



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologia e Ciências

Faculdade de Engenharia

Carlos Eduardo Gonçalves Ferreira

**Sistema de Suporte à decisão espacial aplicado à análise da vulnerabilidade dos
recursos hídricos na bacia Guapi-Macacu / RJ**

Rio de Janeiro

2012

Carlos Eduardo Gonçalves Ferreira

Sistema de Suporte à decisão espacial aplicado à análise da vulnerabilidade dos recursos hídricos na bacia Guapi-Macacu / RJ



Dissertação apresentada, como requisito parcial para o título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Computação, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de Concentração: Geomática.

Orientadora: Prof^a Dr^a Margareth Simões Penello Meirelles

Co-orientadora: Dr^a Rachel Bardy Prado

Rio de Janeiro

2012

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/B

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Carlos Eduardo Gonçalves Ferreira

Sistema de Suporte à decisão espacial aplicado à análise da vulnerabilidade dos recursos hídricos na bacia Guapi-Macacu / RJ

Dissertação apresentada, como requisito parcial para o título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Computação, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de Concentração: Geomática.

Data de Aprovação: _____

Banca Examinadora:

Profª Drª Margareth Penello Meireles (UERJ – orientadora)

Drª Rachel Bardy Prado (Embrapa – co-orientadora)

Profº Dr. Flávio Joaquim de Souza (UERJ)

Profª Drª Juliana Magalhães Menezes (UFF)

Dedico esta dissertação àqueles que sorriem no dia-a-dia, acreditam no amor, que celebram a vida. Como diria Borges, sem saber eles estão salvando o mundo.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha orientadora Rachel, pela oportunidade e confiança durante esses anos. Agradeço pelas críticas, cobranças e companheirismo sempre presente.

Agradeço à minha orientadora Margareth Penello por ter aceitado o convite para orientação e pela oportunidade no PGEC – Geomática.

À CAPES pela bolsa de estudos concedida em parte do curso de mestrado.

Aos professores do PGEC, que ampliaram meu conhecimento em geotecnologias, me fazendo gostar cada vez mais do universo SIG.

À Embrapa Solos como um todo, mais precisamente ao LGi. Agradeço também à equipe de campo: Rachel, Fabiano, Marysol e Glauco da Prefeitura de Cachoeiras de Macacu pela eficiência nas atividades.

Agradeço a todos os especialistas consultados, cujas conversas e contribuições foram decisivas para o desenvolvimento do trabalho, enriquecendo também meu conhecimento: Kátia Mansur, Nelson Fernandes e Gérson Cardoso da UFRJ; Décio Tubbs da UFRuralRJ e Comitê do rio Guandu; Marcelo Dantas do CPRM; José Francisco Lumbreras, Bernadete Pedreira, Ademir Fontana e Humberto Gonçalves da Embrapa Solos; Adérson do DRM/RJ e Evlyn Novo do INPE.

Ao Antônio Jorge do IBGE pela compreensão da importância deste trabalho e pelos dados do Censo 2010.

Aos amigos do LabGIS da FGEL/UERJ, pelas conversas, cafezinhos e almoços na copa da FGEL, vocês não imaginam como foi importante para eu prosseguir. Não deixemos essa união acabar!

Aos amigos da cia. Teatral Nosconosco/UERJ pelas inebriantes conversas no Loreninha e nos bares da rua Jorge Rudge.

À prof^a. Andrea Paula e ao Gustavo Granha pela oportunidade de estágio de docência; foi um bom aprendizado.

À minha família, que também contribuiu durante esta jornada.

Àqueles que me deram uma palavra de ânimo, ou que de alguma forma me fizeram seguir adiante; sem vocês eu realmente não conseguiria.

O homem não morre quando deixa de viver, mas sim quando deixa de amar
Charles Chaplin

RESUMO

FERREIRA, Carlos Eduardo Gonçalves. *Sistema de Suporte à decisão espacial aplicado à análise da vulnerabilidade dos recursos hídricos na bacia Guapi-Macacu / RJ*. 2012. 152f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Computação) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

No contexto do planejamento e gestão dos recursos hídricos em bacias hidrográficas, é crescente a demanda por informações consistentes relativas ao estado do ambiente e pressões ambientais de forma integrada, que possam informar à população e subsidiar as intervenções dos setores público e privado. Essa demanda pode ser satisfeita com a modelagem e integração em um Sistema de Informações Geográficas, com propriedades e funções de processamento que permitem sua utilização em ambiente integrado. Desta forma, nesta dissertação é apresentada uma metodologia para a avaliação multicritério dos recursos hídricos de bacias hidrográficas, desde a seleção de indicadores e definição dos pesos, até a execução de avaliações e espacialização de resultados. Esta metodologia é composta por duas fases: avaliação da vulnerabilidade dos recursos hídricos de uma bacia hidrográfica a partir do uso de sistemas de suporte à decisão espacial, e, avaliação da qualidade das águas através da adaptação de um Índice de Qualidade das Águas. Foram adotada base de conhecimento, sistemas de suporte à decisão, SIG e uma ferramenta computacional que integra estes resultados permitindo a geração de análises com cenários da vulnerabilidade dos recursos hídricos. Em paralelo, a qualidade das águas das sub-bacias hidrográficas é obtida a partir da adaptação do cálculo do Índice de Qualidade das águas proposto pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) e aplicação do Índice de Toxidez. Os resultados mostraram sub-bacias com seus recursos hídricos mais ou menos vulneráveis, bem como sub-bacias com toxidez acima da legislação. A avaliação integrada entre áreas mais vulneráveis e que apresentam menor qualidade e/ou maior toxidez poderá nortear a tomada de decisão ações e projetos visando a conservação dos recursos hídricos em bacias hidrográficas.

Palavras-chave: Análise Multi-critério, Processo Analítico Hierárquico, Integração Temática, Índice de qualidade de água, bacia Guapi-Macacu

ABSTRACT

In the context of planning and management of water resources in river basins, there is growing demand for consistent information concerning the state of the environment and environmental pressures in an integrated manner, that can inform the population and support the activities of the public and private sectors. This demand can be satisfied with the modeling and integration in Geographic Information Systems, with properties and processing functions that allow their use in integrated environment. Thus, this dissertation presents a methodology for multicriterial assessing of water resources in river basins, from the selection of indicators and definition of the weights, to running assessments and spatial representation of the results. This methodology consists of two phases: assessing the vulnerability of water resources of a watershed from the use of spatial decision support systems, and assessment of water quality by adapting a Water Quality Index. Knowledge base, decision support systems, GIS and a computing tool were adopted to integrate these results and allow the generation of scenarios of the vulnerability of water resources. In parallel, the water quality of sub-basins is obtained by from an adaptation of calculation of the water quality index proposed by the Company of Environmental Sanitation Technology (CETESB) and applying the Toxicity Index. The results showed sub-basins, with its water resources more or less vulnerable, as well as sub-basins with toxicity above the permitted. Integrated assessment of vulnerable areas and have lower quality and / or greater toxicity may guide the decision making activities and projects aimed at conserving water resources in river basins.

Keywords: Multicriteria Analysis, Analytical Hierarchical Process, Thematic Integration, Water Quality Index, Guapi-Macacu watershed

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Esquema conceitual do modelo DPSIR	28
Figura 2 – Ilustração do modelo DPSIR aplicado ao estudo de recursos hídricos	29
Figura 5 – Esquema de um sistema especialista, sinalizando a interação entre as diferentes partes que o compõe	35
Figura 6 – Data links de Densidade de estradas e Área urbana, construídos por rede de dependência	36
Figura 5 – Função de pertinência do conjunto “Pessoas Altas” na teoria clássica dos conjuntos	38
Figura 6 – Função de pertinência do conjunto “Pessoas Altas” na teoria dos conjuntos nebulosos.....	38
Figura 7 – Sistema de suporte à decisão típico	41
Figura 8 – Esquema conceitual de um Sistema de Suporte à decisão espacial	42
Figura 9 – Ilustração das sub-bacias a serem avaliadas	46
Figura 10 – Fluxograma de trabalho da dissertação	61
Figura 11 – Localização da área de estudo	64
Figura 12 – Obtenção das sub-bacias utilizando a ferramenta SWAT	69
Figura 13 – Sub-bacias obtidas ao final das interpretações e edições	70
Figura 14 – Declividade obtida a partir do MDE	72
Figura 15 – Mapa Geomorfológico da bacia do Guapi-Macacu	76
Figura 16 – Sistemas aquíferos presentes na área de estudo	78
Figura 17 – Mapa de Solos para a bacia do Guapi-Macacu	80
Figura 18 – Mapa de uso e cobertura da terra da área de estudo	83
Figura 19 – População Residente na bacia Guapi-Macacu, segundo dados do Censo 2010	86
Figura 20 – Associação espacial de dados dos setores censitários com os polígonos das sub-bacias	87
Figura 21 – Função fuzzy da Produção de N per capita.....	90
Figura 22 – Pontos coletados em campo para amostragem de qualidade das águas na Bacia Guapi-Macacu	92

Figura 23 – Coleta de água em campo na Bacia do Guapi-Macacu	93
Figura 24 – Declividade média por sub-bacia	98
Figura 25 – Densidade de drenagem por sub-bacia	99
Figura 26 – Mapa de índice de circularidade, fator associado à forma das sub-bacias	99
Figura 27 – Índice de fragmentos de mata ciliar por sub-bacia	100
Figura 28 – Classes geomorfológicas de área majoritária nas diferentes sub-bacias do Guapi-Macacu	100
Figura 29 – Sistemas aquíferos predominantes em termos de párea, para cada uma das sub-bacias	101
Figura 30 – Solos da bacia com a classe predominante na área de cada sub-bacia ..	101
Figura 31 – Valores médios ‘zonais’ obtidos a partir das classes de Uso e cobertura das terras	102
Figura 32 – Resultado do cálculo de densidade de estradas em cada sub-bacia	102
Figura 33 – Estimativa de P per capita, a partir do Censo 2010	103
Figura 34 – Estimativa de N per capita nas sub-bacias	103
Figura 35 – Diagrama Hierárquico da análise no CDP, da direita para a esquerda: o primeiro item sinaliza o objetivo da análise AHP; mais à direita, em amarelo, o segundo nível da análise (itens Estado e Pressão), prosseguido para o terceiro nível e, por fim a unidade de análise	106
Figura 36 – Avaliação da comparação pareada das variáveis de Estado, indicando com o valor de consistência (a), seguida da avaliação AHP para a Pressão (b)	107
Figura 37 – Funções fuzzy dos Data Links da rede estado do ambiente, editadas no NetWeaver	108
Figura 38 – Argumentos fuzzy das variáveis de pressão	108
Figura 39 – Rede estado do ambiente, com os Data Links operados pelo UNION	109
Figura 40 – Interseção das redes (a), e rede Pressão com seus respectivos <i>Data Links</i> (b)	109
Figura 41 – Redes de dependência para análise da vulnerabilidade, operadas pelo UNION (soma ponderada), juntamente com as redes antecedentes (Estado e Pressão)	110

Figura 42 – Mapa de pertinência da rede estado à vulnerabilidade dos recursos hídricos	111
Figura 43 – Mapa de pressão sobre os recursos hídricos na bacia Guapi-Macacu	113
Figura 44 – Mapa de vulnerabilidade dos recursos hídricos da bacia Guapi-Macacu .	116
Figura 45 – Redes de estado, pressão e Data Links classificados pelo Hotlink para a análise integrada da vulnerabilidade da sub-bacia de número 21.....	117
Figura 46 – Redes da sub-bacia 43 classificadas em função da contribuição ao resultado da vulnerabilidade.....	118
Figura 47 – Data Links da rede pressão da sub-bacia APA Guapimirim	119
Figura 48 – Mapa com IQA e IT para a bacia Guapi-Macacu	123
Figura 49 – Mapa comparativo dos resultados da Vulnerabilidade dos recursos hídricos, IQA _{CETESB} adaptado e Índice de Toxidez	125

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Indicadores do modelo DPSIR para recursos hídricos, proposto pela WFA	29
Tabela 2 – Fatores integrados em SIG para estudos de recursos hídricos	33
Tabela 3 – Hierarquia de pesos entre os critérios	45
Tabela 4 – Matriz de comparação pareada	47
Tabela 5 – Matriz de comparação pareada normalizada	47
Tabela 6 – Vetor de médias	47
Tabela 7 – Matriz de Avaliações dos fatores: Solos, Relevo e Uso do Solo	47
Tabela 8 – Matriz de Intensidade de importância relativa entre os Fatores	48
Tabela 8 – Matriz normalizada de intensidade de importância relativa entre os fatores	48
Tabela 10 – Vetor de pesos relativos entre os fatores	48
Tabela 11 – Valores calculados para a favorabilidade	49
Tabela 12 – Matriz de comparação pareada dos Solos, relativo às Sub-bacias 1, 2 e 3	49
Tabela 13 – Vetor de médias relativo à Sub-bacias	49
Tabela 14 – Tabela de índice aleatório de consistência da matriz	50
Tabela 15 – Pesos dos parâmetros do IQA_{NSF}	55
Tabela 16 – Diferentes classificações para elaboração do IQA nos estados brasileiros..	56
Tabela 17 – Número e nome das sub-bacias da área de estudo	70
Tabela 18 – Valores para a variável Geomorfologia, com as notas dos especialistas (NE)	77
Tabela 19 – Valores para o tema Hidrogeologia, com as notas dos especialistas (NE) para os sistemas aquíferos, numa escala de 0 a 10	79
Tabela 20 – Nota média obtida junto aos especialistas (NEs) do tema Solos	80
Tabela 21 – Classes de solos com as notas dos componentes (NC) ponderadas em função do percentual de área na classe, variando entre 0 e 10	81
Tabela 22 – Classes de Uso e Cobertura, com valores variando entre 0 e 10 de pressão sobre os recursos hídricos	84

Tabela 23 – Índices de qualidade das águas e viabilidade de utilização para o presente estudo	94
Tabela 24 – Pesos atribuídos aos parâmetros do índice de qualidade proposto para a Bacia do Guapi-Macacu	95
Tabela 25 – Padrões estabelecidos para o IT (mg/L) conforme a resolução 357 do CONAMA	96
Tabela 26 – Pesos atribuídos às variáveis de Estado e Pressão em análise AHP para a modelagem da Vulnerabilidade dos Recursos Hídricos	104
Tabela 27 – Valores de pertinência dos <i>Data Links</i> à proposição de vulnerabilidade considerando as variáveis de estado do ambiente	111
Tabela 28 – <i>Data Links</i> com os valores de pertinência à Pressão	114
Tabela 29 – Resultados encontrados nas sub-bacias para a pertinência à vulnerabilidade	116
Tabela 30 – Valores dos <i>Data Links</i> para a sub-bacia Guapimirim-Matadouro na análise	117
Tabela 31 – Valores associados aos <i>Data Links</i> das redes antecedentes da sub-bacia 43	119
Tabela 32 – Resultado do IQA e do índice de Toxidez para as sub-bacias do Guapi-Macacu	120
Tabela 33 – Valores de Cádmio encontrados para as seis sub-bacias consideradas tóxicas	122

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AHP	Analytical Hierarchical Process
AMC	Análise Multi-Critério
ANA	Agência Nacional de Águas
APP	Área de Preservação Permanente
CDP	Criterion Decisium Plus
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CPRM	Companhia de Pesquisa de Recursos Naturais
DPSIR	Driving Forces-Pressure-State-Impact-Response
DRM	Departamento de Recursos Minerais
EMDS	Ecosystem Management Support
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IC	Índice de Circularidade
IQA	Índice de Qualidade das Águas
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IT	Índice de Toxidez
MC-SDSS	Multi-Criteria-Spatial Decision Support Systems
MDE	Modelo Digital de Elevação
OCDE	Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico
NE	Notas dos especialistas
ONU	Organização das Nações Unidas
PDBG	Programa de Despoluição da Baía de Guanabara
PI	Plano de Informação
SDSS	Spatial Decision Support Sytems
SIG	Sistema de Informações Geográficas
SISNAMA	Sistema Nacional de Meio Ambiente
SSD	Sistema de Suporte à Decisão
SWAT	Soil Water Assessment Tool
USDA	United States Department of Agriculture

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	18
1.0 Justificativa e Hipóteses	20
1.1 Objetivos	21
1.2 Estrutura da dissertação	22
2.0 ABORDAGEM CONCEITUAL	24
2.1 Avaliação Ambiental e Recursos Hídricos	24
2.2 O modelo conceitual DPSIR	26
2.3 SIG e modelagem	30
2.4 Integração temática em SIG	32
2.4.1 <u>Integração Temática em SIG e recursos hídricos</u>	32
2.5 Sistemas Especialistas Baseados em Conhecimento	34
2.6 Modelagem através do uso da Lógica Nebulosa	36
2.7 Sistemas de Suporte à Decisão	40
2.8. Sistemas de Suporte à Decisão Espacial	42
2.9 Análise Multicriterial	43
2.10 Processo Analítico Hierárquico	45
2.11 Qualidade das águas	51
2.11.1 <u>Parâmetros, Monitoramento e Avaliação</u>	52
2.11.2 <u>Índices de Qualidade das águas</u>	53
3.0 METODOLOGIA	58
3.1 Análise do problema e definição dos indicadores	58
3.2 Modelagem e inferência do conhecimento	58
3.3 Cálculo do Índice de qualidade de água	59
3.4 Materiais utilizados	60
4.0 ESTUDO DE CASO	63
4.1 Área de estudo	63

4.1.1 <u>Situação dos recursos hídricos na bacia Guapi-Macacu</u>	66
4.2 Vulnerabilidade dos Recursos hídricos e indicadores selecionados	67
4.3 Base de dados geográficos para o estudo de caso	68
4.3.1 <u>Obtenção e espacialização da unidade de análise</u>	68
4.3.2 <u>Levantamento, atualização e organização dos dados geográficos disponíveis</u>	71
4.3.3 <u>Obtenção dos temas de análise</u>	71
4.3.4 <u>Temas de análise – Estado do Ambiente</u>	71
4.4.2 <u>Temas de análise – Pressão sobre os recursos hídricos</u>	82
4.5 Construção da estrutura hierárquica e cálculo dos pesos dos temas no CDP	87
4.6 Construção da base de conhecimento e das redes de dependência no Netweaver	88
4.7 Avaliação da vulnerabilidade dos recursos hídricos no EMDS	90
4.8 Análise da qualidade das águas	91
4.8.1 <u>Aplicação do Índice de Qualidade das Águas</u>	93
4.9 Análise comparativa entre IQA, IT e Vulnerabilidade dos Recursos Hídricos.	97
5.0 RESULTADOS E DISCUSSÃO	98
5.1 Resultados encontrados na obtenção dos valores dos temas para as sub-bacias	98
5.1.1 <u>Mapas da rede estado do ambiente</u>	98
5.1.2 <u>Mapas da rede pressão sobre os recursos hídricos</u>	102
5.1 Resultados encontrados na estruturação hierárquica em AHP	104
5.2 Resultados encontrados na construção da base de conhecimento e das redes de dependência	107
5.1 Resultados encontrados por sub-bacia na integração temática	110
5.1.2 <u>Resultados da análise integrada da rede Estado do Ambiente</u>	110
5.1.1 <u>Resultados da análise integrada da rede pressão sobre os recursos hídricos</u>	113
5.1.3 <u>Resultados encontrados a análise integrada da vulnerabilidade dos Recursos hídricos</u>	115
5.2 Resultados encontrados para o IQA_{CETESB} adaptado e Índice de Toxidez	117

5.3 Resultado comparativo entre IQA, IT e Vulnerabilidade dos Recursos Hídricos	124
5.0 CONSIDERAÇÕES FINAIS	128
6.0 REFERÊNCIAS	130
7.0 APÊNDICES	143
7.1 Apêndice A – Tabela das variáveis de análise	143
7.2 Apêndice B – Tabela de Solos	145
7.3 Apêndice C – Tabela de Uso e Cobertura da Terra	148
7.4 Apêndice D – Tabela de Geomorfologia	149
7.5 Apêndice E – Tabela de Sistemas Aquíferos	151

INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, a humanidade tem assistido a uma crescente aceleração na degradação dos recursos hídricos disponíveis no planeta. A água, elemento essencial à humanidade em seus múltiplos usos, componente fundamental do ciclo hidrológico, foi item do documento final “O futuro que queremos”, durante a Conferência da ONU Rio+20, com a aprovação do documento que discorre sobre as ações a serem adotadas para a promoção do desenvolvimento sustentável (ONU, 2012).

No texto, a água é citada como o “cerne do desenvolvimento sustentável, pois está intimamente ligada a uma série de importantes desafios globais”, sendo também item citado em diversos parágrafos, mesmo sem deliberar metas e planos, porém considerando como objetivo a ampliação do acesso à água em quantidade e qualidade. Por fim, o texto também atenta para a necessidade de investimentos na despoluição das águas e incremento da sua qualidade, além de promover a troca de experiências entre os países, através de parcerias e cooperação.

Nesse contexto, a gestão dos recursos hídricos para o abastecimento público aparece como uma questão cada vez mais preponderante nos diferentes países. Essa gestão tem, entre outras finalidades, auferir e acompanhar a qualidade dos corpos hídricos disponíveis (TUNDISI, 2003). A situação atual é de usos indiscriminados desses recursos como, por exemplo, lançamento de resíduos líquidos e sólidos, redução de áreas alagadas e mata ciliar, que acabam por comprometer a disponibilidade de águas superficiais e subterrâneas (LERMONTOV, 2009). Soma-se isto à elevada demanda por água na sociedade para abastecimento, produção de energia, irrigação, pesca, diluição de nutrientes, dentre outros.

Do ponto de vista da gestão dos recursos hídricos, o grau de pureza desejado para a água é relativo aos usos que se deseja fazer dela como, por exemplo, consumo humano, preservação de fauna e flora, pesca, uso industrial, geração de energia elétrica, dentre outros. Por conseguinte, as características qualitativas esperadas para a água dependem do uso que se deseja para a mesma, ou seja, é variável (PESSOA, 2010).

Nessa direção, o comprometimento da quantidade e qualidade da água de rios e lagos se amplia, onde a dinâmica de uso e manejo inadequado e conseqüente alteração dos ecossistemas aquáticos devido a ações antrópicas, acaba por provocar o assoreamento de rios e reservatórios, implicando na redução da disponibilidade de água, além da contaminação de mananciais causando e inviabilizando o consumo humano das águas (PRADO, 2004). Desta forma, uma visão mais holística da situação em que se encontram os recursos hídricos se faz necessária para nortear as tomadas de decisões sobre as políticas de uso desses recursos.

Christofoletti (1999) destacou que a aplicação de técnicas de simulação ambiental na elaboração de diagnósticos e cenários baseados na simulação entre variáveis ambientais, em ambiente computacional, permite avaliar as conseqüências de ações antrópicas sobre as águas de uma bacia hidrográfica.

Para a geração de cenários que representem a situação atual para subsidiar predições e ações sobre os recursos hídricos de uma bacia hidrográfica, dispõe-se, entre outras ferramentas, os Sistemas de Suporte à Decisão Espacial (SSDS), que por sua vez integram bases de conhecimento, Sistemas de Informações Geográfica (SIG) e banco de dados geográficos; por fim, ocorre a disponibilização informações para suporte à tomada de decisão (MONTEIRO, 2010).

Assim, no contexto de subsídio à gestão conservacionista dos recursos hídricos, propõe-se, neste trabalho, a utilização de bases de conhecimento, SSDS em ambiente SIG para auxiliar o diagnóstico do estado do ambiente e pressões antrópicas, permitindo uma análise conjunta com a qualidade das águas para abastecimento público.

1.0 Justificativa e Hipóteses

Nas análises ambientais, o conjunto de variáveis e os inter-relacionamentos entre as entidades consideradas são tanto mais diverso quanto maior a complexidade do fenômeno e/ou ambiente em estudo (CRISTOFOLETTI, 1999). Desta forma, torna-

se complexo e desafiante um estudo que consiga refletir satisfatoriamente a vulnerabilidade das águas e as condições de qualidade dos corpos hídricos de uma bacia hidrográfica para os usos a que se propõe (por exemplo, abastecimento público, entre outros).

Tal situação conduz a busca por uma metodologia que consiga captar a experiência de especialistas e a adequação à propostas regionais, aderentes às condições hidrográficas, climáticas e mesmo políticas de cada região, ao tipo de ambiente aquático e aos usos que se pretende para a água e identificar onde a condição de vulnerável se expressa com maior ou menor grau.

Frente ao exposto, levantam-se algumas questões: a apropriação de ferramentas computacionais, somadas à técnicas de hierarquização e modelagem, se faz útil e necessária para representar e modelar fenômeno em questão (vulnerabilidade das sub-bacias)? É possível que a metodologia apresentada neste estudo auxilie aos tomadores de decisão na gestão dos recursos hídricos de uma bacia hidrográfica? A análise integrada da vulnerabilidade dos recursos hídricos em SIG e índices de qualidade da água se constitui em importante ferramenta para o planejamento e gestão de bacias hidrográficas?

Portanto, a motivação desse trabalho está na aplicação de uma metodologia para o estudo da vulnerabilidade das águas, desenvolvida com a contribuição de especialistas e sua percepção subjetiva, adquirida a partir da experiência profissional em temas ambientais diversos, com interface sobre os recursos hídricos.

1.1 Objetivos

O presente estudo objetiva identificar a vulnerabilidade dos recursos hídricos nas sub-bacias da bacia Guapi-Macacu, aplicando uma metodologia de análise integrada de uma base de conhecimento, sistema de suporte à decisão espacial e qualidade das águas.

Para alcançar tal objetivo, serão contemplados os seguintes objetivos específicos:

- a) Estruturar uma base de conhecimento com fatores de estado do ambiente e pressão antrópica que influenciam a vulnerabilidade dos recursos hídricos, utilizando redes de dependência;
- b) Utilizar do processo analítico hierárquico (AHP) para análise multi-critério;
- d) Analisar de forma integrada a vulnerabilidade dos recursos hídricos de sub-bacias hidrográficas em um ambiente de suporte à decisão espacial;
- e) Aplicar de um Índice de Qualidade da Água (IQA), com as adaptações para o estudo de caso, na bacia Guapi-Macacu;
- f) Associar os obtidos pela análise integrada da vulnerabilidade dos recursos hídricos em sub-bacia hidrográfica com os obtidos pelo IQA adaptado;

1.2 Estrutura da dissertação

Esta dissertação é constituída de uma Introdução e quatro capítulos, acrescidos das referencias bibliográficas e dos apêndices. A introdução aponta o problema a ser tratado e os objetivos do trabalho. O segundo capítulo traz uma abordagem teórica sobre o modelo conceitual (DPSIR) que foi apropriado para o trabalho, avaliação dos recursos hídricos, integração temática em SIG, modelagem através de lógica nebulosa, técnica AHP, bem como sistemas de suporte à decisão e qualidade das águas. O terceiro capítulo apresenta a metodologia utilizada para a avaliação da vulnerabilidade dos recursos hídricos em bacia hidrográfica, e para o cálculo da qualidade das águas, assim como o fluxograma da metodologia proposta. O quarto capítulo trata do estudo de caso da bacia Guapi-Macacu, e a aplicação da metodologia proposta. No quinto

capítulo são apresentados resultados de cada avaliação e a comparação dos seus resultados, e em seguida as considerações finais. Por fim, constam as referências e apêndices utilizados na pesquisa.

2.0 ABORDAGEM CONCEITUAL

2.1 Avaliação Ambiental e Recursos Hídricos

No contexto da avaliação dos recursos hídricos, tem sido cada vez maior a demanda por informações ambientais consistentes, que possam nortear e conciliar o interesse das diferentes demandas por água na sociedade. Nesta demanda por informações, aparecem os indicadores para sintetizá-las e simplificar sua comunicação à sociedade, auxiliando a tomada de decisão (MENEZES, 2009).

Ferraz (2012) comenta que uma das motivações para o uso de indicadores para a tomada de decisão se deve ao fato destes possibilitarem a transposição de um conhecimento científico de ordem física ou social para unidades de informação gerenciáveis, como por exemplo, bacias hidrográficas, além de auxiliar a visualização da problemática envolvida. O autor comenta ainda a necessidade do exame dos indicadores mais pertinentes ao problema ambiental que se deseja intervir.

Menezes (2009) destaca que as conclusões da avaliação de recursos hídricos por meio de indicadores e índices devem ser ao mesmo tempo justificáveis para os cientistas, compreensíveis ao público em geral e úteis para os tomadores de decisão, conhecidos como *Stakeholders*¹.

Na avaliação dos recursos hídricos, geralmente considera-se a bacia hidrográfica como unidade de análise e planejamento (JENKINS et al., 1994; PETERSON et al., 2011). Assim, Peterson et al. (2011) destacam que a bacia hidrográfica é importante unidade por apresentar interações complexas entre água e fatores geológicos, geomorfológicos, biológicos e sócio-econômicos dentro de seus limites e, portanto, representa o ambiente sob uma perspectiva holística.

Von Sperling (2005) destaca que as alterações antrópicas em bacias hidrográficas se refletem em todos os componentes do ciclo hidrológico, assim como na

¹ Os *stakeholders*, ou grupos de interesse, no contexto dos recursos hídricos, são todos os que neles possuem algum interesse, ou são usuários da água alguma forma. (MENEZES, 2009).

qualidade das águas. Portanto, para uma avaliação da vulnerabilidade dos recursos hídricos, por exemplo, seria necessário considerar seu estado natural e processos intrínsecos, além de elementos de causa e efeito das ações de origem antrópica sobre a água.

Uma avaliação de vulnerabilidade à qualidade das águas superficiais do arroio Sapucaia (no Rio Grande do Sul), foi realizada por COUTO (2005) através de uma integração temática em SIG, cujo resultado foi apresentado em um mapa que sinaliza sub-bacias de risco potencial à qualidade da água superficial dessa bacia hidrográfica segundo os critérios adotados.

Ao utilizar Sistemas de suporte à decisão espacial e indicador de pegada ecológica na avaliação da vulnerabilidade ambiental das sub-bacias hidrográficas do rio Xingu, Monteiro (2010) comenta que a análise integrada de fatores de estado e pressão sobre o ambiente pode estabelecer uma relação direta com resultados de indicadores de sustentabilidade ambiental (pegada ecológica).

Hoekstra e Chapagain (2011) apresentaram o indicador pegada hídrica, que visa avaliar as necessidades diretas e indiretas de água para sustentar o modo de vida de uma localidade, pessoa, empresa, país e produto. Essa metodologia entende como elementos a composição (água virtual) e fatores determinantes (volume e padrão de consumo, clima e práticas agrícolas). Para o cálculo da pegada hídrica considera-se o consumo de água somado a água virtual importada, menos às águas de exportação. A vantagem deste método é que a concepção desse indicador fornece instrumentos pertinentes para analisar e compreender a maneira como a água é consumida na atualidade, e em diversas regiões do planeta, conduzindo a uma discussão sobre os padrões de uso sustentável da água.

Maranhão (2007) destaca que por diversas vezes, as premissas utilizadas para justificar a seleção de indicadores em avaliações dos recursos hídricos não são explicitados pelos seus autores, deixando o analista ou o tomador de decisão com dificuldade para compreender o que esta sendo proposto. Desta forma, independente de quais sejam os indicadores ambientais selecionados para o planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos, é fundamental que estes estejam adequados do

modelo conceitual de referência, para a melhor interpretação do problema e compreensão de como os temas se relacionam entre si.

Assim, os indicadores ambientais selecionados sob a estrutura conceitual de um determinado modelo de referência, deverão permitir a compreensão de contextos e situações onde algum interesse pela água se manifesta.

2.2 O modelo conceitual DPSIR

No aspecto conceitual, os modelos se constituem como ferramentas importantes para a representação de uma situação que necessite organização do problema ou dos temas sob avaliação. Além disso, indicam quais as questões-chave que devem ser respondida pelos indicadores selecionados (FERRAZ, 2012). Assim, a definição do modelo antecede a seleção dos indicadores pertinentes ao problema ou situação analisada.

Niemeijer (2006) e Soares (2007), ao revisarem modelos conceituais e indicadores ambientais, colocam que o uso de modelos conceituais baseados na causalidade tem benefícios interessantes, já que com uma organização estruturada dos indicadores selecionados, transmitem-se informações de maneira direta aos responsáveis pelas decisões. Além disso, fica mais compreensível de como as informações fornecidas pelos indicadores se relacionam com os processos e como as ações poderiam resolver problemas ambientais ocasionados pelo homem, além de interligar diferentes áreas do conhecimento, mas que se relacionam: agricultura / meio ambiente, urbanismo / recursos hídricos.

Com a necessidade de geração de estruturas para melhor representação de problemas ambientais, considerando a formalização das relações entre vários setores de atividades e o meio ambiente como relações de causalidade, a Agência Européia de Meio Ambiente (EEA) no ano 2000 (EEA, 2000) adaptou o modelo conceitual até então adotado pelas grandes instituições, o *PSR* (Pressure, State, Response) preconizado pela OECD em 1994 (OECD, 1994). Nessa adaptação, criou-se uma versão mais

refinada e adicionaram-se outros itens, denominando-o *DPSIR* (*Driving Forces, Pressure, State, Impact e Response*, em português, Forças Motrizes, Pressão, Estado, Impacto e Resposta).

Frequentemente utilizado e recomendado pela (WFA, 2002), o modelo de elementos encadeados DPSIR pode ser entendido como uma estrutura de conexões entre causa e efeito, isto é, descreve relações entre causas/origens e os impactos sobre um sistema. Desde criado pela EEA, vem sendo mundialmente e amplamente aplicado no contexto da avaliação e gestão ambiental, e atualmente, nos estudos de desenvolvimento sustentável. Uma variação do *DPSIR*, *DSR* (*Driving Forces, State, Response*), também foi utilizada pela ONU em estudos de avaliação da sustentabilidade (UN, 2001).

O modelo DPSIR considera que uma ou mais forças motrizes causam uma ou mais pressões sobre um sistema. As pressões então determinam o estado deste sistema. Ao se perceber ou avaliar a mudança do estado de um sistema, o impacto pode então ser mensurado ou analisado. As respostas, associadas à sociedade ou ainda à tomada de decisão, aparecem como uma espécie de ‘fator de controle’ sobre o sistema, buscando uma melhor gestão nas atividades ou resolução de problemas (SOARES, 2007).

Basicamente, as forças motrizes são atividades com efeitos sobre a qualidade e quantidade de um determinado sistema. É possível agrupar tais atividades em objetivos ou ações em comum, como por exemplo, indústria, agricultura, ou transporte.

Enquanto as forças motrizes descrevem ‘o que’ afeta o sistema, a pressão indica de que maneira as forças o afetam. Uso de pesticidas pode ser entendidos como pressão da força motriz Atividade agrícola. A pressão não é exatamente o impacto que uma atividade tem sobre um sistema, mas o que torna a força motriz mensurável.

O ‘estado’ contém a condição de um sistema. Enquanto o estado de um sistema está em função (mensurável) dos processos resultantes da pressão, indicadores são necessários para descrever tal estado do sistema. Desta forma, os indicadores são parâmetros medidos ou resultantes de elementos do próprio sistema, ou da interação desses parâmetros medidos. Solos, Geologia, Sistemas Aquíferos podem ser

considerados indicadores do estado natural do ambiente. A Figura 1 ilustra o esquema do modelo DPSIR:

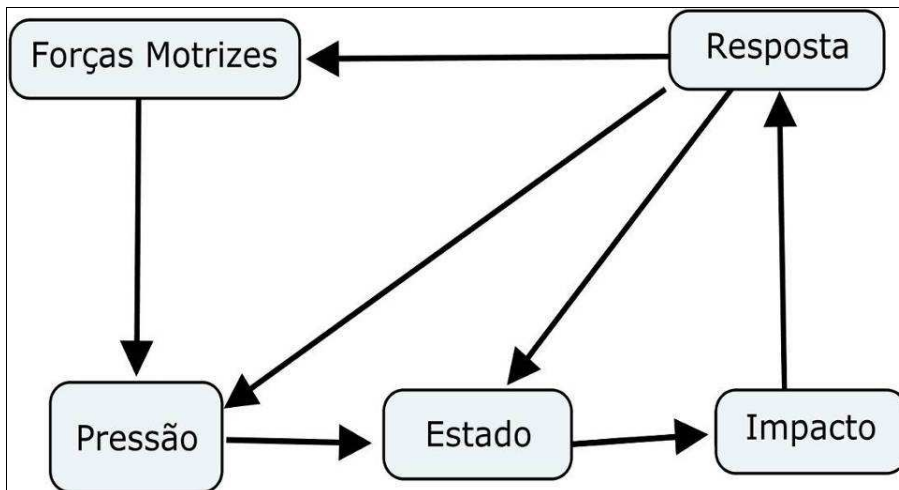


Figura 1. Esquema conceitual do modelo DPSIR. Adaptado de SOARES (2007).

Considerando a idéia de causa e efeito do modelo DPSIR, e as pressões que causam mudanças no estado do sistema, aparece o elemento 'impacto' como a descrição e mensuração dos resultados da mudança sobre o sistema. Todas as atividades sobre o ambiente, em maior ou menor grau causam impacto sobre o sistema. O último elemento, a resposta, surge quando a sociedade ou o tomador de decisão se manifesta ao haver um desequilíbrio entre os elementos estado e impacto, interagindo com os demais componentes do modelo, conforme ilustrado na figura anterior e apontado por Niemeijer (2006).

Walmsley (2002) coloca que o DPSIR foi um modelo eficiente na formalização de todo o processo de tomada de decisão no contexto do gerenciamento sustentável dos recursos hídricos, mas que análises teóricas e metodológicas mostraram a necessidade de desenvolver uma ferramenta integrada e mais dinâmica para apoiar a decisão. Neste trabalho, o autor desenvolveu conceitualmente o modelo DPSIR para gestão de bacias hidrográficas, conforme aponta Figura 2:

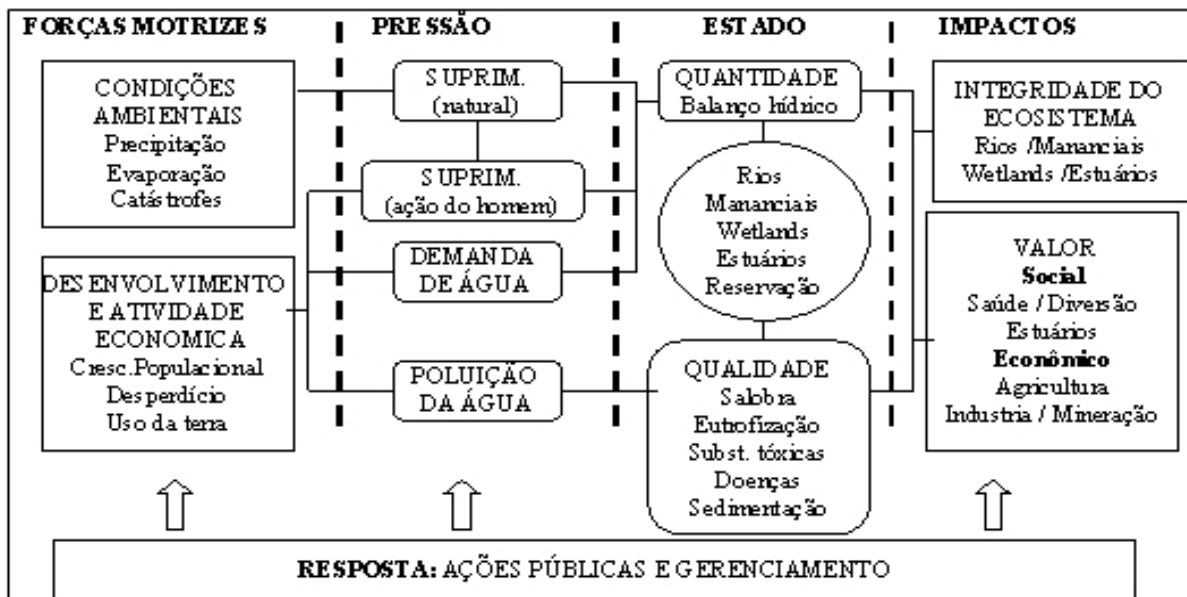


Figura 2. Aplicação do modelo DPSIR para gestão de bacias hidrográficas. Fonte: SOARES (2007), adaptado de Walmsey (2002).

Em 2002, a Water Framework Directive (WFD), iniciativa da União Europeia para os recursos hídricos, definiu como o DPSIR como modelo central para estudos (WFA, 2002), associando os elementos do modelo com os indicadores, conforme assinalado na Tabela 1:

Tabela 1. Indicadores do modelo DPSIR para recursos hídricos, proposto pela WFA.

INDICADORES	DEFINIÇÃO
Força motriz	As atividades antropogênicas devem causar efeitos ambientais (indústria, agricultura)
Pressão	O efeito direto das forças motrizes (efeitos que causem mudanças no escoamento do corpo hídrico ou mudança na química da água)
Estado	As condições dos corpos hídricos resultante dos fatores naturais e antropogênicos (características físicas, químicas e biológicas)
Impacto	A reação do meio ambiente as pressões (mortalidade de peixes, mudanças no ecossistema)
Resposta	Medidas tomadas para melhorar o estado dos corpos hídricos (restrição do uso, limitação do número de pontos poluentes, melhoria

	nas práticas da agricultura)
--	------------------------------

Fonte: Adaptado de WFA (2002), p.15.

A vulnerabilidade dos recursos hídricos, entendida enquanto conjunto de fatores naturais (estado natural) e antrópicos (pressão) que podem aumentar ou diminuir a condição de risco à poluição das águas se enquadraria em um indicador de situação do ambiente.

Ao aplicar o modelo DPSIR, Heinonen (2008) para estudos em lagos da Europa [Projeto EUROLAKES], sinaliza limitações no modelo. As conseqüências ou impactos de atividades agropastoris puderam ser verificadas através de uma série de indicadores de estado, como concentração de oxigênio, fósforo total e clorofila. As mudanças sobre o estado dos corpos hídricos – registradas através do estado trófico dos lagos – têm impactos na biosfera e antroposfera, reduzindo a qualidade das águas. Após a identificação das pressões e impactos, o autor sugere a quantificação de ações de tratamento e também o desenvolvimento estratégias possíveis para redução de danos ao ecossistema. Embora úteis, indicadores a partir de modelos baseados em processos físicos não subsidiam plenamente tais estratégias, enquanto os indicadores conceituais descrevem as pressões sobre os recursos hídricos somente de forma qualitativa.

2.3 SIG e modelagem

A análise espacial de dados geográficos abrange uma diversidade de atividades que auxiliam na descrição, compreensão e predição de padrões e associações por meio de mapas, onde a modelagem dos dados georreferenciados de ordem territorial, ambiental, etc., é item fundamental. No contexto da análise espacial, a palavra modelagem refere-se à representação simbólica dos relacionamentos entre objetos espaciais e seus atributos (MEIRELLES et al., 2007).

Nos SIGs, a modelagem é a etapa do processo analítico que propicia a descoberta, descrição e predição de fenômenos espaciais. Assim, as operações de

análise espacial para obtenção de uma nova informação por meio de operações sobre um ou mais mapas podem ser utilizadas diretamente sobre as camadas ou planos de informação (PIs), utilizando valores das classes em questão; indiretamente, por meio de tabelas de atributos ou recuperando informações existentes em banco de dados geográficos conectados aos objetos espaciais; ou ainda combinando tudo isto: banco de dados, mapas.

Ao efetuarem a modelagem em SIG a partir da base de conhecimento da Companhia de Pesquisa de Recursos Naturais (CPRM) para dados geológicos, Bizzi et al. (2003) verificaram que o nível de informação do Banco de Dados Geográficos disponível não permitia ainda testar modelos específicos para determinadas regiões com base em suas características específicas para extrapolar para outras áreas, concluindo que os dados causam maior impacto nos resultados quando estes possuem escala de maior detalhe.

Lo e Yeung (2002) e Alonso et al. (2004) apontaram algumas questões de modelagem em SIG, tais como: necessidade de maior velocidade e capacidade de processamento da informação; cada vez maior volume de dados e de precisão nas informações capturadas; aprimoramentos na representação tridimensional, temporal e no tratamento de fenômenos espaciais dinâmicos; o aumento da capacidade da gestão das variações de escala, da incerteza, da qualidade dos dados e da necessidade de análise da relação do impacto decorrente da implementação dos SIG sobre o grupos de usuários de diversas áreas do conhecimento. Por fim, os autores consideram que o SIG deve ser um elemento de inserção e participação dos usuários envolvidos, indo além de suporte externo/mecânico para a tomada de decisão espacial.

Assim, a modelagem em SIG também seria de fundamental importância para, por exemplo, integrar dados geográficos de temas ambientais, e permitir a geração de cenários capazes de subsidiar o planejamento e gestão ambiental.

2.4 Integração temática em SIG

Bonham-Carter (1994), apontou que os modelos de integração de dados nos Sistemas de Informação Geográfica podem ser divididos em duas categorias, os orientados pelos dados e os orientados pelo conhecimento.

Os modelos de integração de dados dirigido pelos dados geralmente visam combinar dados espaciais para descrever e analisar interações, de modo a fazer previsões por meio de modelos prospectivos empíricos, que forneçam apoio para a definição de áreas de maior potencial para a ocorrência de um determinado evento ou fenômeno com análise somente entre os dados. Por exemplo, as classes de um mapa de tipos de cultivo agrícola combinado com valores recomendados de aplicação de Potássio para cada um dos tipos de cultivo mapeados produziria um mapa de demanda de Potássio. Mapas de favorabilidade à escorregamentos, erosão, a partir da sobreposição de dados ou métodos estatísticos sobre eles se enquadram neste modelo de integração.

Os modelos de análise espacial dirigidos pelo conhecimento são baseados em diferentes modelos para a estimação de pesos para os diferentes planos de informação utilizadas em uma análise. A abordagem baseada em conhecimento geralmente emprega: auxílio de especialistas, definição de um modelo conceitual, com regras binárias ou *Fuzzy*. Nesse tipo de modelo os pesos geralmente são baseados em opiniões de especialistas.

2.4.1 Integração temática em SIG e Recursos Hídricos

A integração temática em SIG para as pesquisas ambientais vem também merecendo atenção entre os especialistas de recursos hídricos. Isso pelo fato de possibilitar a exploração e análise dos dados espaciais, gerando informação, facilitando o manuseio dos dados e apresentação dos resultados em diferentes formas, alta qualidade e rápida disseminação, automatização de tarefas rotineiras e visão da totalidade do fenômeno estudado (GOMES, 2008). Com isto, a geração de cenários e diagnósticos ambientais se torna mais ágil.

Uma das etapas do trabalho de Pires (1995) propôs a análise de deterioração da qualidade das águas superficiais no município de Luiz Antônio (São Paulo). Para tal, foram cruzados dados de mapeamento hidrológico e uso e coberturas da terra, utilizando o SIG IDRISI, onde o autor considerou como risco à qualidade: áreas industriais, estradas utilizadas para transporte de produtos tóxicos, áreas suscetíveis à erosão, áreas agrícolas, áreas de tratamento de resíduos sólidos e líquidos.

Nesse sentido, foram verificados trabalhos como os de Souza et al. (2003), Sener et al. (2005), Lemacha (2008), Musa et al. (2009) e Lima et al. (2009) que utilizaram o SIG para estudo em águas subterrâneas, e Prado (2004) para águas superficiais, onde a seleção de fatores (em SIG denominados planos ou camadas de informação) considerou os objetivos do trabalho, particularidades da localidade estudada e disponibilidade de dados georreferenciados, pode ser verificada na Tabela 2, a seguir:

Tabela 2. Fatores integrados em SIG para estudos de recursos hídricos.

Autor	Planos (ou camadas) de informação utilizados
Souza <i>et al.</i> (2003)	Mapas de declividade, densidade de fraturas, solos, uso do solo e cobertura vegetal, litologia e densidade de drenagem.
Prado (2004)	Mapas de solos, geomorfologia, geologia, coeficiente de variação da pluviosidade, densidade de drenagem, distância até o corpo hídrico principal e uso e cobertura da terra
Sener <i>et al.</i> (2005)	Declividade, densidade de lineamentos, uso e cobertura da terra, geologia, densidade de drenagem, precipitação anual, topografia.
Lemacha (2008)	Mapa de declividade, densidade de lineamento termal das rochas, densidade de lineamento das rochas, solos, uso e cobertura da terra, litologia, profundidade do solo e densidade de drenagem.
Lima <i>et al.</i> (2009)	Declividade, densidade de fraturas das rochas, tipo de solo, uso e cobertura da terra e litologia.
Musa <i>et al.</i> (2009)	Declividade, densidade de lineamento, tipo de solo, uso e cobertura da terra, litologia, precipitação anual, elevação topográfica e densidade de drenagem.

Quaisquer que seja o modelo adotado para análise integrada para avaliação dos Recursos Hídricos, os diferentes autores pesquisados atentam para que o conjunto de observações, dados e informações devem ser sistematicamente ordenados e desejavelmente concomitantes em termos de escala dos dados a serem integrados, tanto para a integração dirigida pelos dados, quanto a integração baseada em conhecimento.

2.5 Sistemas Especialistas baseados em conhecimento

Sistemas baseados em conhecimento são programas que resolvem problemas complexos dentro de um domínio definido, a partir do processo de pensamento humano, que é baseado em lógica, regras, opinião e experiência (RAUTENBERG et al., 2011). O autor comenta que esse conhecimento é explícito e organizado a partir da experiência humana, visando simplificar a tomada de decisão. Comenta também que é permitido ao usuário a avaliação do efeito de novos fatos ou regras (o que muitas vezes é chamado de base de regras). Assim, o conhecimento estruturado nesse tipo de sistema busca entender o relacionamento entre os fatos / regras para a solução de um problema.

Os sistemas baseados em conhecimento começaram a ser utilizados a partir dos anos 1940, a partir da proposta de cientistas de desenvolver sistemas como um mecanismo computacional geral para resolver problemas, representando o conhecimento da solução utilizando um interpretador de regras para encadeá-las ou mesmo por meio de regras do tipo ‘*se-então*’ ‘*ou-se*’ (KLEIN, 2008).

Um sistema especialista baseado em conhecimento pode ser entendido como um programa que se utiliza de diversas técnicas para raciocínio e representação do conhecimento, (MEIRELLES et al, 2005). Seu cerne é a base de conhecimento sobre um saber específico acumulado durante a construção do sistema, que pode ser construído através de redes de dependência.

Na execução das regras de uma base, o processo é feito pelo motor ou mecanismo de inferência, que trabalha, ou “raciocina”, a partir do conhecimento contido na base e gera informações para o usuário, que interage pela interface disponibilizada. A partir de uma busca e ordenação das regras a serem avaliadas, o processo de inferência é direcionado, funcionando como uma espécie de “supervisor” que dirige a operação sobre o conhecimento adquirido e contido no sistema especialista (FERNANDES, 2003). A Figura 3 mostra o esquema de um sistema especialista baseado em conhecimento.

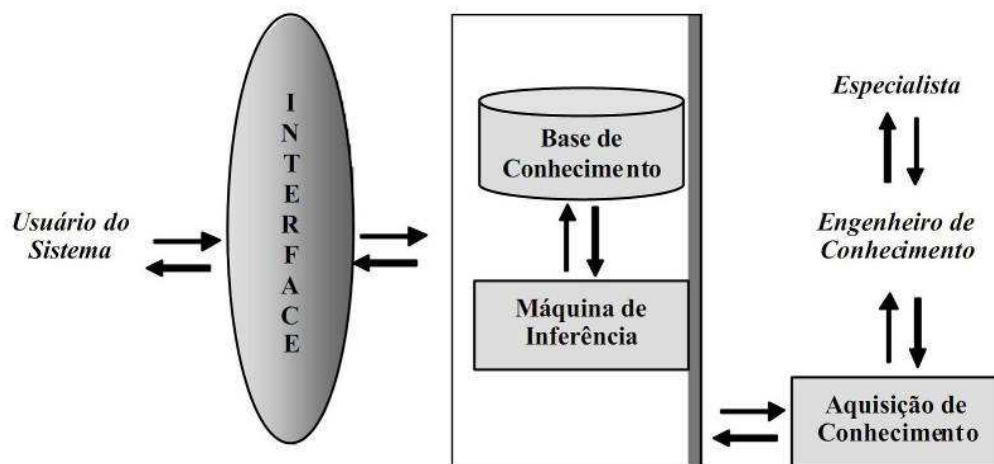


Figura 3. Esquema de um sistema especialista, sinalizando a interação entre as diferentes partes que o compõe.

Henriques (2001) comenta que no processo de modelagem da informação em uma base de conhecimento, os conceitos de objetividade e seletividade devem estar concisos, para que o objetivo do projeto não seja disperso.

Bueno (2003) aponta que a base de conhecimento que opera considerando redes de dependência possui os seguintes componentes: As *redes de dependência* que representam os tópicos de interesse no domínio do problema que vai ser avaliado; as ligações de dados (*Data links*), que consultam e avaliam os dados, e os nós (ou operadores) que especificam as relações lógicas ou matemáticas entre as redes de dependência e os *Data links*. A Figura 4 ilustra *dois Data links* unidos pelo operador lógico *OR* em uma mesma rede de dependência.

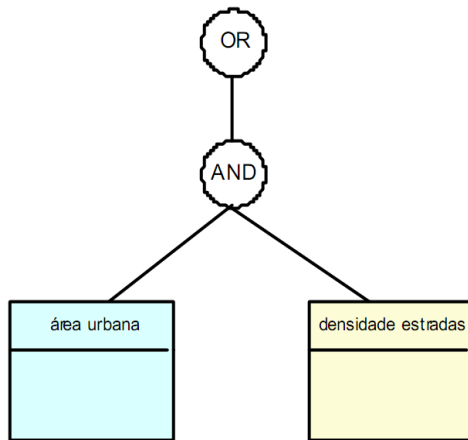


Figura 4. *Data Links* de densidade de estradas e área urbana, construídos por rede de dependência.

Costa et al. (2005) justificam o uso de bases de conhecimento pelo fato de a modelagem matemática do ambiente apresentar duas questões principais: i) não existe formulação matemática para implementação do modelo conceitual concebido ou ii) existe a formulação, mas não existe precisão nos dados para acurácia matemática do modelo. Os autores também mencionam que as redes de conhecimento permitem representar o modelo sobre as condições do estado dos ecossistemas ou processos, permitindo simulações a fim de: i) pesquisar os antecedentes para simular o futuro; ii) evoluir o estado atual a partir dos antecedentes e iii) informar as dependências entre redes.

Frente ao exposto, entende-se que a base de conhecimento é um conjunto de conhecimentos/informações que foi organizado dentro de uma estrutura formal sintática e semântica e que permite inferências de maneira booleana ou nebulosa sobre um problema.

2.6 Modelagem através do uso da Lógica Nebulosa

Na modelagem do conhecimento, ao se abordar a imprecisão e da incerteza dos dados, comumente utiliza-se a teoria dos conjuntos e a teoria de probabilidades. Estas

teorias, embora úteis, muitas vezes não conseguem tratar o aspecto vago e captar a riqueza da informação fornecida pelos especialistas (CORREA & SANDRI, 1999).

Zadeh (2008) afirmou que conforme o grau de incerteza de um problema aumenta, a capacidade de descrição de um modelo para resolução do mesmo decresce. Nos modelos matemáticos tradicionais, é colocado que um determinado conjunto de dados possui pertinência exclusiva a um determinado conjunto verdadeiro ou falso (*Lógica Booleana*), eliminando a capacidade do dado de pertencer parcialmente a um conjunto e o outro simultaneamente, segundo um grau de pertinência. Nesse contexto aparece a *Lógica Nebulosa* ou *Fuzzy*, desenvolvida por Lofti Zadeh a partir dos anos 1960 (ZADEH, 1965) como um meio de modelar incertezas da informação. O autor introduziu o conceito de pertinência, onde um elemento pertence a um conjunto com um grau de pertinência associado.

O conceito de pertinência de um elemento a um conjunto, na teoria clássica dos conjuntos, é exclusivo, de forma que para um conjunto A em um universo X, os elementos deste universo simplesmente pertencem (valor verdadeiro) ou não pertencem (valor falso) àquele conjunto conforme a equação 3, a seguir:

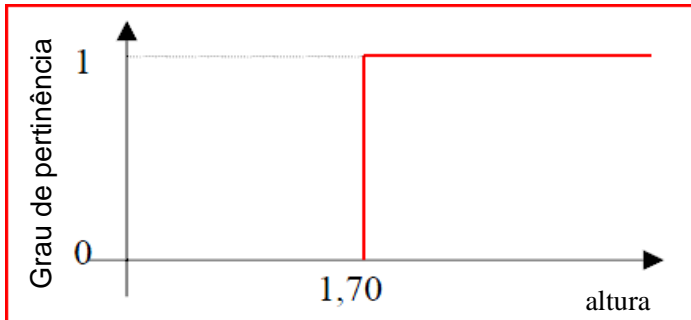
$$f_A(x) = \begin{cases} 1 & \text{se e somente se } x \in A \\ 0 & \text{se e somente se } x \notin A \end{cases} \quad (3)$$

Ao contrário da teoria dos conjuntos tradicional, o conceito de pertinência na lógica fuzzy permite que um elemento pertença parcialmente a mais de um conjunto ao mesmo tempo e não obrigatoriamente a um único conjunto. Na lógica fuzzy a função f_A pode assumir qualquer valor no intervalo $[0,1]$ de tal maneira que no conjunto A em um universo X é definido pela função de pertinência $\mu_A(x): X \rightarrow [0,1]$, representado por um conjunto de pares ordenados conforme a equação 4:

$$A = \left\{ \mu_A \left(\frac{x}{x} \right) \mid x \in A \right\} \quad (4)$$

Onde: $\mu_A(x)$ determina o grau de pertinência de x no conjunto A.

As Figuras 5 e 6 ilustram a noção de “conjunto de pessoas altas” sob a teoria clássica dos conjuntos (booleana) e na teoria dos conjuntos nebulosos (fuzzy).



Booleana

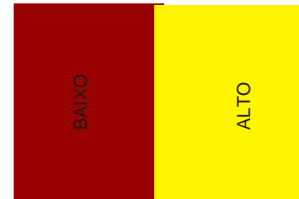
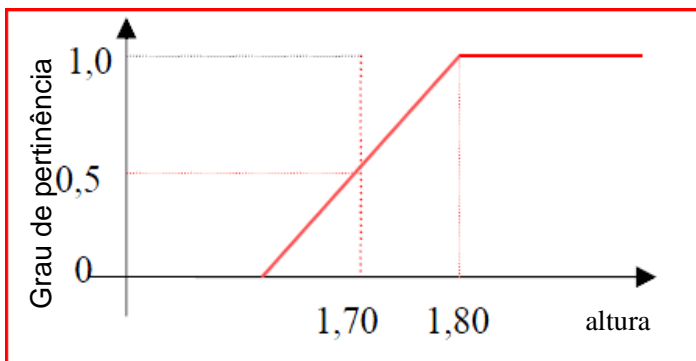


Figura 5. Função de pertinência do conjunto “Pessoas Altas” na teoria clássica dos conjuntos. Adaptado de Pessoa (2010).



Nebulosa

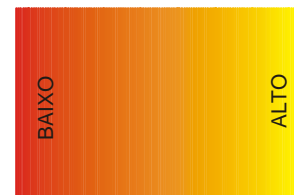


Figura 6. Exemplo da função de pertinência do conjunto nebuloso “Pessoas Altas” na teoria dos conjuntos nebulosos. Fonte: Adaptado de Pessoa (2010).

Zadeh (2008) coloca ainda que “a lógica *fuzzy* acrescenta à lógica binária uma importante capacidade, a capacidade de raciocinar precisamente com informação imperfeita”. O autor define essa informação imperfeita como sendo a informação que em um ou mais aspectos, é imprecisa, incerta, incompleta, vaga ou parcialmente verdadeira.

Resumindo, a etapa de inferência consiste em aplicar as regras *fuzzy* que foram inseridas na base de conhecimento do sistema *fuzzy*. A etapa de inferência é onde se definem quais são os conectivos lógicos usados para estabelecer a relação *fuzzy* que modela a base de regras do sistema. É neste componente que cada proposição “Fuzzy” é traduzida matematicamente por meio das técnicas de raciocínio aproximado.

Pereira (2006) comenta que em integrações temáticas, a lógica *fuzzy* é aplicada a partir de seus operadores, listados a seguir:

- Fuzzy mínimo - operador equivalente à operação Booleana “AND” (interseção), sendo expresso por: $\mu = \text{Min}(\mu_a, \mu_b, \mu_c, \dots)$, onde $\mu_a, \mu_b, \mu_c, \dots$ são valores de pertinência ao conjunto. A informação resultante terá como valor de saída o menor valor dos membros *fuzzy* de entrada;
- Fuzzy máximo - O operador nebuloso Máximo assemelha-se à operação Booleana “OR” sendo $\mu = \text{Max}(\mu_a, \mu_b, \mu_c, \dots)$. O valor de saída para um dado ponto será o maior valor de entrada;
- Fuzzy média – Onde o peso de importância é distribuído uniformemente para todas as evidências. Este operador lógico baseia-se na equação:

$$\mu = \text{média} = \sum_{i=1}^n \frac{\mu_i}{n} \quad (4)$$

- Fuzzy ponderado - equivalente à média ponderada, os pesos de cada membro *fuzzy* de entrada (evidência) podem ser definidos empiricamente, de modo heurístico ou por processos estatísticos;
- Fuzzy gama - resultado da combinação de um produto algébrico *fuzzy* e uma soma algébrica *fuzzy*;

Em aplicações na Geomática, foram encontrados trabalhos como o de Aronun Netto (2008), que ao utilizar um Sistema de Inferência Nebuloso no apoio a seleção de projeção cartográfica para a representação de uma região, concluiu que a lógica *fuzzy* é perfeitamente viável para tal, sugerindo o acoplamento de ferramentas de análise multicritério em conjunto com sistemas de inferência *fuzzy*.

Já Maranhão (2005), apresentou uma abordagem de classificação temática de indicadores para dados geobiofísicos e sócio-econômicos, utilizando-se um sistema de inferência *fuzzy*, para modelagem das fronteiras dos indicadores em zonas de transição e aplicando um modelo de suporte à decisão baseado em conhecimento. Por fim o autor comenta que a modelagem em *fuzzy* foi satisfatória e que a metodologia proposta pode ser aplicada em diversas unidades espaciais de análise.

Guillaume e Carnomordic (2012) apontam que uma das perspectivas atuais para a Lógica nebulosa é o uso conjunto com a *Knowledge Discovery in Database* (KDD), que trata da análise para analisar e explorar uma quantidade enorme de dados com as ferramentas atuais de base de dados. Os autores destacam que a lógica nebulosa tem servido de suporte para o uso de um KDD.

A partir das conclusões e recomendações da literatura consultada, percebe-se que a lógica difusa é uma ferramenta importante, viável e flexível para a modelagem do conhecimento e inferência a uma proposição qualquer.

2.7 Sistemas de Suporte à Decisão

Os Sistemas de Suporte a Decisão (SSD ou DSS em inglês) constituem uma rotina de trabalho ou *framework* de auxílio à tomada de decisão baseada em intensa utilização de bases de dados e modelos matemáticos, bem como na facilidade com que propiciam o diálogo entre usuário e computador (AHMED, 2010; HORA & MARQUES, 2010). O tomador de decisões seria a figura central de um SSD, que deverá consultar o sistema como ferramenta e receber informações que serão utilizadas para melhorar a qualidade de suas decisões. Embora seja referido no singular, o “decisor” não necessariamente precisa ser apenas um usuário. Os autores indicam que no campo dos Recursos Hídricos, a figura de um único decisor vem sendo menos frequente, uma vez que as tomadas de decisões têm ocorrido em conselhos, comitês e audiências públicas no âmbito de uma bacia hidrográfica, prefeitura e outros, onde os decisores podem se posicionar em qualquer nível hierárquico.

Labadie e Sullivan (1986) e Comes et al. (2011) destacam que os componentes básicos da estrutura do *framework* um SSD (ilustrados na Figura 7) e suas respectivas funções seriam:

a) Os *Modelos*, geralmente constituídos por modelos matemáticos que reproduzem o comportamento do sistema real, permitindo analisar cenários alternativos (modelos de

simulação). Corresponde ao aspecto conceitual do SSD. Modelos Hidrológicos, modelo DPSIR, dentre outros se enquadram neste componente.

b) *Base de Dados ou de conhecimento*, que deve permitir relacionar dados sobre o sistema em questão e recuperá-los com facilidade e rapidez. No caso de dados espaciais, esse Banco de Dados deverá ser geográfico. Este módulo deve alimentar a Base de Modelos com os dados necessários e armazenar os resultados dos modelos para futuras análises e comparações.

c) *Módulo de Diálogo*, que é constituído por interfaces que facilitam a comunicação entre o usuário e o computador para fornecer dados, propor problemas, formular cenário e analisar resultados. O diálogo com o usuário pode ser simples, intuitivo e rico em recursos de comunicação, como gráficos, fotografias, e outros. No caso de um Sistema de Suporte à Decisão Espacial, em ambiente SIG, o *output* se ocorre por meio de mapas.

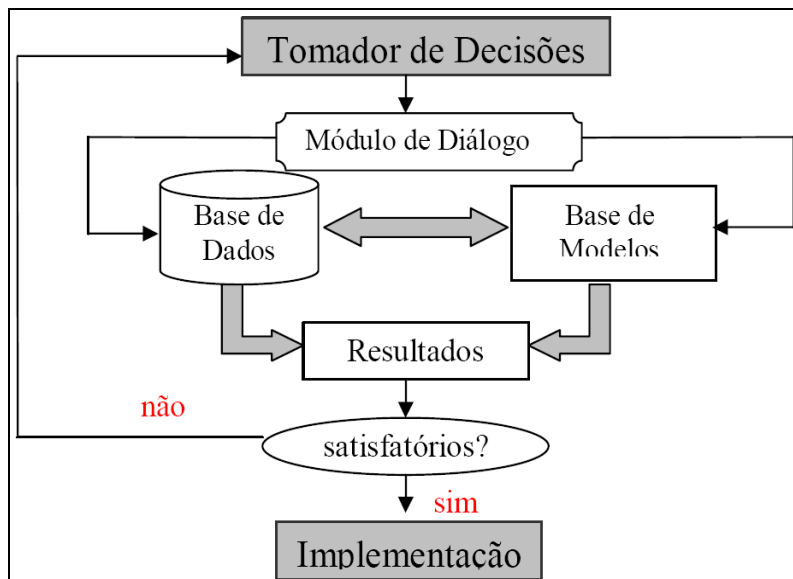


Figura 7. Sistema de suporte à decisão típico. Adaptado de COMES et al. (2011).

Ainda segundo Ono (2008), os SSDs em Recursos Hídricos são desenvolvidos com a finalidade de proporcionar aos gestores de recursos hídricos e aos tomadores de decisão uma ferramenta que possibilite a interação de um banco de dados com modelos matemáticos em uma interface gráfica adequada. Esses sistemas possibilitam que os tomadores de decisão obtenham respostas de forma rápida e precisa, mesmo

quando existem problemas complexos envolvendo diversas variáveis, como é o caso da gestão adequada dos recursos hídricos. Todavia, destaca que o predicado espacial é um importante componente para a decisão em recursos hídricos.

2.8 Sistemas de suporte à decisão espacial

Conforme exposto, um SSD tradicional é definido como um sistema computacional que contém bases de dados, bem como um conjunto de modelos otimizados para apuração dos dados visando apoio à decisão. Um SIG pode incluir todos estes atributos configurando-se em um Sistema de Suporte à Decisão Espacial (SSDE, ou Spatial Decision Support System – SDSS, em inglês), utilizando seus recursos de análise espacial na visualização de "camadas" de informação comuns a uma dada região, ou mesmo na construção de mapas temáticos e de prognósticos modelados em uma base de conhecimento (HAMADI et al., 2007; SUGUMARAM E DEGROOTE, 2010). Em Keenan (1997) encontramos a ilustração clássica de um SDSS típico, conforme a Figura 8:

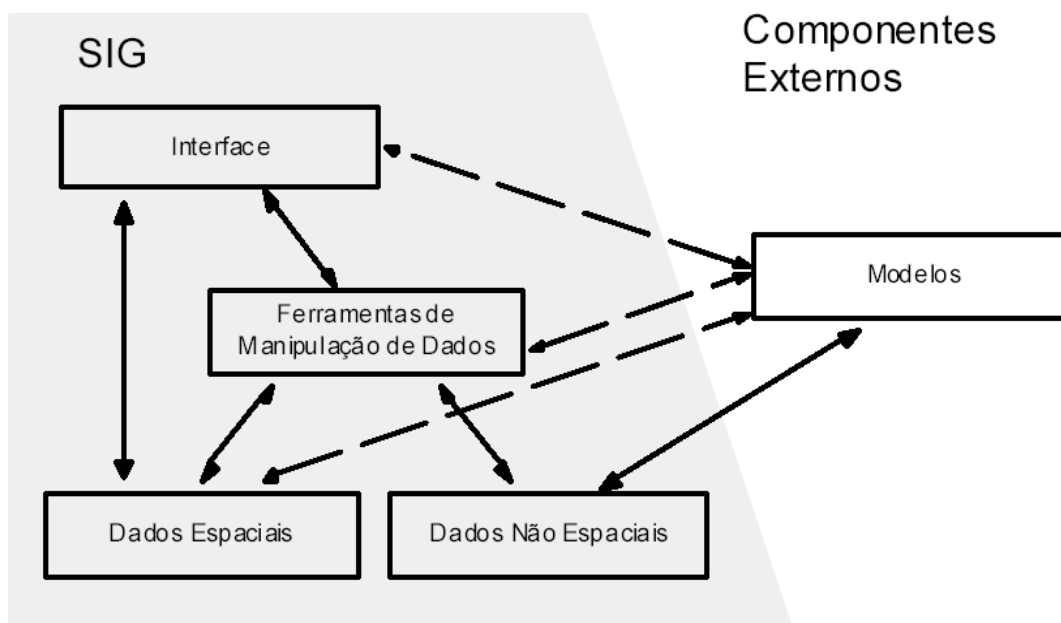


Figura 8. Esquema conceitual de um um Sistema de Suporte à Decisão Espacial. Adaptado de Keenan (1997).

Ruiz et al. (2011) e Hamadi et al. (2007) comentam que a combinação da análise espacial com técnicas de análise multi-critério (MCDA) permitiu o início dos Sistemas de suporte à decisão espacial multi-critério (denominados em inglês *Multi-Criteria Spatial Decision Support Systems* [MC-SDSS]), cujo objetivo seria formular e resolver problemas de decisão espacial. Os mesmos autores reforçam que estes podem ser considerados uma parte do vasto campo dos SDSS, e que a MC-SDSS difere da análise multi-critério convencional por incluir um predicado espacial na análise.

Na utilização de MC-SSDSs, Liu et al. (2008) destacam que muitas vezes há situações cuja problemáticas espaciais está estruturalmente deficiente ou parcialmente estruturados, os decisores podem não definir completamente seus problemas, ou os objetivos criam demandam por esses sistemas [MC-SDSS]. Desta forma, aplicações em MC-SDSS podem ser direcionadas a diversas áreas de estudo. No gerenciamento ambiental, há aplicações em gestão de resíduos, planejamento urbano, gestão de recursos naturais e outros (CHANG et al. 2008; BAZ et al., 2009). Dependendo das especificidades e de seus requisitos, cada trabalho representa diferentes alternativas para a integração entre SDSS e MCDA,.

Outra possibilidade da utilização de um SDSS que se tornou possível graças aos avanços na Geomática, e que vem sendo paulatinamente adotada é o Web-SDSS. A interface de usuário WebSDSS com um SDSS também inclui menus, mapas gráficos, botões de controle, geralmente se apoiando de linguagens de HTML, Applet Java, Javascript para disponibilizar a informação ao usuário (SUGUMARAM E DEGROOTE, 2010). Os autores também comentam os desafios para o desenvolvimento e implementação do WebSDSS, destacando também as vantagens de um SDSS em um servidor: recuperação e análise e de dados espaciais mais ágil, análises simultâneas por usuários em localidades distintas, análises heterogêneas sobre um mesmo banco de dados geográfico, dentre outras vantagens.

2.9 Análise Multicriterial

A idéia central dos vários modelos de tomada de decisão é o de racionalidade. De acordo com este princípio, indivíduos e organizações seguem um comportamento de escolha entre alternativas, baseado em critérios objetivos de julgamento, cujo fundamento será satisfazer um nível pré-estabelecido de aspirações (INPE, 2009). Dentre os métodos comumente utilizados no suporte à decisão são os de Multicritério de Apoio à Decisão (*Multicriteria Decision Aid – MCDA ou AMC*).

Uma análise multicriterial pode ser entendida como uma ferramenta matemática que permite comparar diferentes cenários ou alternativas, com base em vários critérios, com o objetivo de subsidiar a tomada de decisão para uma escolha mais ponderada (ROY, 1996).

Na gestão do ambiente o processo de decisão consiste no papel atribuído e na participação de cada um dos atores no processo de negociação. A *MCDA ou AMC* vem auxiliar ao tomador de decisão a controlar os dados que são fortemente complexos dentro do campo ambiental e conduzindo-o à melhor estratégia de gerenciamento ambiental. Assim sendo, os resultados obtidos pela análise multicritério, dependem do conjunto de ações e fatores considerados, da qualidade dos dados, da escolha e estruturação dos critérios, dos valores de ponderação atribuídos aos critérios, do método de agregação utilizado (SOARES, 2004; RUIZ et al., 2011).

Câmara et al. (2009) comentam que a capacidade de comparar e avaliar as diferentes possibilidades de geração de mapas é um dos grandes desafios da produção de novas informações em um SIG, já que este oferece uma ampla gama de funções de álgebra de mapas, e portanto é útil dispor de ferramentas de suporte à decisão que auxiliem a organizar e estabelecer um modelo racional de combinação de dados e/ou critérios.

Para atribuir pesos de importância para o objetivo em questão, ODPM (2004) indica que podemos utilizar modelos de análise linear dos pesos em que os critérios são assumidos independentes entre si e a incerteza não é formalmente inserida na análise como o Método de Ordenamento de Critérios, Método de Escala de Pontos, Método Baseado na Distribuição de Pontos. Também é bastante comum a utilização do método de Processo Analítico Hierárquico (*Analytical Hierarchy Process –AHP* em

inglês), o qual permite atribuir pesos em comparação pareada aos fatores envolvidos no contexto de tomada de decisão.

2.10 Processo Analítico Hierárquico

Quando temos diferentes fatores que contribuem para a tomada de decisão, como fazer para determinar a contribuição relativa de cada um? Para responder a esta questão, é necessário contar com uma técnica apropriada que permita estimar pesos, ou seja, a contribuição relativa de cada um dos fatores ou critérios envolvidos.

Proposta por Thomas Saaty (1977), a técnica matemática denominada AHP baseia-se na lógica da comparação 'dois-a-dois', onde inicialmente o Processo Analítico Hierárquico é efetuado pelo tomador de decisão ajustando uma espécie de hierarquia global de alternativas. Esta estrutura identificará os fatores a serem considerados, bem como as várias alternativas de decisão para o objetivo da análise. Procedese então para comparações pareadas, cujas análises comparativas resultarão na determinação dos pesos dos fatores e avaliações.

Saaty (1980) também propôs uma escala pré-definida de comparação entre pares de critérios que contém nove pontos (Tabela 2), que exprime o grau de importância entre eles:

Tabela 2 – Hierarquia de pesos entre os critérios.

Intensidade de importância	Definição
1	Importância igual: os dois fatores contribuem igualmente para o objetivo
2	Importância Igual / Moderada
3	Importância Moderada: um fator é ligeiramente mais importante que o outro
4	Importância Moderada / Essencial
5	Importância Essencial: um fator é claramente mais importante ou melhor que o outro.

6	Importância Essencial / Demonstrada
7	Importância Demonstrada: um fator é fortemente favorecido e sua maior relevância foi demonstrada na prática.
8	Importância Demonstrada / Extrema
9	Importância Extrema: a evidência que diferencia os fatores é da maior ordem possível.

Fonte: Adaptado de SAATY (1980).

Supondo se desejasse saber quais dentre 3 sub-bacias de drenagem mais favoráveis à processos erosivos e tivéssemos 3 fatores disponíveis (solos, declividade e cobertura da terra dominantes em cada sub-bacia), para avaliar tais áreas, ilustrado na Figura 7.

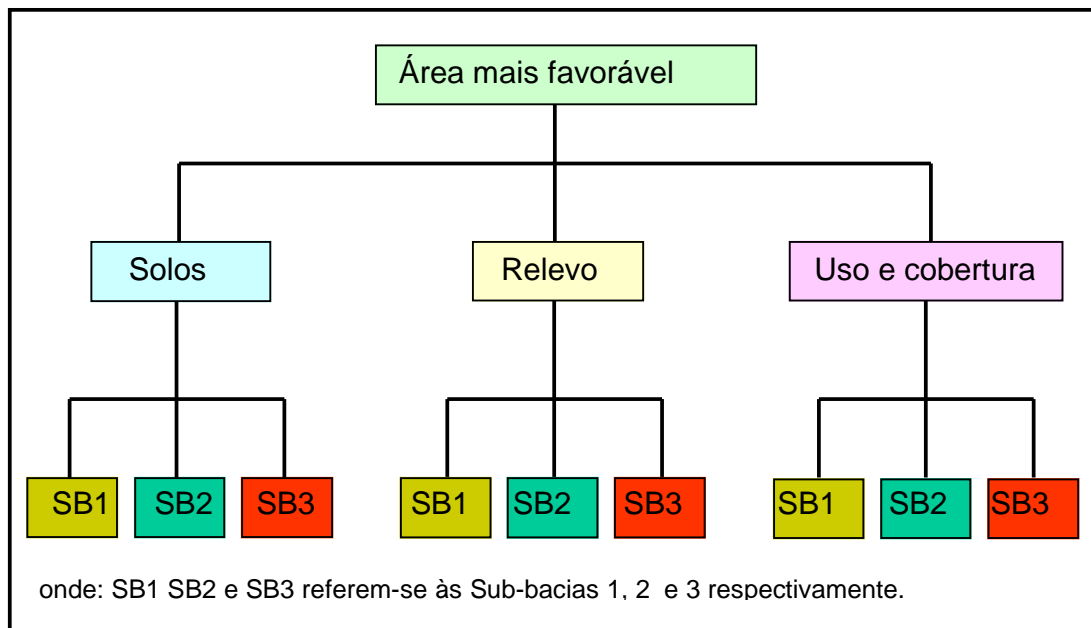


Figura 9. Ilustração das sub-bacias a serem avaliadas.

Comparando as 3 sub-bacias, segundo critérios definido por especialistas, ou mesmo na literatura disponível, as mesmas teriam pesos diferenciados quanto a favorabilidade à erosão, pode-se então gerar uma matriz de comparação pareada, conforme a Tabela 4.

Tabela 4. Matriz de comparação pareada.

Solos	Sub-bacia 1	Sub-bacia 2	Sub-bacia 3
Sub-bacia 1	1	4	8
Sub-bacia 2	1/4	1	6
Sub-bacia 3	1/8	1/6	1

A matriz apresentada na Tabela 4, considerando a favorabilidade à erosão reflete o fato que a sub-bacia 1 é moderadamente / essencialmente favorável em relação a sub-bacia 2, e esta por sua vez tem uma importância demonstrada / extrema com relação a sub-bacia 3.

A sub-bacia é igualmente preferida a si própria, então os valores na diagonal da matriz de importância são iguais a 1 (vide tabela 4). Para finalizar a matriz, os valores recíprocos são alocados para as comparações ainda não realizadas, por exemplo: a sub-bacia 1 é alocada com pontuação de 4 em relação a sub-bacia 2, então a sub-bacia 2 deverá receber uma pontuação de 1/4 relativa a sub-bacia 1, e assim por diante.

O próximo passo é normalizar cada uma das colunas da matriz, ou seja, dividindo cada elemento da coluna pela soma total da mesma, conforme a Tabela 5.

Tabela 5. Matriz de comparação pareada normalizada.

Solos	Sub-bacia 1	Sub-bacia 2	Sub-bacia 3
Sub-bacia 1	1	4	8
Sub-bacia 2	1/4	1	6
Sub-bacia 3	1/8	1/6	1
Total	1.375	5.167	15

Solos			
Sub-bacia 1	0.727	0.774	0.533
Sub-bacia 2	0.182	0.194	0.400
Sub-bacia 3	0.091	0.032	0.067

Seguindo, calcula-se a média em cada linha da matriz normalizada. A média de cada linha representa as maiores favorabilidades para as três sub-bacias de drenagem. A Tabela 6 ilustra o vetor de médias.

Tabela 6. Vetor de médias.

Solos	Caçulo da média	Vetor de Médias
Sub-bacia 1	$(0.727 + 0.774 + 0.533) / 3 =$	0,678

Sub-bacia 2	$(0.182 + 0.194 + 0.400) / 3 =$	0,259
Sub-bacia 3	$(0.091 + 0.032 + 0.067) / 3 =$	0,063

Um processo similar deve ser repetido para os outros dois fatores, Relevo e Uso e Cobertura da terra. As avaliações dos fatores: Solos, Relevo e Uso e Cobertura da terra, estão sintetizados na matriz conforme Tabela 7.

Tabela 7. Matriz de avaliações dos fatores: Solos, Relevo e Uso e cobertura da terra.

Fator	Sub-bacia 1	Sub-bacia 2	Sub-bacia 3
Solos	0.678	0.259	0.063
Relevo	0.077	0.186	0.737
Uso e Cobertura da terra	0.653	0.251	0.096

No próximo passo comparamos os fatores: Solos, Relevo e Uso e Cobertura da terra, e determinamos os pesos (importância relativa) dos mesmos. A Tabela 8 expressa, segundo um critério, a intensidade de importância relativa entre esses fatores.

Tabela 8 - Matriz de Intensidade de importância relativa entre os fatores.

Fator	Solos	Relevo	Uso e cobertura da terra
Solos	1	1/8	1/5
Relevo	8	1	6
Uso e cobertura da terra	5	1/6	1
Total	14	1.292	7.20

Normalizando a matriz da tabela acima, temos os resultados expressos Tabela 9.

Tabela 9 - Matriz normalizada de intensidade de importância relativa entre os fatores.

Solos	0.072	0.097	0.028
Relevo	0.571	0.774	0.833
Uso e cobertura da terra	0.357	0.129	0.139

A partir da Tabela 9 calcula-se o vetor de pesos dos fatores, conforme ilustrado na Tabela 10.

Tabela 10 - Vetor de pesos relativos aos fatores.

Fator	Cálculo do peso	Valor do peso
Solos	$(0.072 + 0.097 + 0.028) / 3 =$	0.066
Relevo	$(0.510 + 0.774 + 0.833) / 3 =$	0.726
Uso e cobertura da terra	$(0.357 + 0.129 + 0.139) / 3 =$	0.208

A sub-bacia hidrográfica que tem a maior favorabilidade à erosão é encontrada a partir da composição dos elementos da matriz expressa na Tabela 10 a seguir, com os valores obtidos na Tabela 11:

Tabela 11. Valores calculados para favorabilidade.

Sub-bacia 1	$0.066*0.678 + 0.726*0.077 + 0.208*0.653 =$	0.236
Sub-bacia 2	$0.066*0.259 + 0.726*0.186 + 0.208*0.251 =$	0.204
Sub-bacia 3	$0.066*0.063 + 0.726*0.737 + 0.208*0.096 =$	0.559

Mediante aos cálculos anteriores, a sub-bacia que tem maior peso é a de número 3. Desta forma, a princípio esta seria a bacia com mais favorável à processos erosivos.

Todavia ainda é preciso analisar a consistência da comparação pareada. Para tal, o parâmetro que é utilizado para determinar se a análise realizada é aceitável é conhecido como Razão de Consistência. Por exemplo, considere que comparação das Sub-bacias 1, 2 e 3 para o fator *Solos* foi justa (Tabela 12), e as médias determinadas para as três Sub-bacias foram conforme expresso na Tabela 13.

Tabela 12. Matriz de comparação pareada dos solos, relativo às sub-bacias 1, 2 e 3.

Solos	Sub-bacia 1	Sub-bacia 2	Sub-bacia 3
Sub-bacia 1	1	4	8
Sub-bacia 2	1/4	1	6
Sub-bacia 3	1/8	1/6	1

Tabela 13. Vetor de médias relativo às sub-bacias.

Sub-bacia 1	0.678
Sub-bacia 2	0.259
Sub-bacia 3	0.063

Calcula-se o vetor de soma ponderado, multiplicando-se as duas matrizes acima (Tabela 09 e Tabela 10), onde:

$$\begin{vmatrix} 1,000 & 4,000 & 8,000 \\ 0,250 & 1,000 & 6,000 \\ 0,125 & 0,167 & 1,000 \end{vmatrix} * \begin{vmatrix} 0,678 \\ 0,259 \\ 0,063 \end{vmatrix} =$$

$$\begin{vmatrix} 1,000 * 0,678 + 4,000 * 0,259 + 8,000 * 0,063 = & 2,218 \\ 0,250 * 0,678 + 1,000 * 0,259 + 6,000 * 0,063 = & 0,807 \\ 0,125 * 0,678 + 0,167 * 0,259 + 1,000 * 0,063 = & 0,191 \end{vmatrix}$$

Seguindo, divide-se cada elemento do vetor de soma ponderado por seu correspondente valor de prioridade (média), conforme a seguir:

$$\text{Vetor de consistência} = \begin{vmatrix} 2,218/0,678 \\ 0,807/0,259 \\ 0,191/0,063 \end{vmatrix} = \begin{vmatrix} 3,271 \\ 3,116 \\ 3,032 \end{vmatrix}$$

Posteriormente, é calcula-se o valor médio, μ , do vetor de consistência, a saber:

$$\mu = (3.0271 + 3.116 + 3.032) / 3 = 3,140$$

O Índice de Consistência (IC) é calculado usando a equação 1:

$$\text{IC} = (\mu - n) / (n - 1) \quad (1)$$

Onde n = número de Fatores (neste caso = 3).

$$\text{Neste caso, IC} = (3.140 - 3) / (3 - 1) = 0,070$$

Finalmente, a Razão de Consistência (RC), que é uma medida de quanto a variação é permitida, pode ser avaliada a partir da equação 2:

$$\text{RC} = \text{IC} / \text{IR} \quad (2)$$

onde o IR é um índice aleatório onde IR é o índice randômico, ou seja, o índice de consistência de uma matriz gerado aleatoriamente. Pode-se mostrar que o IR depende do número de elementos comparados, conforme apresentado na Tabela 14:

Tabela 14 – Tabela de índice aleatório de consistência da matriz.

N	IR
---	----

2	0,00
3	0,58
4	0,90
5	1,12
6	1,24
7	1,32
8	1,41

Para o fator *Solos*, $RC = 0,070 / 0,58 = 0,12$. De acordo com Saaty (2001), este valor deve ser menor que 0,10 se a seleção do tomador de decisão foi consistente. Neste exemplo pode-se dizer que não houve consistência, e portanto, deve-se reavaliar a sub-bacia selecionada.

2.11 Qualidade das águas

Porto et al. (1991) afirmam que a qualidade adequada da água não se refere ao grau de pureza absoluto, mas ao padrão mais próximo ao natural que seria encontrado nos rios e nascentes anteriormente às influências antrópicas. Segundo Von Sperling (2005), a qualidade das águas de um determinado local é de maneira geral consequência do uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica, ou seja, das intervenções humanas, somadas aos fatores naturais locais.

Em função do uso previsto para determinado corpo hídrico, pode-se esperar uma determinada qualidade, que é avaliada através de certas características físicas, químicas e biológicas deste, e que podem ser alteradas por poluentes de diversas origens (VON SPERLING, 2005). Segundo Bilich & Lacerda (2005), tais alterações no sistema hídrico de uma bacia hidrográfica costumam gerar prejuízos econômicos para a região, desde a redução da captura da pesca, ou até mesmo no aumento nos custos com a saúde da população, na aquisição e tratamento da água.

Diversos parâmetros são utilizados para caracterizar a qualidade da água, por representar suas características físicas, químicas e biológicas. Estes parâmetros indicam a qualidade da água, e problemas quando alcançam valores superiores aos estabelecidos para um determinado uso, baseado em legislação/normativa específica (BILICH & LACERDA, 2005).

Visando garantir a qualidade da água para os diversos usos, é comum o poder público estabelecer padrões de qualidade de água para determinados fins. Em 1986, o CONAMA deliberou a Resolução CONAMA 20/86, conforme consta em documento do Ministério de Meio Ambiente (MMA, 2012), que definiu o enquadramento dos corpos de água segundo classes de usos preponderantes, padrões de qualidade e limites de lançamento de efluentes. Para abastecimento público, também é considerado o padrão de potabilidade, com a Portaria nº 518, de 25 de março de 2004, do Ministério da Saúde. Logo em 2005 foi promulgada a Resolução CONAMA 357 de 17 de março de 2005 que substituiu a 20/86 e apresenta novos parâmetros e valores destes para o monitoramento de qualidade das águas (MMA, 2012).

2.11.2 Parâmetros e avaliação

Conforme já explicitado, a determinação de parâmetros para se avaliar e monitorar a qualidade da água é ferramenta fundamental na gestão ambiental e na avaliação de impactos antrópicos sobre os recursos hídricos. Todavia, avaliar todos os parâmetros existentes dificulta o processo e o torna caro, portanto inviável. Menezes *et al.* (2010) comentam que a escolha dos parâmetros deve estar focada nos resultados que se deseja obter com a elaboração de um índice de qualidade. Desta forma, existem valores e padrões estabelecidos (mundialmente, pelos países, estados ou pelos municípios) para diversos parâmetros que, por método comparativo, são utilizados para verificar as condições da qualidade da água.

Os parâmetros que são utilizados para a análise da qualidade da água funcionam como indicadores associados em três conjuntos: (1) às características ambientais que estão em contato direto com o corpo hídrico avaliado, (2) à intervenção antrópica direta ou indireta e (3) à variabilidade das características hidráulicas do corpo hídrico. Dentre os principais e mais comumente adotados parâmetros pode-se citar: turbidez, temperatura, salinidade, pH, alcalinidade, dureza, cloretos, fósforo, nitrogênio,

oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, matéria orgânica, coliformes, dentre outros (PRADO, 2004; CETESB, 2011).

Os métodos analíticos usados em laboratório especializado para medição dos diversos parâmetros possuem diferentes níveis de precisão, restringindo os resultados a valores mínimos detectáveis dos parâmetros de qualidade de água (limites de detecção) conforme indicado por Cude (2001). Lermontov (2009) destaca que em alguns casos isso cria algumas restrições, pois os limites de detecção de alguns métodos/equipamentos laboratoriais disponíveis são superiores ao limite previsto na legislação (padrão de qualidade de água).

A avaliação dos dados de qualidade de água passa por uma análise qualitativa e quantitativa dos dados físico-químicos, químicos e biológicos e por uma verificação da variabilidade espacial e temporal dos resultados. Muitas vezes os dados são então analisados para se obter informações sobre tendências ao longo do tempo, identificação de possíveis lançamentos de poluentes em locais específicos, bem como para traçar um perfil da qualidade da água em um determinado corpo d'água ou bacia hidrográfica para efeito de enquadramento em uma determinada classe de uso e cobertura da terra (TOGORO, 2006). Outra maneira de traçar um perfil da qualidade dos corpos hídricos é a utilização de índices para facilitar a comunicação entre o meio científico e a sociedade em geral, subsidiando ações e elaboração de leis e restrições.

2.11.2 Índices de qualidade das águas

Em suas atividades, os especialistas em qualidade de água muitas vezes se defrontam com a necessidade de comunicar, para um público não-técnico, as condições da qualidade da água de um determinado corpo hídrico ou ambiente aquático.

Nessa situação, aparece o Índice de Qualidade das Águas (IQA) como uma ferramenta matemática empregada para transformar vários parâmetros em uma única grandeza, que represente o nível de qualidade da água. De maneira geral, um índice

pode ser entendido como a agregação de mais de um parâmetro em uma análise qualquer. Um 'número índice' seria um quociente que expressa a variação relativa entre os valores de qualquer medida, geralmente representado por um valor adimensional (FARIAS et al., 2004).

O uso de um IQA é uma importante diretriz de atividades, já que qualquer programa de acompanhamento de qualidade da água, ao longo do tempo e do espaço, gera um grande número de dados analíticos que precisam ser apresentados em um formato sintético, para que descrevam e representem de forma prática, compreensível e significativa o estado atual e as tendências da qualidade da água (SÁNCHEZ et al., 2007; FERREIRA & IDE, 2001). A construção e seleção dos parâmetros do índice está necessariamente associada ao uso que se pretende fazer da água (MENEZES et al., 2009).

Menezes (2009) comenta que um IQA muitas vezes é utilizado como um sub-indicador, como por exemplo, para cálculos de Índice de Qualidade de Bacia Hidrográfica (GERMANO et al., 2005). Existem diversos tipos de índices, para aplicações em ambientes lóticos (águas continentais moventes como rios), lênticos (água parada como os reservatórios, lagos e lagoas), estuários, uso específico ou para águas subterrâneas. Existem também índices derivados de outros índices, como o utilizado pela CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental), o Índice de Qualidade de Água Bruta (Superficial) para fins de Abastecimento Público. Atualmente, para diversas localidades existem várias metodologias para o cálculo de índices de qualidade de água descrito na literatura, onde, geralmente, são elaborados a partir de opiniões de especialistas, métodos estatísticos ou através da combinação de ambos.

No Brasil, a primeira iniciativa da adoção de índices de qualidade foi com a CETESB que já 1976 passou a utilizar a metodologia do IQA_{NSF} (BROWN, 1970; NSF, 2007) dos Estados Unidos, denominando-o IQA_{CETESB} , com o propósito de avaliação da qualidade de água para fins de abastecimento público, refletindo principalmente a contaminação do ambiente aquático pelo lançamento de esgotos domésticos. A metodologia do IQA_{NSF} é então obtida a partir da equação 3:

$$IQA_{NSF} = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (3)$$

Onde:

IQA_{NSF} : Índice de Qualidade de Água multiplicativo da NSF, um número entre 0 e 100;

Q_i : subíndice ou qualidade do i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva "curva média de variação de qualidade"

w_i : peso correspondente ao i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, sendo que: $\sum_{i=1}^n w_i = 1$, onde n = número de parâmetros que entram no índice.

Os pesos de cada parâmetro do índice estão relacionados na tabela 15, conforme segue:






Tabela 15. Pesos dos parâmetros do IQA_{NSF} .

Parâmetros	Peso (entre 0 e 1)
1 – Oxigênio Dissolvido (OD)	0,17
2 – Coliformes Fecais (Termotolerantes)	0,15
3 – pH	0,12
4 – Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	0,10
5 – Temperatura	0,10
6 – Fósforo Total	0,10
7 – Nitrogênio Total	0,10
8 – Turbidez	0,08
9 – Resíduo Total	0,08

Desde então, outras instituições ao longo do território nacional, adotaram o IQA como ferramenta para avaliação da qualidade dos recursos hídricos, com algumas diferenças nos parâmetros utilizados, na curva de normalização dos parâmetros, nos pesos atribuídos aos parâmetros e na classificação dos valores do IQA em categorias para atender as particularidades de cada realidade. A tabela 16 aponta as diferentes classificações dos valores do IQA em categorias adotadas nos estados brasileiros em consonância com a Agência Nacional de Águas (ANA, 2005):

Tabela 16. Diferentes classificações para elaboração do IQA nos estados brasileiros.

Valor do IQA	Valor do IQA	Categoria	Cor
--------------	--------------	-----------	-----

(Estados: ES, BA, GO, SP, MS)	(Estados: MT, PR, RS, AP, MG)		
80 – 100	91 – 100	Ótima	
52 – 79	71 – 90	Boa	
37 – 51	51 – 70	Regular	
20 – 36	26 – 50	Ruim	
0 – 19	0 – 25	Péssima	

Fonte: Adaptado de ANA (2005).

MATTOS & VON SPERLING (1999), a partir do método do IQA_{NSF} / IQA_{CETESB} , escolheram parâmetros e os pesos para compor um IQA específico para o rio das Velhas em Ouro Preto, Minas Gerais. FERNANDEZ (2004) e PESSOA (2010) fizeram uma revisão comparativa entre diferentes índices de qualidade de água, salientando que um fator comum entre esses índices está na sua estrutura de cálculo baseada em três etapas:

- a) Seleção das variáveis de qualidade de água por especialistas de instituições ambientais;
- b) Determinação das curvas de qualidade que normalizam as variáveis de qualidade de água para uma mesma escala;
- c) Agregação das variáveis normalizadas através de uma expressão matemática que na maioria das vezes é baseada em uma média aritmética ou geométrica.

Na revisão dos diversos índices como PRATI, STONER, IPMCA, entre outros, as variáveis de qualidade de água mais comuns são a Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO, o Oxigênio Dissolvido – OD, o Nitrogênio Total, Coliformes Fecais e o Fósforo Total.

Ainda de acordo com FERNANDEZ (2004), é difícil estabelecer um único índice de qualidade de água como uma solução definitiva. O autor conclui que cada instituição deve então buscar uma metodologia própria que atenda as circunstâncias e particularidades onde o índice será aplicado.

A partir do exposto, percebe-se que a avaliação da qualidade das águas considerando as especificidades das localidades estudadas é uma tendência entre os especialistas em recursos hídricos.

Neste capítulo foram apresentados conceitos de modelagem conceitual, processo analítico hierárquico, e análise multi-critério, modelagem através do uso da lógica *fuzzy*, sistemas de apoio à decisão espacial baseada em conhecimento e qualidade de água. No próximo capítulo será apresentada a metodologia proposta para a utilização em uma área de estudo e serão apresentados os passos a serem seguidos para avaliar de maneira integrada a vulnerabilidade dos recursos hídricos em sub-bacias hidrográficas.

3.0 METODOLOGIA

Neste capítulo serão descritos as etapas para a identificação da vulnerabilidade dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica, com o apoio de Sistemas de suporte à decisão e base de conhecimento.

3.1 Análise do problema e definição dos indicadores

Na análise do problema surgem questões como: o que está relacionado a vulnerabilidade dos recursos hídricos em uma sub-bacia hidrográfica? A análise da vulnerabilidade é um problema que envolve múltiplas variáveis/indicadores? Quais?

Assim, algumas variáveis ambientais (que serão utilizadas como indicadores), podem auxiliar na identificação de sub-bacias mais ou menos vulneráveis. Os critérios utilizados para a escolha dos indicadores considerou se estes [indicadores avaliados] teriam influência na vulnerabilidade da água em uma bacia hidrográfica que possam aumentar ou diminuir a condição de vulnerável.

Outro critério utilizado foi verificar se os parâmetros são passíveis de permitir a utilização da tecnologia da Geoinformação na análise da vulnerabilidade. Por exemplo: número de residências com esgoto inadequado e total de aplicação de herbicidas são parâmetros que contribuem para o aumento vulnerabilidade dos recursos hídricos, mas não passíveis para utilização nesse estudo por não terem nenhum predicado espacial associado.

3.2 Modelagem e inferência do conhecimento

O conhecimento de um especialista que definirá as classes dos dados que têm maior influência em um determinado evento. Esse conhecimento será que definirá como a máquina de inferência irá interagir com a base de conhecimento do sistema especialista.

Portanto, devem ser incluídos como parte do banco de dados as informações e pesos estabelecidos pelos especialistas. O conhecimento destes, principalmente no

processo de integração baseada em conhecimento, refletirá a confiabilidade e qualidade dos resultados da análise.

Conforme explicitado na abordagem conceitual, o processo analítico hierárquico é bastante pertinente na definição da importância relativa a uma decisão. Os indicadores devem ter sua importância representada através da estrutura hierárquica expressando o grau de contribuição ao problema analisado, a vulnerabilidade dos recursos hídricos. Nesta etapa são utilizados os pesos criados por especialistas pelas tabelas.

Já os sistemas de inferências baseados em Lógica Nebulosa possibilitam a captura do conhecimento de maneira confiável e viável, sendo utilizadas funções de pertinência fuzzy para cada indicador. Na etapa *fuzzy*, é necessário que todos os indicadores estejam no formato numérico, necessitando que os mapas temáticos sejam ponderados para valores que variam entre o mínimo e o máximo (valores Verdadeiro e Falso) dentro de cada tema (chamado também de *Data Link*).

A etapa seguinte é efetuar a escolha do operador *fuzzy* que será utilizado na integração dos planos de informação. Os diferentes operadores (AND, OR, Gamma) poderão gerar diferentes cenários de vulnerabilidade dos recursos hídricos.

Com base nos dados gerados na etapa anterior são criados nesta etapa os planos de informação *fuzzy*, também chamados Mapas de pertinência. Correspondem aos mapas com valores de pertinência aos tópicos de análise (estado e pressão) à vulnerabilidade dos recursos hídricos.

Com os valores de pertinência obtidos para o estado e pressão, é efetuada outra integração sobre estes resultados, chegando ao mapa de pertinência final, ou mapa de vulnerabilidade dos recursos hídricos.

3.3 Cálculo do índice de qualidade das águas

Para o cálculo do índice de qualidade das águas é efetuada uma pesquisa dos principais índices disponíveis na literatura especializada, onde o Índice de qualidade de águas da CETESB (IQA_{CETESB}) foi selecionado considerando o número de parâmetros requeridos pelo índice e quantos parâmetros estão disponíveis para o estudo em

questão. Com a ausência de algum parâmetro, o IQA_{CETESB} é então adaptado para os dados disponíveis, normalizando-se os pesos de cada parâmetro do índice original. Após a aplicação do IQA_{CETESB} adaptado, é aplicado o Índice de Toxidez (IT).

3.4 Materiais utilizados

Em termos de pesquisa em Sistemas de suporte à decisão espacial, a metodologia aqui proposta prossegue nos estudos de Bueno (2003), Pereira (2006) e Monteiro (2010) na utilização do Sistema de Suporte à Decisão Espacial rural Resource Information, (USDA, 1996).

Pereira (2006) propôs um ambiente que envolve técnicas computacionais para aplicação ao Zoneamento Ecológico-Econômico, no subsídio de avaliações, integrações temáticas e geração de cenários. Para isso, criou um ambiente que se utiliza dos seguintes sistemas computacionais:

- Criterium Decision Plus (CDP 3.0) – sistema de suporte à decisão usado para calcular os pesos atribuídos a cada critério (<http://www.infoharvest.com/>);
- NetWeaver, versão 16.3.2 – ambiente computacional para modelagem da base de conhecimento através de redes de dependência (<http://www.rules-of-thumb.com>);
- Ecosystem Management Decision Support System (EMDS), versão 3.1 – ambiente computacional para gerar análise ambientais diversas (<http://institute.redlands.edu/emds/index.htm>) e
- ArcGIS Desktop, versão 9.1 – SIG para disponibilização da informação espacial acoplado ao EMDS.

A Figura 10, a seguir, sintetiza a metodologia proposta no presente estudo.

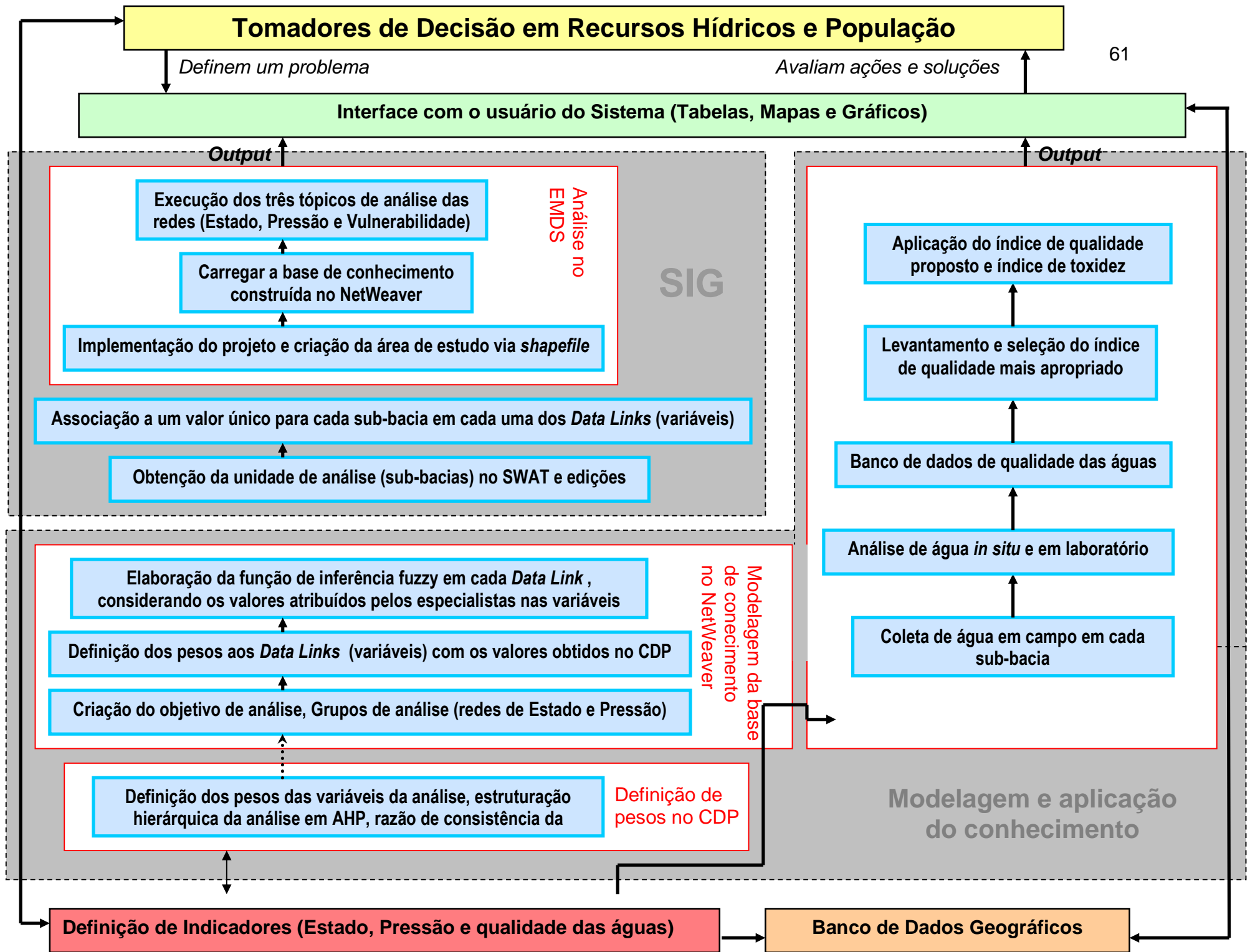


Figura 10. Fluxograma de trabalho da dissertação.

Neste capítulo foram detalhados todos os procedimentos da metodologia proposta para a análise da vulnerabilidade dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica e aplicação de um índice de qualidade de água adaptado. Foram descritos todos os passos envolvidos na aplicação destes procedimentos no fluxograma, desde o a definição dos indicadores pertinentes ao problema até a obtenção do resultado final, perpassando pelas diferentes etapas de análise. No próximo capítulo são apresentados em detalhe todos os passos da aplicação desta metodologia.

4.0 ESTUDO DE CASO

Neste capítulo é aplicada a metodologia apresentada no capítulo anterior. Na primeira seção deste capítulo são apresentadas algumas características relacionadas aos recursos hídricos da área de estudo: Bacia Guapi-Macacu, estado do Rio de Janeiro e situação dos recursos hídricos na bacia e o problema a ser modelado e suas variáveis para análise.

Em seguida é apresentada a descrição da obtenção da unidade de análise, os indicadores ambientais selecionados, assim como as ferramentas de análise espacial utilizadas para associação dos valores dos indicadores à unidade de análise.

Por fim é apresentada a estrutura hierárquica dos indicadores selecionados, modelagem do conhecimento por inferência nebulosa, integração dos dados, seleção e adaptação de um índice de qualidade de água, sendo apresentados também os resultados obtidos no estudo em questão.

4.1 Área de estudo

A bacia dos rios Guapiaçu e Macacu, localizada na porção leste da região hidrográfica da baía de Guanabara, Estado do Rio de Janeiro (Figura 11), possui uma área de cerca de 1.260 km², correspondente a quase um terço do total da área de contribuição à baía de Guanabara e é resultante da união artificial das bacias dos rios Macacu e Guapiaçú, conforme apontado por BENAVIDES et al. (2009). A união das duas bacias ocorreu a partir da construção do canal Imunana, que desviou o curso natural do rio Macacu unindo-o ao Guapimirim, com objetivo de drenar as áreas da baixada sendo, portanto, conhecida como bacia Guapi-Macacu.

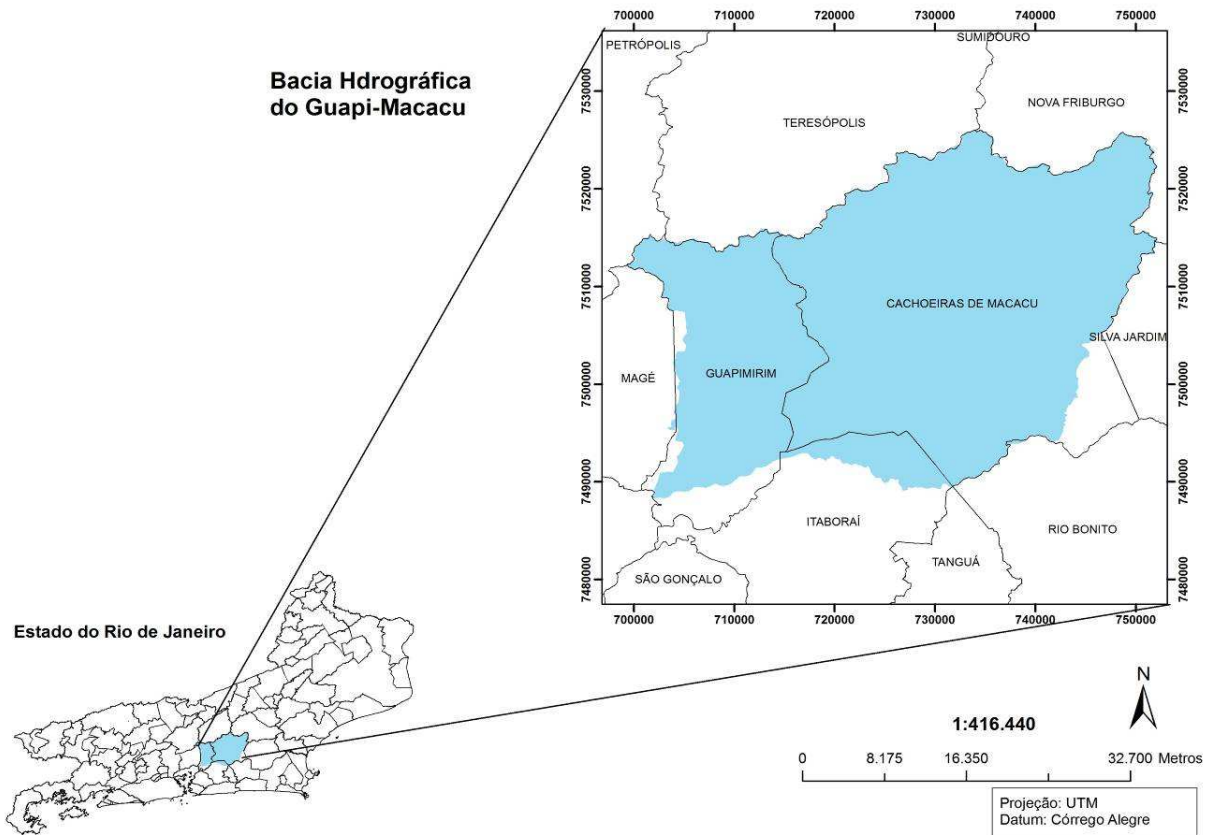


Figura 11. Localização da área de estudo.

É limitada ao leste pelas serras da Botija e de Monte Azul, ao sul pelas serras do Sambê e dos Garcias, ao norte e noroeste pela serra dos Órgãos e a nordeste pela serra de Macaé de Cima (ECOLOGUS-AGRAR, 2005). A área de drenagem da bacia situa-se no território dos municípios de Guapimirim, Cachoeiras de Macacu e com uma pequena área de Itaboraí.

O rio Guapiaçu possui suas nascentes na Serra dos Órgãos, no município de Cachoeiras de Macacu, em torno de 1.200 m de altitude e flui quase que paralelamente ao rio Macacu, até se encontrar com ele no início do canal Imunana. Já o rio Guapimirim tem suas nascentes na altitude de 2.000 m, com sua área de captação quase toda situada dentro do município de Guapimirim. O rio recebe as águas do Macacu e do Guapiaçu ao final do canal de Imunana e seu trecho final passou a ser chamado de Guapi-Macacu. Após essa junção, suas águas atravessam a área do manguezal Guapimirim desaguando na baía de Guanabara.

O rio Macacu é o principal rio da região em questão. Sua nascente principal localiza-se na serra dos Órgãos, na área do parque estadual de Três Picos, a cerca de 1.700 m de altitude e percorre aproximadamente 74 km até a sua junção à jusante com o rio Guapimirim. Sua foz, juntamente com a de outros rios, encontra-se na APA de Guapimirim, criada em 1984 que visa proteger os manguezais remanescentes da baía de Guanabara (ECOLOGUS-AGRAR, 2005). Seus principais afluentes são os rios Bengala, Soarinho, das Pedras, Bela Vista, Pontilhão, Alto Jacu e São Joaquim, pela margem esquerda, e os rios Cassiano, Duas Barras e Guapiaçu, pela margem direita, sendo este último o seu maior afluente (COSTA, 1999). Boa parte dos rios da bacia tem seus leitos percorrendo áreas rurais.

Basicamente, divide-se a fisiografia dos principais rios da bacia Guapi-Macacu em três segmentos distintos: um primeiro que desce a encosta da serra do Mar sob a forma de corredeiras e cachoeiras, tendo as margens cobertas por Mata Atlântica. Um segundo segmento, curto, percorre uma área de transição entre as escarpas e as planícies, com formação menos acidentadas. Neste trecho, os rios cercado por mata ciliar contornam colinas com formas arredondadas e maciços com altitudes inferiores a 1.000 m. E, um terceiro trecho, formado pelo baixo curso, é mais longo e percorre áreas de baixada, com terrenos planos e desníveis mínimos, facilmente inundáveis e sujeitos às influências da maré. A vegetação do segmento inferior é composta por pequenos arbustos, pastos e mangues (COSTA, 1999). Os núcleos urbanos mais expressivos em termos quantitativos são as sedes de Cachoeiras de Macacu e de Guapimirim.

A partir do final do século XIX, iniciam-se as obras de drenagem e retificação dos rios principais mencionados anteriormente. COSTA (2001) comenta que entre os anos 1940 e 1960, grandes obras de engenharia desviaram o rio Macacu para o rio Guapimirim, isolando a bacia do rio Caceribu [área vizinha] modificando assim a configuração geográfica de ocupação daquela área. Grande parte das áreas de brejos desapareceu com a abertura dos canais, que reduziu o impacto das enchentes de ambos os rios na região. Complementarmente às obras de saneamento foram construídas rodovias, sendo uma delas a atual BR-101, ligando o Rio de Janeiro à região dos Lagos.

4.1.1 Situação dos recursos hídricos na bacia Guapi-Macacu

A bacia dos rios Guapi-Macacu é estratégica em termos de disponibilidade hídrica na região hidrográfica da baía de Guanabara, devido ao fornecimento de uma vazão média de cerca de 6.000 l/s passando pelo canal Imunana onde recebe tratamento e que, por sua vez, abastece cerca de dois milhões de habitantes dos municípios de São Gonçalo, Niterói e Itaboraí (PEDREIRA et al., 2009).

Com baixa densidade demográfica e áreas vegetadas ainda preservadas, muitas das quais localizadas em Unidades de Conservação, conforme indicado pelo Instituto Estadual de Florestas (IEF, 2002), a água proveniente desta bacia seja de melhor qualidade em relação à água das bacias da região Oeste da Baía de Guanabara (ECOLOGUS-AGRAR, 2005). No entanto, a remoção de grande parte da cobertura vegetal original, substituída em curto período pelo uso de diferentes sistemas produtivos na região, associada ao uso inadequado das terras, tem acentuado processos erosivos e de assoreamento dos rios, alterando a qualidade das águas, adicionando-se o fato que o aumento populacional implica em maior geração de esgotos domésticos que, por muitas vezes não possuem tratamento prévio antes de seu lançamento, podem comprometer os corpos hídricos.

A gestão dos recursos hídricos nesta bacia está relacionada ao comitê da bacia hidrográfica da baía de Guanabara, que é bastante extenso. Desta forma, foi realizada uma sub-divisão do mesmo e a bacia Guapi-Macacu encontra-se vinculada mais especificamente ao sub-comitê da bacia leste da Guanabara, onde as ações de planejamento, conservação e monitoramento das águas depende dos planos diretores dos municípios que abrange, de programas de governo municipal, estadual e federal, dentre outras iniciativas não-governamentais, que nem sempre são ainda capazes de assegurar a sustentabilidade em termos dos recursos hídricos na bacia Guapi-Macacu (Instituto Baía de Guanabara - IBG, 2011).

Na área de estudo está prevista a implantação do Complexo Petroquímico do Estado do Rio de Janeiro – COMPERJ a partir de 2015, que demandará bastante água

para suas atividades, alterando a dinâmica social, econômica e ambiental da região. Considerando o modelo conceitual adotado no presente estudo, o COMPERJ seria um futuro elemento de pressão, a partir da força motriz 'Expansão industrial'. Uma consequência (impacto) provável será a menor oferta hídrica, em função da perda de qualidade para abastecimento público, considerando o óleo pesado e resinas termoplásticas advindas do COMPERJ.

4.2 Vulnerabilidade dos Recursos Hídricos e indicadores selecionados

Vulnerabilidade neste estudo é entendida a condição de risco à degradação/poluição dos recursos hídricos, sendo formada por um conjunto de fatores que podem aumentar ou diminuir essa condição. Considerando a estrutura conceitual DPSIR e análise a ser efetuada, os elementos Estado e Pressão do modelo DPSIR foram selecionados por serem pertinentes à modelagem do problema em questão, a vulnerabilidade dos recursos hídricos em bacia hidrográfica.

Os indicadores referentes às características naturais do ambiente são denominadas "Estado do ambiente" e as informações referentes à ação antrópica, são denominadas "Pressão". A vulnerabilidade encontrada em cada sub-bacia hidrográfica seria um indicativo de situação do ambiente, pois é resultante de fatores² antrópicos e naturais.

Desta forma, foram selecionados como indicadores de estado do ambiente: Geomorfologia, Sistemas Aquíferos, Solos, Densidade de drenagem, Declividade, Índice de APPs e Índice de Circularidade. Produção de Fósforo, Produção de Nitrogênio, Uso e cobertura da terra foram considerados como elementos de Pressão sobre os recursos hídricos.

² No presente estudo, os termos variáveis, temas e fatores ambientais foram considerados com denotação similar. Uma variável significa um elemento de uma análise qualquer; tema refere-se a uma determinada área do conhecimento, já que o trabalho é multitemático. Fator ambiental, no contexto do trabalho, refere-se à relação deste tema/variável com a vulnerabilidade dos recursos hídricos.

4.3 Base de dados geográficos para o estudo de caso

4.3.1 Obtenção e espacialização da unidade de análise

Conforme mencionado na abordagem conceitual, a bacia hidrográfica se constitui como importante unidade de análise e planejamento. No entanto, uma bacia pode se referir a um território bastante extenso e heterogêneo, como é o caso da bacia Guapi-Macacu. Sendo assim, é interessante subdividir a bacia em unidade de planejamento e gestão menores, as sub-bacias.

A delimitação das sub-bacias de drenagem para esta bacia foi obtida a partir de dados do Modelo digital de elevação (MDE) obtido e avaliado por FIDALGO et al.(2009) para a região da bacia Guapi-Macacu, com resolução de 30 metros, e também com o traçado de drenagem oriunda da base cartográfica elaborada por IBGE (1974, 1979a, 1979b, 1983, 2007), na escala de 1:50.000. O MDE foi importado para a ferramenta SWAT (SWAT, 2005), acoplado ao software *ArcView 3.2* da ESRI.

No software há um pré-processamento a partir do MDE por meio de uma avaliação em cada célula da imagem raster do MDE de direção e acumulação de fluxo, com um valor '*threshold*' que é escolhido pelo usuário, o qual corresponde ao valor mínimo da área de contribuição. A vantagem de se definir a divisão das sub-bacias através do SWAT é a inserção do traçado de uma drenagem pré-existente (*shapefile* em geometria de linhas), para que se considere essa drenagem como linhas de acúmulo de fluxo e desta forma, orientando o processamento sobre o MDE.

Seguindo a recomendação do software, foi obtido o valor de 127 ha como área de contribuição mínima, para se obter ao máximo de polígonos de sub-bacias de drenagem (Figura 13), que foram exportados do SWAT, e editados pelo autor com base em conhecimento de especialistas que vem desenvolvendo estudos na bacia há alguns anos.

Nessa edição de caráter visual para agrupamento das sub-bacias, considerou-se os afluentes dos rios principais (Guapi e Macacu). Nessa edição consideraram-se e mantiveram-se ainda alguns limites de divisores topográficos obtidos na primeira etapa de delimitação (automática), agrupando sub-bacias. Consideraram-se ainda como

unidades de análise, áreas dos trechos dos rios principais (Guapiaçu e Macacu) como bacias de captação, já que em uma abordagem sistêmica, não se configuram estritamente como uma sub-bacia hidrográfica. Ao final, foram obtidas 37 sub-bacias de drenagem e especializadas conforme a Figura 12 e assinaladas na Tabela 17 com o respectivo nome/número para identificação.

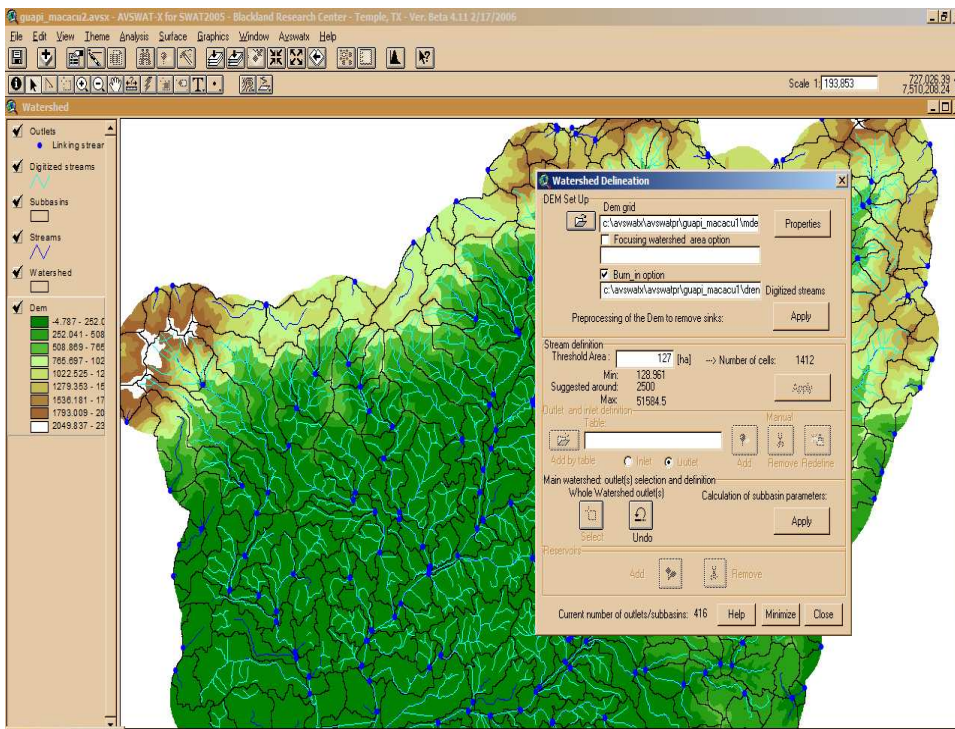


Figura 12. Obtenção das sub-bacias utilizando a ferramenta SWAT.

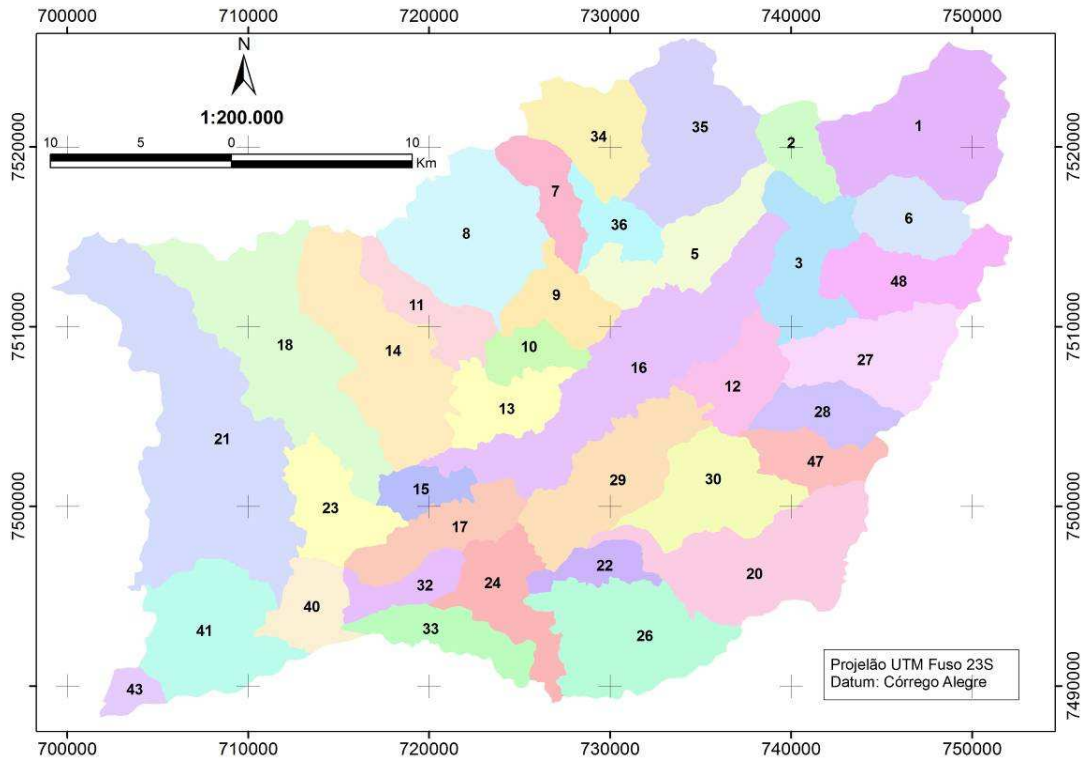


Figura 13. Sub-bacias obtidas ao final das interpretações e edições.

Tabela 17. Número e nome das sub-bacias da área de estudo.

Número	Nome	Número [cont.]	Nome
1	Macacu	22	Suarina
2	Valério	23	Trecho Guapiaçu E
3	Trecho Macacu A	24	Trecho Macacu D
5	Duas Barras de Cima	26	Imbuí-Pedras
6	Souza	27	Batatal
7	Estreito	28	Bengala
8	Boa Vista-Caboclo	29	Cassiano-Nova Ribeira
9	Trecho Guapiaçu B	30	Trecho Macacu C
10	Coco Duro	32	Sub32
11	Anil	33	Comperj
12	Trecho Macacu B	34	Guapiaçu
13	Trecho Guapiaçu C	35	Manuel Alexandre
14	Paraíso-Orindi	36	Trecho Guapiaçu A
15	Trecho Guapiaçu D	40	Sub40
16	Rabelo	41	Sub41
17	Mato	43	APA Guapimirim
18	Iconha	47	Rio Branco
20	Soarinho	48	Boa Vista
21	Guapimirim-Matadouro		

4.3.2 Levantamento, atualização e organização de dados geográficos disponíveis

Para aplicação do estudo, foram levantados, atualizados e organizados os dados georreferenciados existentes. Parte dos dados existentes foram obtidos por Fidalgo et al, (2009), parte no âmbito do macroprojeto da Embrapa Solos e seus parceiros intitulado “Dinâmica da paisagem associada a indicadores para subsidiar o planejamento de uso da terra e caracterização de serviços ambientais’ que encontra-se em andamento desde 2010, do qual este estudo faz parte. Também foram obtidos dados geográficos (Mapas de Solos, Sistemas Aquíferos e Geomorfologia) já publicados por instituições de pesquisa como a Embrapa, CPRM e DRM. Estes dados foram procesados com ferramentas de análise espacial originando indiretamente outros valores, para que cada unidade de análise (sub-bacia) tivesse um valor único. É apresentado a seguir, no item 4.4, a seguir as ferramentas utilizadas na associação com maior detalhamento.

A escala aproximada de trabalho adotada foi 1:250.000, de acordo com a disponibilidade dos dados e a projeção cartográfica adotada no presente estudo foi Universal Transverse Mercator (UTM), Fuso 23 S, *Datum* Córrego Alegre.

4.3.3 Obtenção dos temas de análise

4.3.3.1 Temas de Análise – Estado do Ambiente

Declividade

Bertoni e Lombardi Neto (1999) indicam que o relevo exerce acentuada influência sobre o processo de erosão hídrica. Geralmente, o tamanho e a quantidade de sedimentos carregados dependem da velocidade de escoamento, ao qual está relacionada, entre outros fatores, ao grau de declive do terreno. Quanto maior o declive, maior a velocidade do material carregado, acarretando processos erosivos mais impactantes para a bacia, carregando mais ou menos rapidamente sedimentos, gerando assoreamento sobre os cursos d’água.

Para obter a declividade média da bacia a partir de dados do Modelo Digital de Elevação (MDE) obtido por Fidalgo et al. (2009), utilizou-se a ferramenta *Slope* do software *ArcGIS Desktop* (ESRI, 2006a), que identifica a taxa de variação máxima de valor z (altitude) de cada célula, e resulta em uma imagem raster (matricial) contendo os valores de declividades da imagem do MDE) em porcentagem (Figura 14). Com a ferramenta *Zonal Statistics* (ESRI, 2006b), é feita a leitura dos valores de declividade média das células em cada sub-bacia de drenagem, através da operação 'Zonal Statistics as Table'.

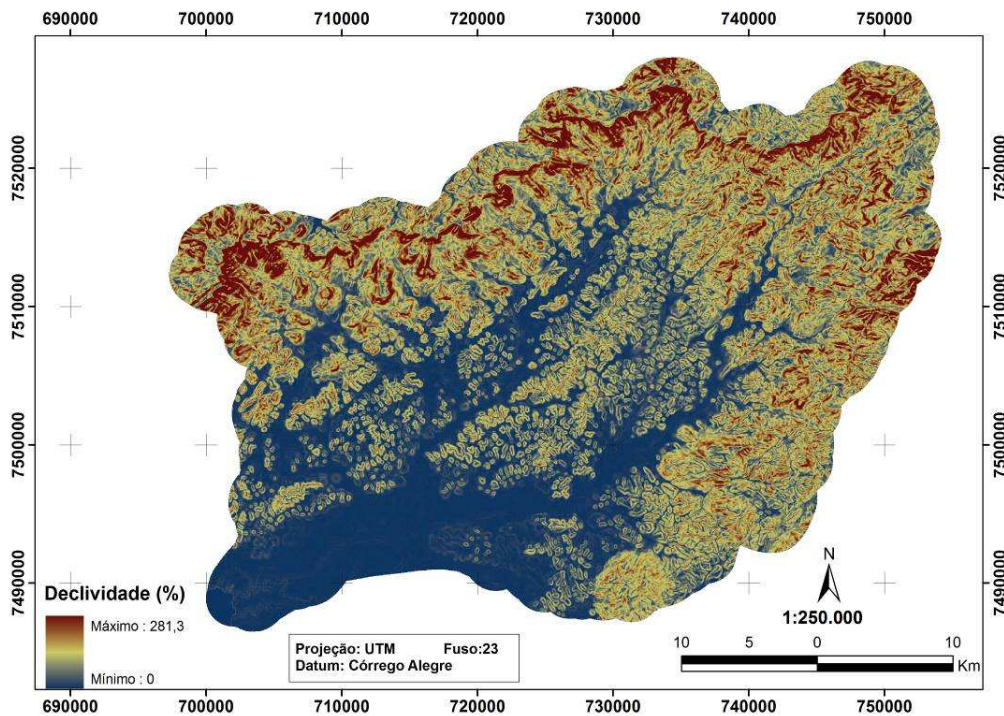


Figura 14. Declividade obtida a partir do MDE.

Densidade de drenagem

A partir do traçado da drenagem da base cartográfica elaborada por IBGE (1979a, 1979b, 1983, 2007), na escala de 1:50.000 em meio digital, foi possível obter o mapa de distribuição de densidade de drenagem em cada uma das sub-bacias da área de estudo. A densidade de drenagem para cada sub-bacia foi calculada pela razão

entre a soma dos comprimentos dos cursos d'água da sub-bacia e área da mesma, a saber:

$$Dd = \frac{\sum R}{A} \quad (4)$$

Onde:

Dd - Densidade de drenagem

$\sum R$ = Soma dos comprimentos dos rios (cursos d'água) - km

A - Área da bacia km²

Os comprimentos dos rios (km) e a área (km²) para cada sub-bacia foram obtidos pela ferramenta *Calculate Geometry* também disponível no referido software, onde foi medida a geometria das feições (linhas dos rios e área dos polígonos), baseado no sistema de coordenadas planimétricas em uso (Universal Transverse Mercator).

Forma das sub-bacias - Índice de circularidade

O Índice de Circularidade (*IC*) proposto por Miller (1953) e descrito em Christofletti (1974), representa a relação entre a área total da bacia e a área de um círculo de perímetro igual ao da área total da bacia, se relacionando com o escoamento fluvial, e representado pela fórmula:

$$Ic = \frac{A}{Ac} \quad (5)$$

onde *A* é a área total da bacia e *Ac* é a área do círculo de perímetro igual ao da área total da bacia.

Nesse índice, quanto mais próximo de 1,0 for o valor, mais próximo da forma circular será a bacia de drenagem. ROCHA (1991) salienta que quanto maior for a

circularidade, maior o perigo de cheias, já que haveria uma maior concentração de água no tributário principal em situações de chuva intensa. Assim, $I_c = 0,51$ representaria um nível moderado de escoamento, não contribuindo na concentração de águas que possibilitem cheias rápidas. Valores maiores que 0,51 indicam que a bacia tende a ser mais circular, favorecendo os processos de inundação (cheias rápidas). Já os valores menores que 0,51 sugerem que a bacia tende a ser mais alongada favorecendo o processo de escoamento mais lento. Considerando esse fator, há uma maior ou menor potencialidade de produção de picos de enchentes elevados e, portanto, maior volume de sedimentos carregados aos corpos hídricos em eventos chuvosos.

Para encontrar o índice, a área e o perímetro de cada sub-bacia foi calculada em unidade de hectares pela ferramenta *Calculate Geometry*, citada anteriormente, e sua área dividida pelo seu perímetro.

Índice de Fragmentos de Mata Ciliar e Nascentes (APP)

A região onde se localizam as matas ciliares, denominadas de zonas ripárias, assim como as áreas que circundam as nascentes dos rios, são áreas de preservação permanente (APP) nos termos da Lei Federal nº 4771/65, que instituiu o código florestal vigente (BRASIL, 1965). Compreende a faixa de vegetação a partir de 30 metros das margens dos rios e das nascentes dos rios, e quando há estes possuem 10 metros de largura, sua área é de 50 metros ao redor. As APPs estão associadas aos recursos hídricos na regulação da entrada de nutrientes e sedimentos nos cursos d'água, reduzindo o escoamento superficial. Dependendo de sua densidade arbórea, também pode atuar como regulador da temperatura dos corpos hídricos e fornecer alimentos à fauna aquática.

Em termos de quantificação da mata ciliar ou nascente, um fragmento de vegetação representa a área coberta por mata, enquanto que sua densidade seria um reflexo da extensão em que esta unidade de paisagem está fragmentada e, portanto, indicador avaliação da integridade da paisagem natural. Assim, apresenta-se como fundamental para a avaliação da vulnerabilidade dos corpos hídricos. BUENO (2003)

indica que poderíamos encontrar a densidade de APPs (D_{mc}) por sub-bacia, dividindo o número de APPs (n) presente em cada sub-bacia pela sua respectiva área (A_{sb}):

$$D_{mc} = \frac{n}{A} \quad (6)$$

Na área de estudo, as áreas de APP foram obtidas a partir da camada de informação dos rios e do *shapefile* de uso e cobertura. Efetuou-se a operação de *buffer* ao redor dos cursos d'água e da nascente dos rios e com o polígono resultante foi intersectado com a classe de vegetação do plano de informação Uso e cobertura da terra. Todavia, o número de APPs em cada sub-bacia ainda não expressa as suas respectivas áreas. Para isto, pode-se efetuar uma ponderação pela área do fragmento, por meio de um índice adimensional, conforme a fórmula a seguir:

$$I_{mc} = \frac{A_{mc}}{A_{sb} / n} \quad (7)$$

Onde:

I_{mc} = Índice de fragmentos da mata ciliar

n = Número de fragmentos de mata ciliar

A_{mc} = Área da mata cil/iar

A_{sb} = Área da sub-bacia de drenagem

Este índice, fornecido por um número adimensional que varia entre 0 e 1, onde valor máximo é obtido quando existir apenas um fragmento de mata ciliar com área igual à área da região avaliada, no caso a sub-bacia. O índice varia à medida que o número de APPs aumenta.

Geomorfologia

Em relação à Geomorfologia, pode-se dizer que é um fator natural cujas características como declividade do terreno, inclinação e geometria de vertentes, entre

outras, exercem grande influência no escoamento superficial, e, portanto, no transporte de poluentes até os corpos hídricos. Desta forma, é um elemento do ambiente condicionante em maior ou menor grau à poluição das águas superficiais.

A camada de informação de Geomorfologia foi obtida através da digitalização do Mapa Geomorfológico do Estado do Rio de Janeiro (DANTAS, 2000), Folha Baía de Guanabara, na escala 1:250.000. Em seguida efetuou-se um recorte espacial para a área de estudo, obtendo-se o Mapa Geomorfológico da bacia do Guapi-Macacu, conforme a Figura 15.

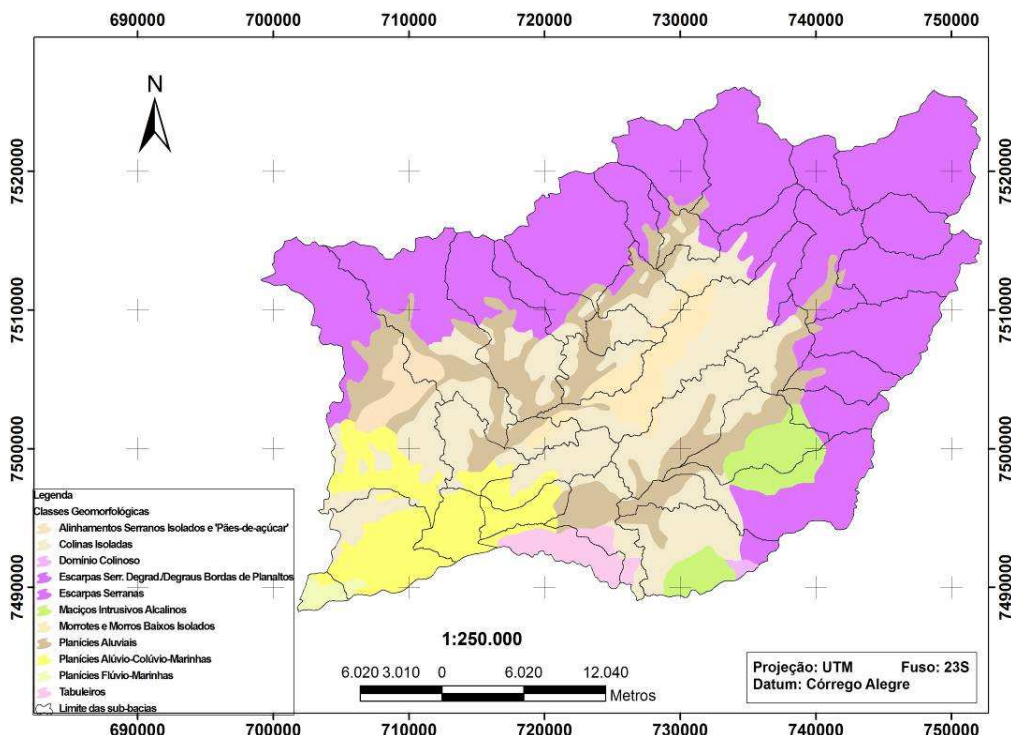


Figura 15. Mapa Geomorfológico da bacia Guapi-Macacu. Fonte: DANTAS (2000).

Dentro do tema Geomorfologia, cada classe geomorfológica foi associada a um valor numa escala de 0 a 10, considerando a favorabilidade ao transporte de sedimentos e nutrientes aos corpos hídricos por meio do escoamento superficial. Esses valores foram atribuídos por especialistas da área, com uma tabela previamente elaborada (Apêndice D), onde consta uma descrição resumida de cada classe representada no mapa, para que os especialistas atribuíssem uma nota, sem que

tivessem conhecimento da nota de outro especialista, similar ao método Delphi³ para elaboração de pesos e índices. Após o retorno dos questionários, foi calculada a média das notas dos especialistas, obtendo-se os valores assinalados na Tabela 18:

Tabela 18. Valores para a o tema Geomorfologia, com as notas dos especialistas (NE).

Classes Geomorfológicas	Favorabilidade ao transporte de poluentes / sedimentos			
	NE1	NE2	NE3 ⁴	Nota Final
Alinhamentos isolados e 'Pães-de-açúcar'	8	-	-	8
Colinas Isoladas	3	-	-	3
Domínio Colinoso	4	-	-	4
Escarpas Serranas degradadas e degraus de bordas de Planaltos	8	-	-	8
Escarpas Serranas	10	-	-	10
Maciços Intrusivos Alcalinos	9	-	-	9
Morrotes e Morros baixos isolados	6	-	-	6
Planícies Aluviais	1	-	-	1
Planícies Alúvio-Colúvio-Marinhas	1	-	-	1
Planícies Flúvio-Marinhas	0	-	-	0
Tabuleiros	2	-	-	2

Com a ferramenta *Zonal Statistics* (ESRI, 2006b) foi obtida a classe geomorfológica predominante em cada uma das sub-bacias de drenagem, através da operação de 'maioria zonal' e atribuída a nota final da classe predominante.

Hidrogeologia – Sistemas Aquíferos

A hidrogeologia de uma região está extremamente associada ao maior transporte de água, pois dependendo de sua litologia e fraturamento, se aumenta a transmissibilidade de água e/ou poluentes para os corpos hídricos superficiais, e

³ Metodologia que consiste na aplicação de questionários a especialistas de determinado assunto. Esses não devem trocar informações entre si, muito menos conhecer a composição do grupo; dessa forma tenta-se evitar tendenciosidades e influências (Wright & Giovinazzo, 2000).

⁴ N2 e N3 referem-se às notas em nulo de especialista que não retornou o questionário ao autor.

também para águas subterrâneas, tornando-o mais ou menos propício à contaminação. Dependendo da composição das rochas dos Sistemas Aquíferos, poderá haver a liberação de diferentes elementos que poderão atingir os corpos hídricos. Os aquíferos de uma determinada localidade também possuem maior ou menor favorabilidade à recarga de água subterrânea.

Os dados geográficos sobre a hidrogeologia da bacia Guapi-Macacu foram obtidos a partir do CD-Rom que acompanha o Plano Diretor de Recursos Hídricos da Baía de Guanabara (ECOLOGUS-AGRAR, 2005), integrante do Programa de Despoluição da Baía de Guanabara (PDBG). A Figura 16 mostra o mapa com os Sistemas Aquíferos da região de estudo.

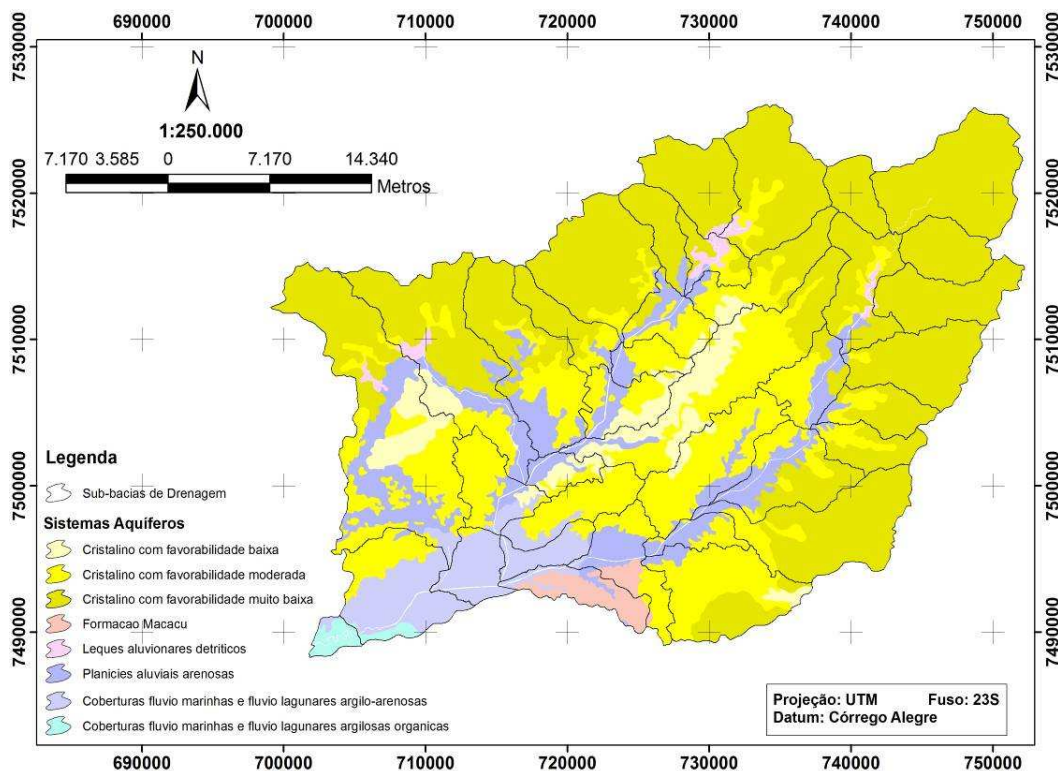


Figura 16. Sistemas Aquíferos presentes na área de estudo.

Para os sistemas aquíferos também foi associada a um valor numa escala de 0 a 10, mas desta vez considerando a vulnerabilidade das águas do sistema aquífero à contaminação. Similarmente ao tema Geomorfologia, foram atribuídos por especialistas da área, a partir de uma tabela/questionário com a descrição resumida do sistema para

que respondessem a um valor, conforme o Apêndice E. Após o retorno das tabelas, também foi calculada a média das notas dos especialistas, conforme a Tabela 19:

Tabela 19. Valores para o tema Hidrogeologia, com as notas dos especialistas (NE) para os sistemas aquíferos, numa escala de 0 a 10.

Sistema Aquífero	Vulnerabilidade do sistema aquífero			
	NE1	NE2	NE3	Nota Final
Coberturas flúvio-marinhas e flúvio lagunares argilo-arenosas	2	3	2	2,3
Coberturas flúvio-marinhas e flúvio lagunares argilo-arenosas orgânicas	3	2	2	2,3
Cristalino com favorabilidade muito baixa	2	3	2	2,3
Cristalino com favorabilidade baixa	6	5	5	5,3
Cristalino com favorabilidade moderada	6	7	6	6,3
Macacu	6	5	6	5,7
Leques aluvionares detríticos	8	8	9	8,3
Planícies aluviais arenosas	7	8	8	7,7

Pedologia - Solos

As características dos solos de uma sub-bacia de drenagem irão influenciar a infiltração, percolação, adsorção, lixiviação e desta forma, influenciar o transporte de poluentes até os rios, ou mesmo aos lençóis freáticos. A intensidade do escoamento superficial também pode interferir nos processos erosivos e, portanto, no transporte de sedimentos, dentre outros elementos até os corpos hídricos

Para a área em questão, os dados relacionados aos solos foram provenientes do Mapa Digital de Solos do Estado do Rio de Janeiro, em escala 1: 250.000 (CARVALHO FILHO et al., 2003). Após o recorte espacial do mapa de solos do Estado para a bacia em questão (Figura 20a), foram também obtidas as classes de solos predominantes em cada sub-bacia, conforme a Figura 17.

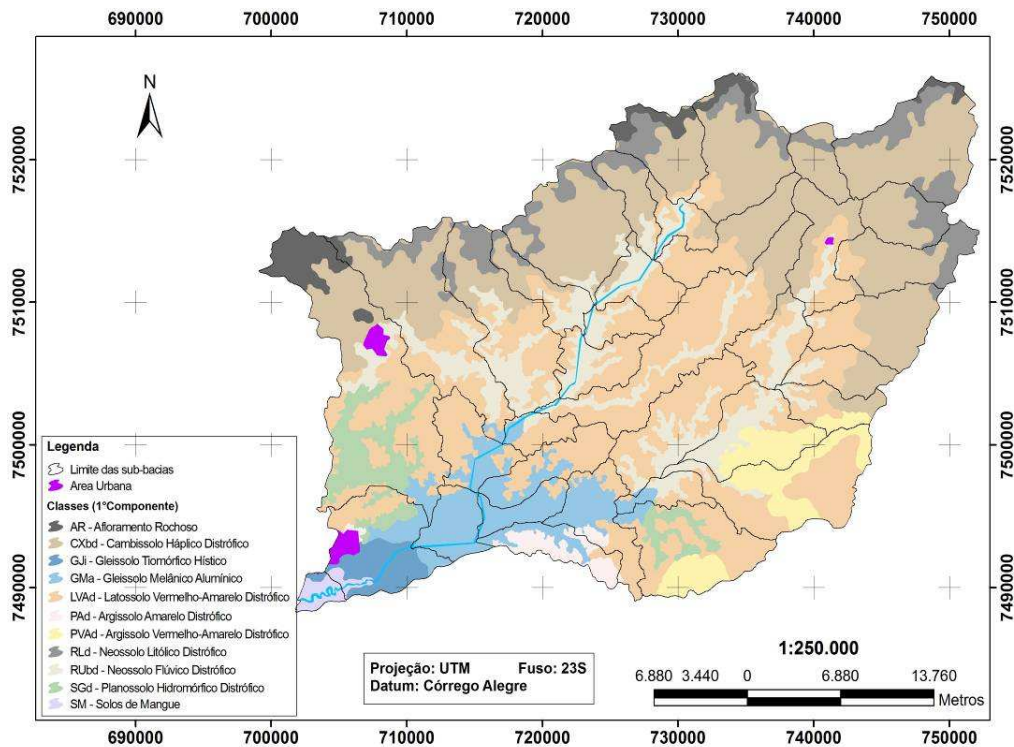


Figura 17. Mapa de Solos para a bacia Guapi-Macacu.

Para os solos da área de estudo, foram atribuídas de notas por especialistas (vide Apêndice B) considerando as características físicas dos solos disponíveis para a área em questão, similarmente às variáveis temáticas anteriores, ou seja, considerando a favorabilidade ao transporte de poluentes aos corpos hídricos, obtendo-se os valores da Tabela 20. Todavia, em cada grupamento de classe de solo (polígono) há a presença de diversos componentes e, desta forma, foi feita a média ponderada das notas das diversas classes presentes no grupamento, considerando o percentual de ocupação da classe no polígono. A Tabela 21 apresenta então as notas obtidas para cada solo da área, acompanhado do valor final da classe.

Tabela 20. Notas obtidas junto aos especialistas (NEs) do tema Solos.

Componentes das classes de solo	NE1	NE2	NE3	NC	Componentes das classes de solo	NE1	NE2	NE3	NC
	8,5	8	7	7,8		6	7	7	6,7
Cambissolo Háptico					Argissolo Amarelo				

Latossolo Vermelho-Amarelo	7	8	8	7,7	Argissolo Vermelho-Amarelo	7	5	6,5	6,2
Latossolo Amarelo	5	8	7	6,7	Neossolo Litólico	9	8	9	8,7
Gleissolo Tiomórfico	1	3	1	1,7	Neossolo Flúvico	2	1	1,5	1,5
Gleissolo Melânico	1	3	1	1,7	Planossolo Hidromórfico	3	1	1	1,7
Gleissolo Háplico	1	3	2	2					

Tabela 21. Classes de solos com as notas dos componentes (NC) ponderadas em função do percentual de área dentro da classe, variando entre 0 e 10.

Classe	Área (%)	Componentes da classe de solo	NC	Nota Final	Classe	Área (%)	Classes de solo	NC	Nota Final		
CXbd4	80%	Cambissolo Háplico	7,8	7,8	LVAd23	40%	Latossolo Vermelho-Amarelo	7,7	6,5		
	CXbd4 (cont.)	20%	Latossolo Vermelho-Amarelo				7,7	LVAd23 (cont.)		30%	Latossolo Amarelo
30%							Cambissolo Háplico			7,8	
CXbd6	50%	Cambissolo Háplico	7,8	7,5	LVAd26	40%	Latossolo Vermelho-Amarelo	7,7	7,3		
	30%	Latossolo Vermelho-Amarelo	7,7				30%	Latossolo Amarelo		6,7	
	20%	Latossolo Amarelo	6,7				30%	Cambissolo Háplico		7,8	
CXbd9	60%	Cambissolo Háplico	7,8	7,5	PAd2	70%	Argissolo Amarelo	6,7	6,5		
	20%	Latossolo Vermelho-Amarelo	7,7				30%	Argissolo Vermelho-Amarelo		6,2	
	20%	Latossolo Amarelo	6,7								
GJi	40%	Gleissolo Tiomórfico	1,7	1,7	PAd3	60%	Argissolo Amarelo	6,7	6,5		
	40%	Gleissolo Tiomórfico	1,7				40%	Argissolo Vermelho-Amarelo		6,2	
	20%	Gleissolo Tiomórfico	1,7								
GMa	40%	Gleissolo Melânico	1,7	1,8	PVAd21	30%	Latossolo Vermelho-Amarelo	7,7	7,4		
		Gleissolo Tiomórfico	1,7				30%	Latossolo Amarelo		6,7	
	20%	Gleissolo Háplico	2				20%	Latossolo Vermelho-Amarelo		7,7	

	20%	Gleissolo Háplico	2			20%	Cambissolo Háplico	7,8	
LVAd9	60%	Latossolo Vermelho-Amarelo	7,7	7,3	RLd	80%	Neossolo Litólico	8,7	8,5
	40%	Latossolo Amarelo	6,7			20%	Cambissolo Háplico	7,8	
LVAd10	50%	Latossolo Vermelho-Amarelo	7,7	7,2	RUbd2	80%	Neossolo Flúvico	1,5	1,6
	50%	Latossolo Amarelo	6,7			20%	Gleissolo Háplico	2	
LVAd11	50%	Latossolo Vermelho-Amarelo	7,7	7,2	SGd1	70%	Planossolo Hidromórfico	1,7	1,6
	50%	Latossolo Amarelo	6,7			30%	Gleissolo Háplico	2	
LVAd12	40%	Latossolo Vermelho-Amarelo	7,7	7,3	SGd2	100%	Planossolo Hidromórfico	1,7	1,7
			6,7						
	30%	Latossolo Amarelo							
	30%	Argissolo Vermelho-Amarelo	6,2						
LVAd19	40%	Latossolo Vermelho-Amarelo	7,7	5					
	30%	Latossolo Amarelo	6,7						
	30%	Argissolo Vermelho-Amarelo	6,2						

Após a obtenção das NCs, foi atribuído à sub-bacia a nota conforme o solo predominante na mesma.

4.3.3.2 Temas de análise – Pressão sobre os Recursos Hídricos

Uso e cobertura da terra

O mapa de uso e cobertura da terra para o ano de 2007 foi obtido a partir de PEDREIRA et al (2009) para a área de estudo, que fizeram uma análise da dinâmica de uso da terra da bacia do Guapi-Macacu, concluindo que houve nos últimos 10 anos houve um aumento significativo de área urbanizada na área da bacia, sendo considerado um fator de pressão sobre os recursos hídricos. Os autores salientam

ainda, uma manutenção da vegetação em áreas de unidades de conservação, o que vem a contribuir positivamente para a qualidade das águas da bacia.

As classes de uso levantadas pelos autores foram Vegetação, com subclasses de estágio inicial, médio e avançado de regeneração; Água, Área Agrícola, Urbanizada, Urbanizada de baixa densidade, Campo de altitude, Mangue, Pastagem e Solo Exposto. Considerando os objetivos do presente estudo, as subclasses de vegetação foram agrupadas em uma única classe, sendo realizado o mesmo sobre as classes de área urbanizada. Ao final, obteve-se o mapa de uso para o presente trabalho ilustrado na Figura 18.

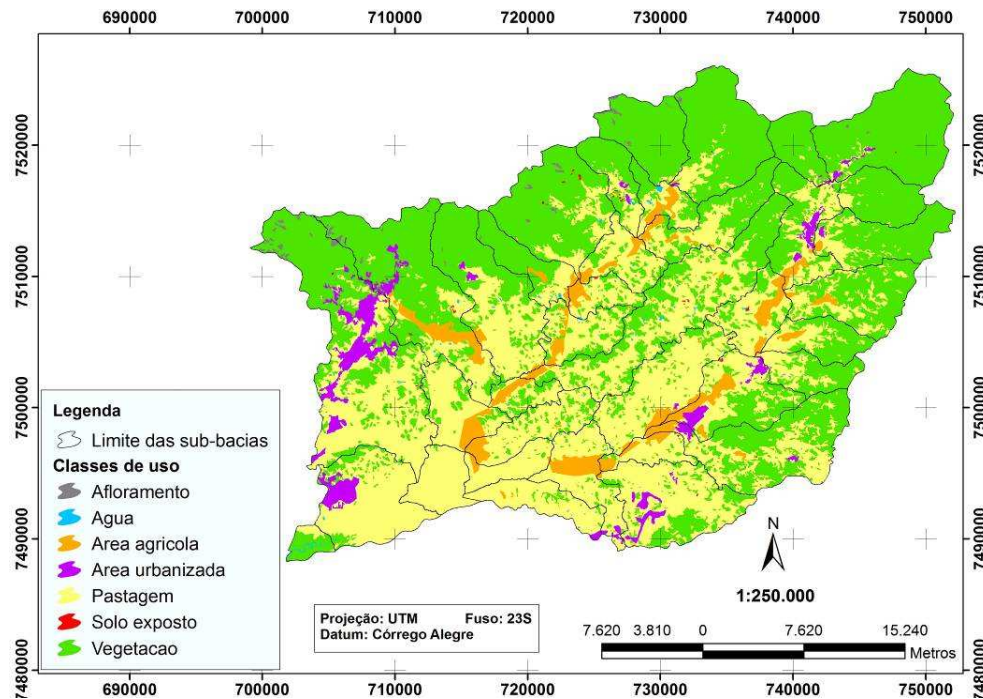


Figura 18. Mapa de Uso e cobertura da terra da área de estudo.

Prosseguiu-se com a atribuição de valores pelos especialistas às classes de uso e cobertura da terra, considerando sua contribuição à pressão sobre a qualidade das águas, ou seja, potencial poluidor das águas da respectiva classe, com a classificação em valores via especialistas (vide Apêndice C), como realizado para os demais planos de informação temáticos e assinalado na Tabela 22. Após a obtenção das notas finais de cada classe, efetuou-se a 'média zonal' com os valores médios coletados junto aos especialistas para cada classe presente em cada sub-bacia e, por fim, obtido um valor único em cada sub-bacia de drenagem considerando a área desta.

Tabela 22. Classes de Uso e Cobertura, com valores variando entre 0 e 10 referentes à pressão sobre os recursos hídricos.

Classe de Uso e Cobertura da terra	Contribuição à pressão sobre os recursos hídricos			
	NE1	NE2	NE3	Nota Final
Agricultura	9	8,5	8	8,5
Área Urbanizada	10	10	10	10
Vegetação	0	0	0	0
Pastagem	5	2	4,5	3,8
Solo Exposto	5	6	6	5,7

Densidade de Estradas

A densidade de estradas pode ser fator que contribui para a geração e transporte de sedimentos para os corpos hídricos, principalmente quando estas não são bem estruturadas, o que é bastante comum na região estudada. Assim, a densidade por sub-bacia foi obtida a partir da malha viária, oriunda da base cartográfica elaborada por IBGE (1974, 1979a, 1979b, 1983, 2007) na escala de 1: 50.000, sob geometria de linhas. Os dados incluem vias principais e secundárias. A densidade por sub-bacia foi então calculada a partir da razão entre a soma dos comprimentos das estradas em sub-bacia e a área das mesmas, conforme a equação que segue:

$$De = \frac{\sum e}{A} \quad (8)$$

Onde:

De = Densidade de Estradas (km/km)

$\sum e$ = Somatório do comprimento das estradas (km)

A = Área da sub-bacia (km²)

Produção de Fósforo e Nitrogênio

Os principais elementos advindos de fontes de poluição pontual e difusa que causa o processo de degradação da água, denominado de eutrofização, são o fósforo e nitrogênio (ARCEIVALA,1981). O autor indica que cada habitante elimina, em média, por meio do esgoto sanitário 0,002 kg de fósforo (P) e 0,008 kg de nitrogênio (N) por dia

Desta forma, optou-se por fazer uma estimativa da produção de P e N por sub-bacia Para calcular a carga destes elementos lançada por uma determinada população, aplicam-se as equações 8 e 9, respectivamente:

$$P = H*a *0,002/1000 \quad (9)$$

Onde:

P: quantidade de fósforo em determinado ano (ton)

H: número de habitantes no ano a

a : número de dias do ano = 365

$$N = H*a *0,008/1000 \quad (10)$$

Onde:

N: quantidade de nitrogênio em determinado ano (ton)

H: número de habitantes no ano a

a : número de dias do ano = 365

Para estimar a produção de P e N *per capita*, foram utilizados os setores censitários do IBGE (2011), em geometria de polígonos, com dados do Censo Demográfico 2010. Cada setor censitário informa o total de habitantes residentes dentro do respectivo polígono, permitindo tal estimativa, ilustrado na Figura 19.

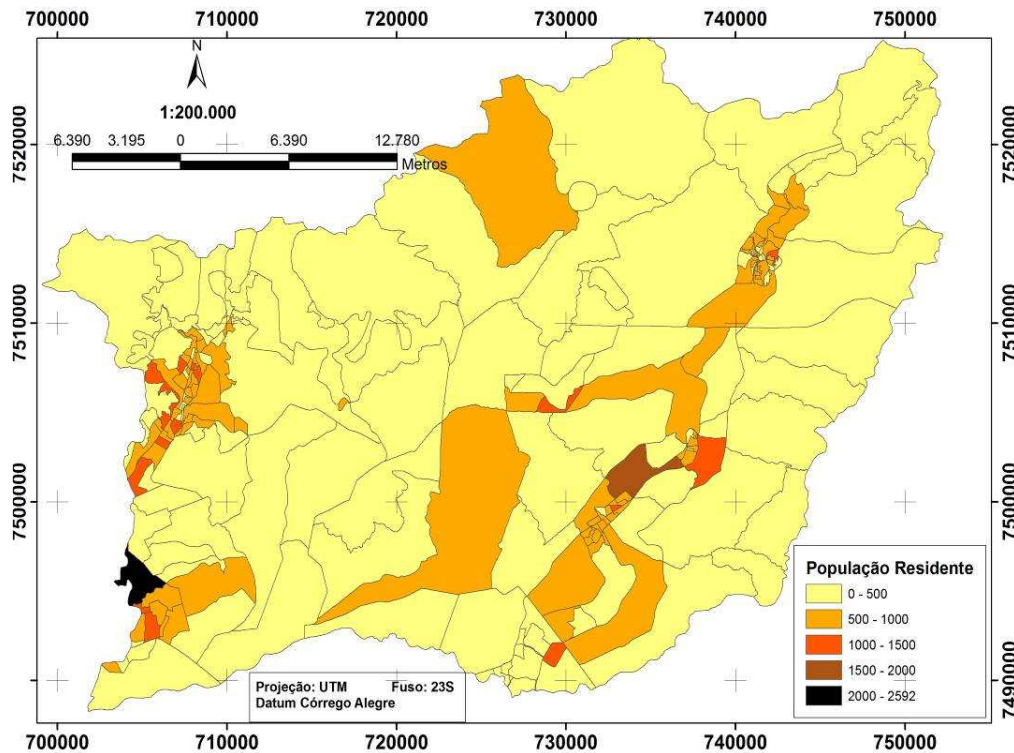


Figura 19. População residente (hab.) na bacia do Guapi-Macacu, segundo dados do Censo 2010.

Entretanto, os limites dos setores não são espacialmente coincidentes com os limites das sub-bacias. RAMOS e FERREIRA (2011) comentam que este tipo de problema é comum em sobreposição de setores censitários com polígonos de outra natureza. Geralmente utiliza-se a proporção de interseção de áreas do setor atribuir valores relativos aos dados censitários a outros polígonos, como é o caso das sub-bacias. Os autores consideram que um dos problemas desta técnica é a consideração de que os dados estão uniformemente distribuídos dentro de cada setor. Outro problema no presente estudo de caso seria na duplicação ou mais da contagem de um setor censitário que atravessa diversas sub-bacias de drenagem.

Para diminuir o problema na associação espacial entre os dois planos de informação geográficos em questão, foi calculado o centróide (geometria de pontos) de cada setor censitário, sendo este ponto então associado à sub-bacia onde está localizado (Figura 20). Em seguida a população associada aos centróides, dentro de cada sub-bacia foi somada, eliminando-se o risco de contabilizar uma mesma população mais para mais de uma sub-bacia.

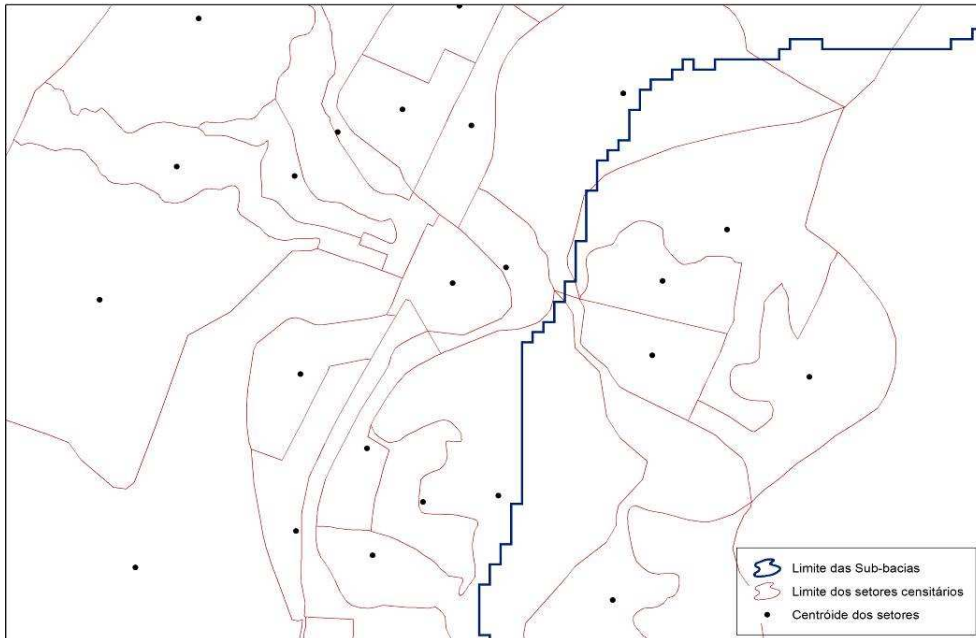


Figura 20. Associação espacial de dados dos setores censitários com os polígonos das sub-bacias.

4.4 Construção da estrutura hierárquica e cálculo dos pesos dos temas no CDP

A importância relativa de cada variável na avaliação da vulnerabilidade dos recursos hídricos foi definida associando-se pesos aos critérios de análise de cada tema. Assim, foi realizada uma consulta a especialistas em recursos hídricos, via tabela (Apêndice A), onde estes os quais atribuíram pesos de 1 a 9 a cada fator ambiental selecionado. Os resultados obtidos foram analisados utilizando-se o programa Criterium Decision Plus (CDP), um sistema de suporte à decisão.

O Programa CDP permite ao usuário utilizar a técnica AHP, explicitada no item 2.5 desta dissertação. Este programa disponibiliza uma forma abreviada de comparação pareada (abbreviated-pairwise) ou completa (full-pairwise). A escolhida para o presente estudo foi a *full pairwise*, cujo exemplo de aplicação foi ilustrado no item de AHP na abordagem conceitual.

Para a estimativa do grau de importância das variáveis de estado e pressão na análise da vulnerabilidade dos recursos hídricos, foi realizada uma consulta a profissionais de Geotecnologias e Recursos Hídricos. Os profissionais receberam informações sucintas acerca da pesquisa em questão, com reuniões entre o autor e especialistas além de uma tabela (Apêndice A) a ser preenchida. Os profissionais atribuíram pesos na escala de 0 a 9, considerando o grau de importância da variável na avaliação da vulnerabilidade dos recursos hídricos; tais notas posteriormente viriam a ser os pesos em AHP descritos na Tabela 3, do item 2.10 da dissertação. E por fim, obtidos os valores de consistência da análise hierárquica.

Considerando a extensão *PSI* do modelo conceitual *DPSIR*, foi elaborada a estrutura hierárquica dentro do CDP.

4.5 Construção da base de conhecimento e redes de dependência no Netweaver

Cada dado de entrada na rede de dependência no programa NetWeaver é representado por um argumento que pode ser do tipo clássico (crisp, booleano) ou nebuloso (*fuzzy*) (REYNOLDS, 1999). Na primeira hipótese, o dado de entrada é comparado a um valor estabelecido como verdadeiro através de operadores matemáticos e lógicos, e na segunda é criada uma função de pertinência, que evidencia o grau com que o valor do dado pertence ao conjunto representado pela proposição correspondente. No presente trabalho optou-se pela segunda hipótese, em argumentos nebulosos.

Para ser estabelecida uma função matemática, são necessários pelo menos dois pontos conhecidos (amplitude dos dados). Para os argumentos, deve-se considerar a proposição que está sendo avaliada, no caso a vulnerabilidade dos recursos hídricos, a partir dela, determinar os valores dos argumentos que representam os pontos da função. O NetWeaver permite a criação das funções *fuzzy* de pertinência à vulnerabilidade com no mínimo dois pontos (Valores Falso e Verdadeiro da proposição, ou seja, o mínimo e o máximo da função), e até quatro pontos ao longo da curva da função fuzzy.

Na elaboração dos argumentos *fuzzy* para cada tema na avaliação da vulnerabilidade dos recursos hídricos, as variáveis de origem numérica – Índice de Circularidade, Densidade de Drenagem, Densidade de Estradas, Declividade, P *per capita*, N *per capita* e Índice de Fragmentos de Mata Ciliar – foram considerados na amplitude dos dados observados. Portanto o valor Falso (-1) foi associado ao valor mínimo observado e o valor Verdade (1) ao valor máximo, conforme exemplificado na Figura 21⁵.

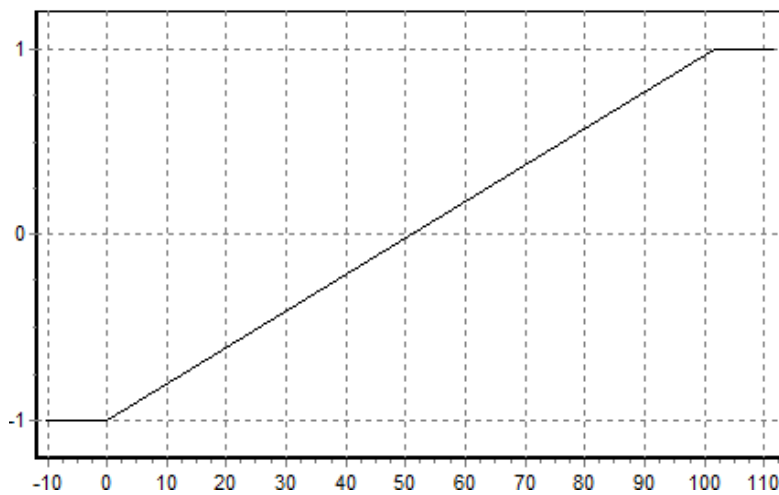


Figura 21. Função *fuzzy* da Produção de N *per capita*.

Para os dados temáticos – Geomorfologia, Solos, Sistemas Aquíferos, Uso e Cobertura da Terra – foram consultados mais especialistas na respectiva área concernente ao tema, para a elaboração dos argumentos *fuzzy* do respectivo tema. Para tal, foi elaborada uma tabela para cada tema, conforme consta nos Apêndices B, C, D e E, onde o especialista deveria assinalar entre 0 e 10, onde qual classe temática da variável em questão apresentava maior vulnerabilidade dos recursos hídricos à poluição, ou seja, a pertinência à proposição avaliada. Desta forma, 0 representaria o valor falso (e 10 o valor verdade do tema na pertinência ao conjunto avaliado, Estado ou Pressão). Após ampla discussão do autor junto aos especialistas de cada tema e

⁵ Percebe-se nas ilustrações a oscilação entre o valor falso de pressão (-1), equivalente a 0 kg/ano de produção; e perpassando pelo valor indeterminado de pressão (0), correspondente ao ponto médio da função (51 kg/ano) e o valor verdade (1) equivalente ao máximo dos dados, 101,6 kg/ano.

coleta das respostas das tabelas, foi elaborada a função *fuzzy* para cada variável temática (*Data Link*⁶) dentro do NetWeaver.

O NetWeaver disponibiliza ao usuário os operadores lógicos AND, OR, UNION, NOT, SOR e XOR para operar sobre as redes dependência dos *Data Links*. Na escolha do operador *fuzzy* para operar sobre as redes, temos: o operador AND retorna o mínimo, o OR, o máximo dos valores, sendo os demais operadores de ordem booleana (NOT, SOR, XOR), este [UNION] foi considerado o mais apropriado para a integração temática do presente estudo, por efetuar soma ponderada dos valores dos critérios, conforme indicado na equação abaixo:

$$\text{Valor total} = \frac{\sum_{i=1}^n \text{valor}_i * \text{peso}_i}{\sum_i \text{pesos}} \quad (11)$$

Para maiores esclarecimentos e informações sobre operadores, recomenda-se a leitura de Souza (2001).

4.6 Avaliação da vulnerabilidade dos recursos hídricos no EMDS

O programa utilizado para a avaliação em ambiente SIG – EMDS (Ecological Management Decision Support), é acoplado ao ArcGIS Desktop versão 9.1 como uma extensão do software. Esse Sistema de Suporte à Decisão Espacial relaciona a base de conhecimento construída no *NetWeaver* ao predicado espacial dos dados através de um arquivo *shapefile*, em formato vetorial. Desta forma, quaisquer avaliações efetuadas no EMDS sobre uma base deverá ter sua representação espacial em formato vetorial, já que o EMDS faz uma busca sobre a tabela de dados em formato database [extensão *.dbf*], um dos arquivos que compõe o *shapefile*. No presente estudo, a geometria dos arquivos vetoriais para avaliação são os polígonos que correspondem às sub-bacias.

⁶ Os *Data Links* são definidos como unidade elementar da base de conhecimento utilizada neste trabalho, isto é, são os dados sobre os quais efetua-se a inferência nebulosa. Neste estudo correspondem aos planos de informação.

O EMDS também permite que sejam feitas análises parciais sobre as redes, ou seja, é possível avaliar os estados e as pressões de modo independente, sem que isso interfira na análise completa da vulnerabilidade dos recursos hídricos. Isso é importante, pois para outros tipos de avaliações ambientais, o usuário poderá avaliar preliminarmente os resultados parciais alcançados, com a possibilidade de efetuar alguma modificação ou reformulação na base de conhecimento.

No ArcGIS *Desktop* 9.1, com a camada a ser avaliada (no caso, de sub-bacias hidrográficas), habilita-se a extensão EMDS acoplada a este SIG e então:

I) O programa exibe uma janela com as opções de *layers* a selecionar, onde seleciona-se a área de estudo, ou seja a *layer* em formato *shapefile*;

II) carrega-se a base de conhecimento modelada (*Load knowledge base*);

III) adiciona-se como tópico (*add topic*) a avaliação que se deseja executar (a avaliação pode ser efetuada separadamente, somente para rede Estado, rede Pressão ou Vulnerabilidade, separadamente); por fim, executa-se a avaliação no comando *Run*.

Outra funcionalidade do EMDS é a ferramenta *Hotlink*, que classifica na base de conhecimento a importância de cada *Data Link* para a obtenção do resultado da análise da sub-bacia. Nesta classificação, quanto mais verde o *Data Link* é mostrado, maior a sua contribuição para a avaliação na área estudada; e quanto mais vermelho, menor a contribuição (USDA, 1996). Caso o *Data Link* apresente a cor preta, sua contribuição é indeterminada.

Em termos de resultados, são obtidos os mapas de Estado, Pressão e Vulnerabilidade dos Recursos Hídricos. Nestes, os valores calculados pelo EMDS variam entre -1,0 e 1,0 de pertinência *fuzzy* à proposição avaliada. Desta forma, os resultados são valores de pertinência associados cada unidade de análise (no caso, as sub-bacias) pelo usuário do sistema.

4.7 Análise da qualidade de água

Em novembro de 2011, foram coletadas amostras de água no exutório de cada unidade de análise (sub-bacia) da bacia Guapi-Macacu, conforme ilustrado nas Figuras 22 e 23.

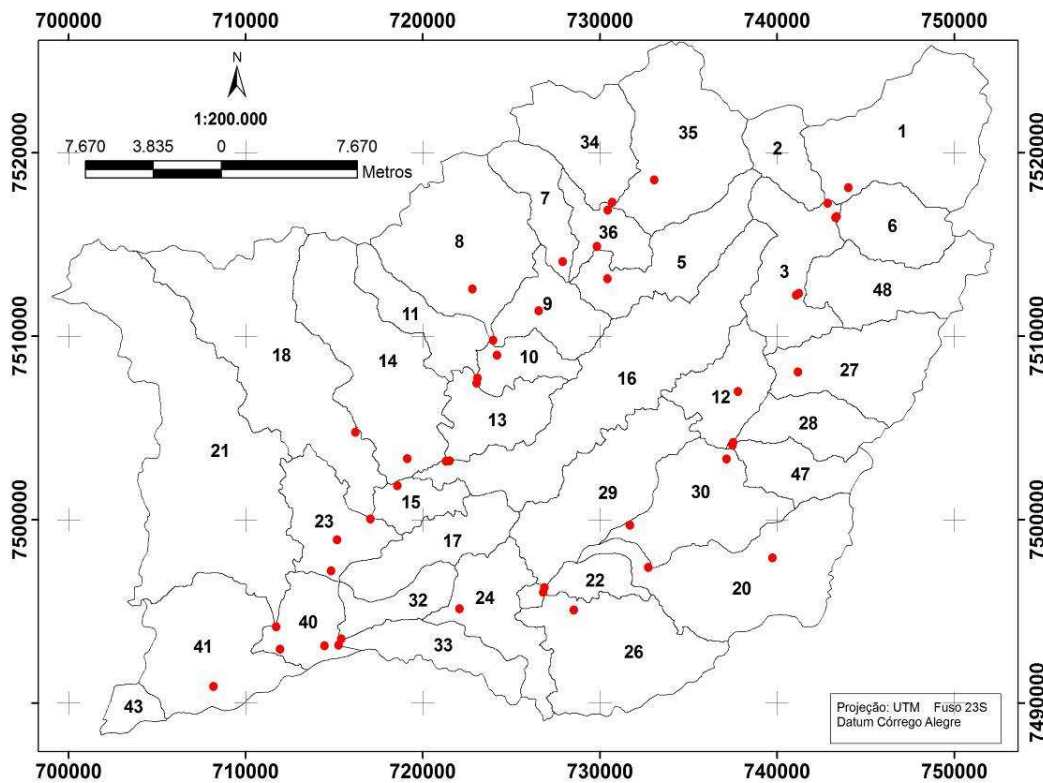


Figura 22. Pontos coletados em campo para amostragem de qualidade das águas na bacia Guapi-Macacu.

Considerando a unidade de análise do presente estudo (sub-bacia), para se obter uma representação mais fiel possível da qualidade das águas da unidade, foram coletadas águas no exutório da sub-bacia e no início dela, e então efetuada uma subtração dos valores à montante pelos localizados à jusante.

Em *situ* foi analisado o parâmetro turbidez (coleta ilustrada na Figura 22, a seguir). As amostras de água foram acondicionadas e levadas para o laboratório da Embrapa Solos, onde foram analisados os parâmetros físicos e químicos: pH; condutividade; sólidos totais, dissolvidos e em suspensão; cátions (incluindo os metais), fósforo total e nitrogênio total, conforme APHA (2005).



Figura 23. Coleta de água em campo na bacia Guapi-Macacu. Fonte: Carlos Eduardo Ferreira.

Por dificuldades de acesso em campo ao exutório (ponto final de uma sub-bacia hidrográfica) das sub-bacias 32, 33 e 43, por se tratarem de áreas alagadas, as mesmas não puderam ser amostradas.

4.7.1 Aplicação do Índice de qualidade de água

Para a aplicação de um índice de qualidade de água, foi realizado um levantamento da literatura pertinente e alguns índices de qualidade de água voltados para ambientes lóticos, encontram-se na Tabela 23. A seleção do índice a ser aplicado, considerou a disponibilidade dos dados obtidos a partir dos parâmetros analisados, assim como, que pudesse expressar resposta aos impactos de estado e pressão presentes na bacia de estudo.

Tabela 23. Índices de qualidade das águas pesquisados e viabilidade de utilização para o presente estudo.

Índice	Aplicação anterior	Parâmetros requeridos	Total de Parâmetros requeridos	Total de Parâmetros disponíveis	Viabilidade de aplicação
IQA-NSF (CETESB) – Índice de qualidade de águas brutas	CETESB; UFRS (Rio Taquari); COPPE/UF RJ (Bacia do Rio Paraíba do Sul); ANA, ANEEL, IBAMA, FEAM-MG (Bacia do Prata)	pH, Turbidez, Coliformes fecais, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Nitrogênio total, Fósforo total, Temperatura, Resíduo total, Oxigênio Dissolvido (OD).	9	5	Sim , pelo amplo aceite dos especialistas, simplicidade na aplicação e por atender a 56% dos parâmetros disponíveis.
IPMCA – Índice para preservar a vida aquática	CETESB	Essenciais: OD, pH, Toxicidade; Cobre, Níquel, Chumbo, Zinco, Mercúrio, Surfactantes e Fenóis.	10	6	Não , pois apesar de 60% estarem disponíveis, não há todos os parâmetros do 'grupo essencial' ou fundamental do índice, inviabilizando seu uso.
PRATI	FRS (Rio Taquari / Antas); COPPE/ UFRJ (Bacia do Rio Paraíba do Sul);	OD, pH, DBO ₅ , DQO, Permanganato, Sólidos Suspensos, Amônia, Nitratos, Cloretos, Ferro, Manganês, Alquil Benzeno Sulfonato (ABS), Carbono Cloriforme Extraído (CCE).	13	5	Não , pela baixa disponibilidade dos parâmetros requeridos.
IT – Índice de Toxidez	CETESB	Cádmio, Chumbo, Cobre, Cromo Total, Mercúrio, Níquel e Zinco.	7	7	Sim , já que todos os parâmetros requeridos pelo índice estão disponíveis.
HORTON	UFMS (Rio Miranda);	OD, pH, Coliformes fecais, Condutividade Elétrica, Temperatura, CCE, Alcalinidade,	9	2	Inviável , por somente ter 2 parâmetros

	UFRS (Rio Taquari)	Tratamento de Esgoto (% de população atendida).			disponíveis para aplicação.
STONER	UNICAMP (Rio Piracicaba)	pH, Coliformes fecais, Cor, ABS, Amônia, Cloreto, Zinco, Fluoreto, Cobre, Fenóis, Ferro, Nitrito, Sulfato.	13	6	Não , em função dos parâmetros requeridos pelo índice.
McDUFFIE	Oregon Department of Environmental Quality, Rio Willamette, EUA	OD, Coliformes fecais, DBO, DQO, Temperatura, Sólidos em suspensão, Nitrogênio Total, Fosfato Total.	8	3	Não , pois o número de parâmetros disponíveis para o cálculo do índice é da ordem de 38%.
Avaliação de Toxicidade da água	CPRH (Estado de Pernambuco); Instituto Ambiental do Paraná (IAP)	Fator de diluição para <i>Daphnia Magna</i> (microcrustáceo de água doce).	1	-	Não , pela indisponibilidade e do microcrustáceo para avaliação.
DINIUS	COPPE/UF RJ (Bacia do Rio Paraíba do Sul)	OD, DBO, Coliformes fecais, Coliforme total, pH, Cor, Dureza, Condutividade Elétrica, temperatura, Cloretos.	11	2	Não , em função do número de parâmetros disponíveis (18%)

Após a pesquisa dos índices na literatura, o IQA_{CETESB} foi selecionado, já que no presente trabalho havia a maior disponibilidade de dados para o cálculo desse índice. Em seguida os valores dos pesos dos parâmetros disponíveis para análise foram normalizados chegando ao índice proposto, de acordo com a Tabela 24.

Tabela 24. Pesos atribuídos aos parâmetros no índice de qualidade proposto para a bacia Guapi-Macacu.

Parâmetro	Pesos IQA_{CETESB}	Pesos utilizados na adaptação
Oxigênio dissolvido	0,17	-
Coliformes fecais	0,15	-
pH	0,12	0,25
DBO	0,10	-
Fósforo total	0,10	0,21
Temperatura	0,10	-

Nitrogênio total	0,10	0,21
Turbidez	0,08	0,17
Sólidos totais	0,08	0,17

O Índice de Toxidez (IT) foi aplicado em seguida, sendo complementar ao IQA-NSF (CETESB), pois todos os sete parâmetros requeridos pelo IT foram analisados no presente estudo. BROWN et al. (1970) indicam a utilização do IT na indicação de presença de poluentes acima do seu limite máximo admissível, ou a ausência destes poluentes. Os sete metais integrantes do IT e que foram utilizados: Cádmio, Cobre, Chumbo, Mercúrio, Cromo, Níquel e Zinco. Os metais Ferro e Manganês também foram analisados, mas excluídos do IT nesta pesquisa, devido à sua baixa toxicidade, somado ao fato das particularidades geológicas da região estudada, pois podem apresentar naturalmente concentrações mais elevadas que os padrões existentes.

O Índice de Toxidez (IT), cujo valor é 0 ou 1, assume o valor zero caso um dos elementos tóxicos ultrapasse o limite permitido, ou o valor um (1) em caso contrário. A nota final de um ponto de amostragem será o produto do IQA pelo IT. O resultado do IT é 0 quando pelo menos uma substância tóxica ultrapassar os padrões e IT=1, quando nenhuma substância tóxica ultrapassar os padrões, conforme a resolução 357 do CONAMA (CETESB, 2011) para a classe 2, e ilustrado na Tabela 25.

Tabela 25. Padrões estabelecidos para os parâmetros componentes do IT (mg/L), conforme a resolução 357 do CONAMA. Fonte: MMA, 2012.

Metais Pesados	Padrões Classes 1 e 2
Cádmio	0,001
Chumbo	0,03
Cobre	0,02
Cromo Total	0,1
Mercúrio	0,0002
Níquel	0,025
Zinco	0,18

4.8 Análise comparativa entre IQA, IT e Vulnerabilidade dos Recursos Hídricos

Após alcançar os resultados de vulnerabilidade no Sistema de Suporte à Decisão espacial, do IQA_{CETESB}, e do índice de toxidez, onde cada resultado é associado a cada sub-bacia. Estes resultados foram sobrepostos espacialmente em SIG, e representados em conjunto através de um mapa comparativo, permitindo uma análise visual.

No item a seguir, 'Resultados e Discussão', são primeiramente apresentados os resultados intermediários do estudo: valores obtidos para cada sub-bacia, pesos encontrados na estruturação hierárquica em AHP, funções *fuzzy* para os temas e estrutura em redes de dependência da base de conhecimento. Após a análise no Sistema de suporte à decisão espacial, são apresentados os resultados das redes estado, pressão e vulnerabilidade separadamente.

5.0 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Resultados encontrados na obtenção dos valores dos temas às sub-bacias

Após a consulta aos especialistas e operações de geoprocessamento e análise espacial (mencionadas ao longo do item 4.4 deste estudo) sobre os dados geográficos, obtiveram-se os valores únicos de estado e pressão para cada sub-bacia. Os mesmos encontram-se representados nas Figuras 24 (Declividade média), 25 (Densidade de drenagem), 26 (Índice de circularidade), 27 (Índice de fragmentos de APP), 28 (Geomorfologia), 29 (Sistemas aquíferos) e Figura 30 (Solos) para a modelagem e construção base de conhecimento da rede estado do ambiente. Para a rede pressão, as Figuras 31, 32, 33 e 34 apresentam respectivamente os resultados na associação espacial dos temas de Uso e Cobertura, Densidade de Estradas e estimativas de produção de P e N *per capita*:

5.1.2 Mapas da rede estado do ambiente

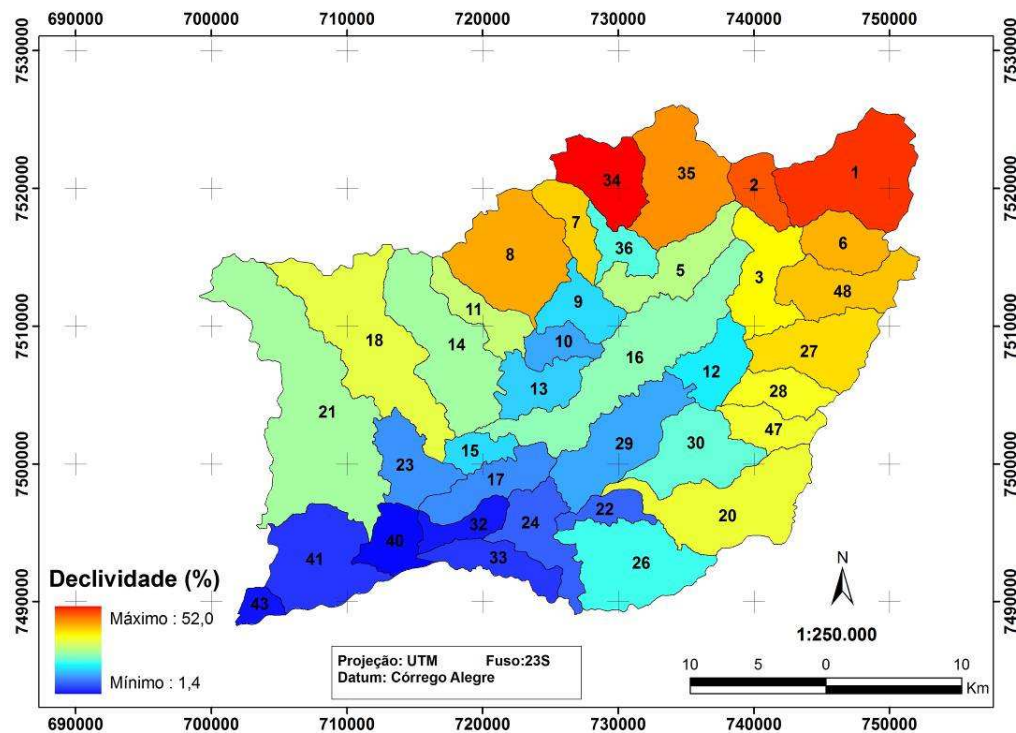


Figura 24. Declividade média por sub-bacia.

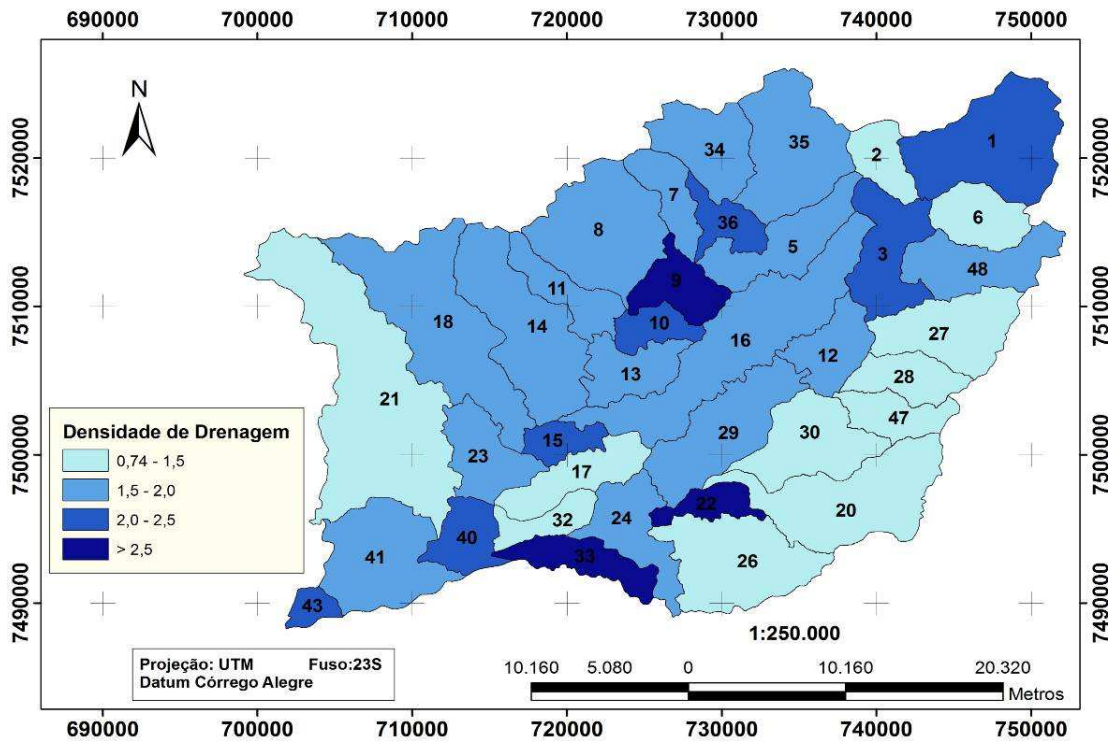


Figura 25. Densidade de drenagem por sub-bacia a partir das estradas em km.

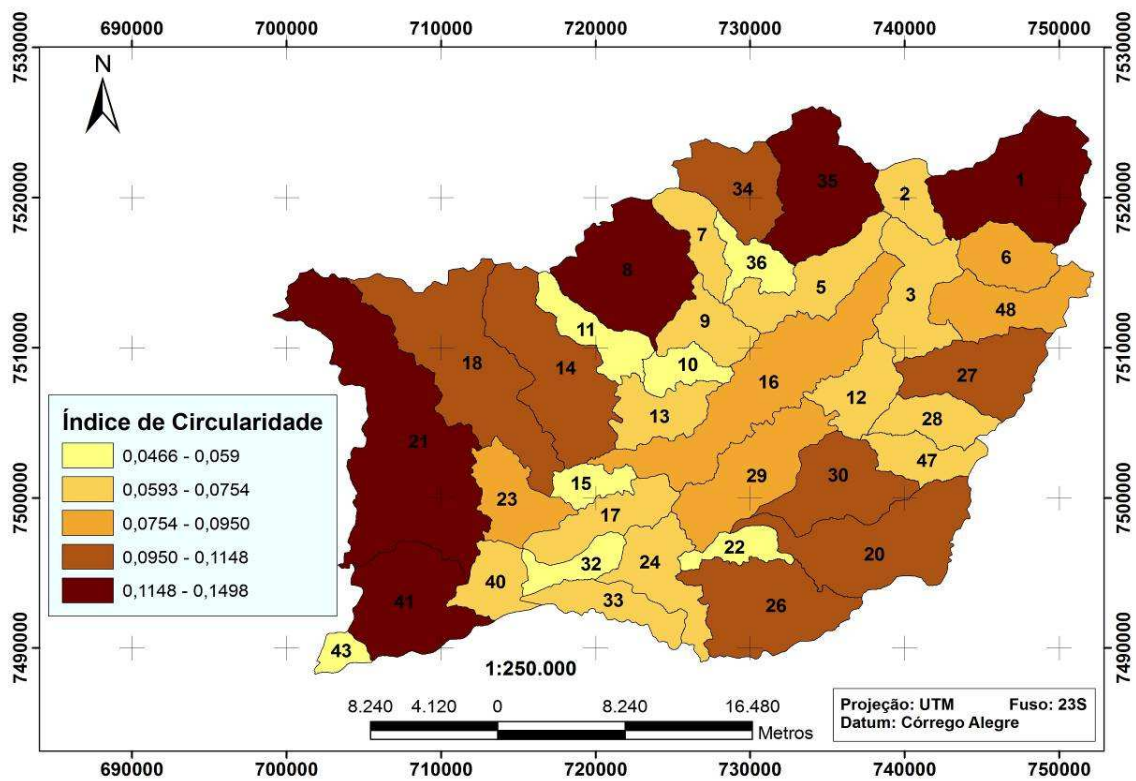


Figura 26. Mapa de índice de circularidade, fator associado à forma das sub-bacias.

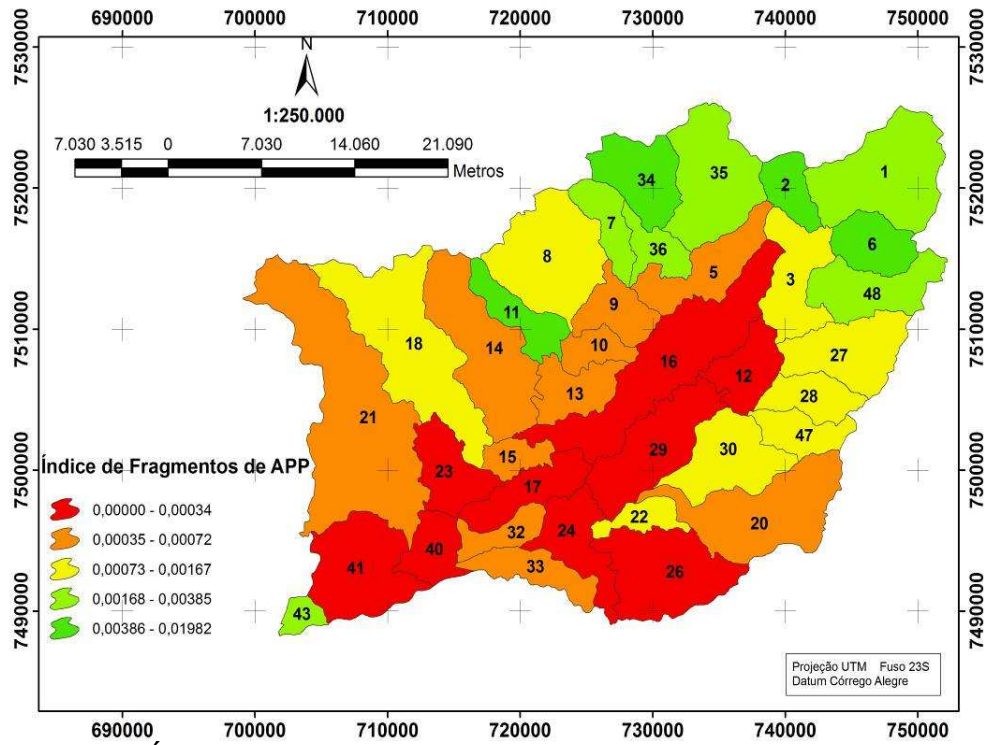


Figura 27. Índice de fragmentos de mata ciliar por sub-bacia.

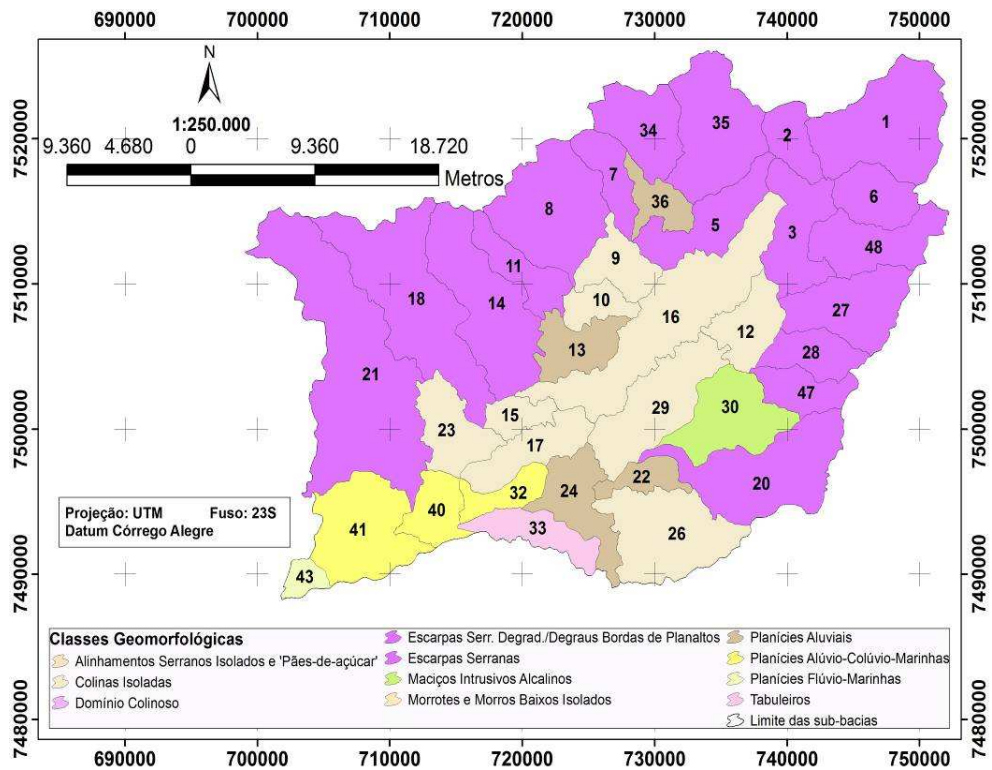


Figura 28. Classes geomorfológicas de área majoritária nas diferentes sub-bacias do Guapi-Macacu.

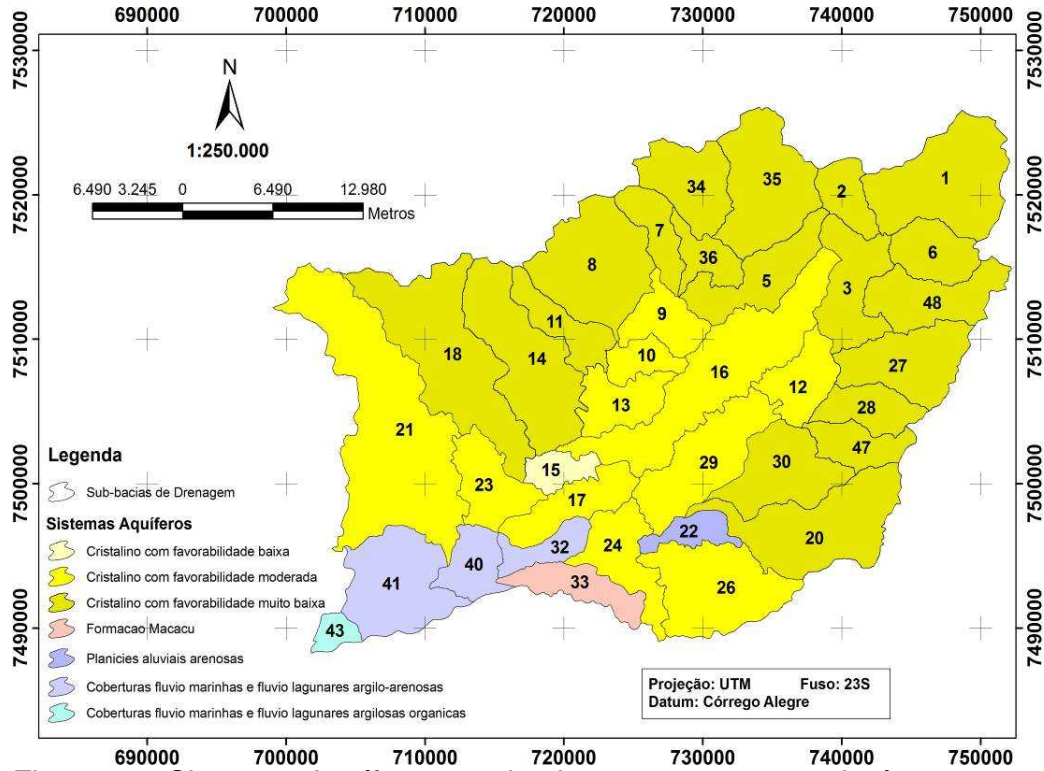


Figura 29. Sistemas Aquíferos predominantes em termos de área, para cada uma das sub-bacias.

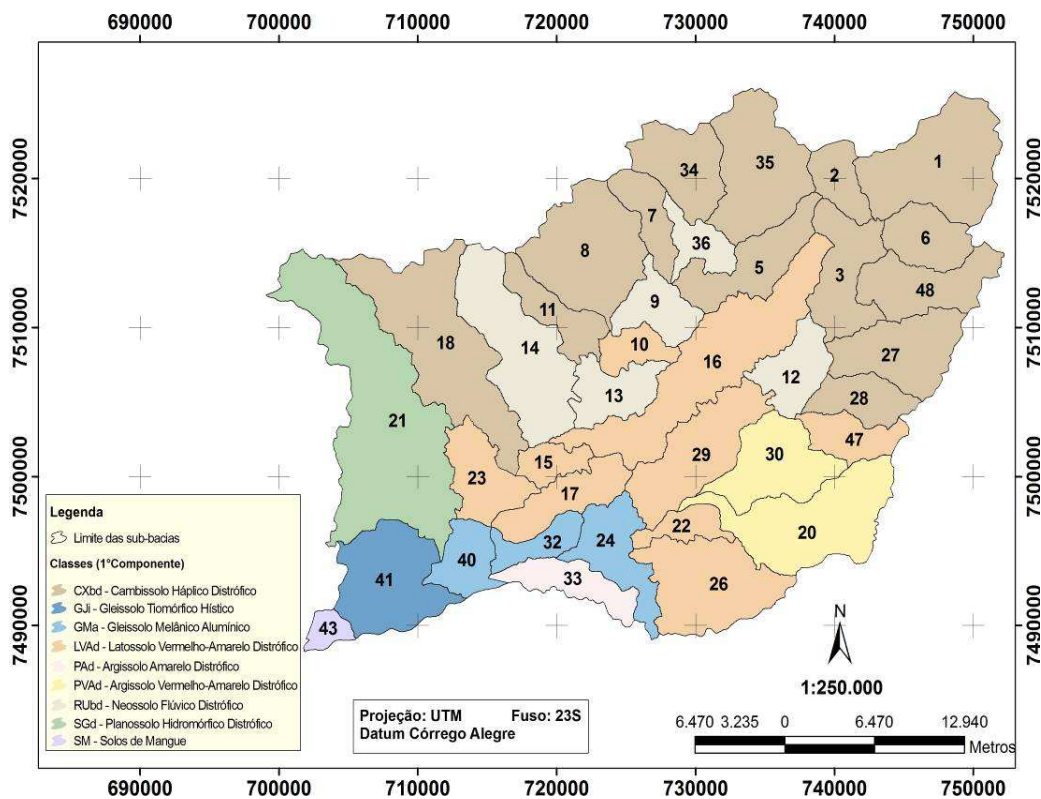


Figura 30. Solos da bacia com a classe predominante na área de cada sub-bacia.

5.1.2 Mapas da rede pressão

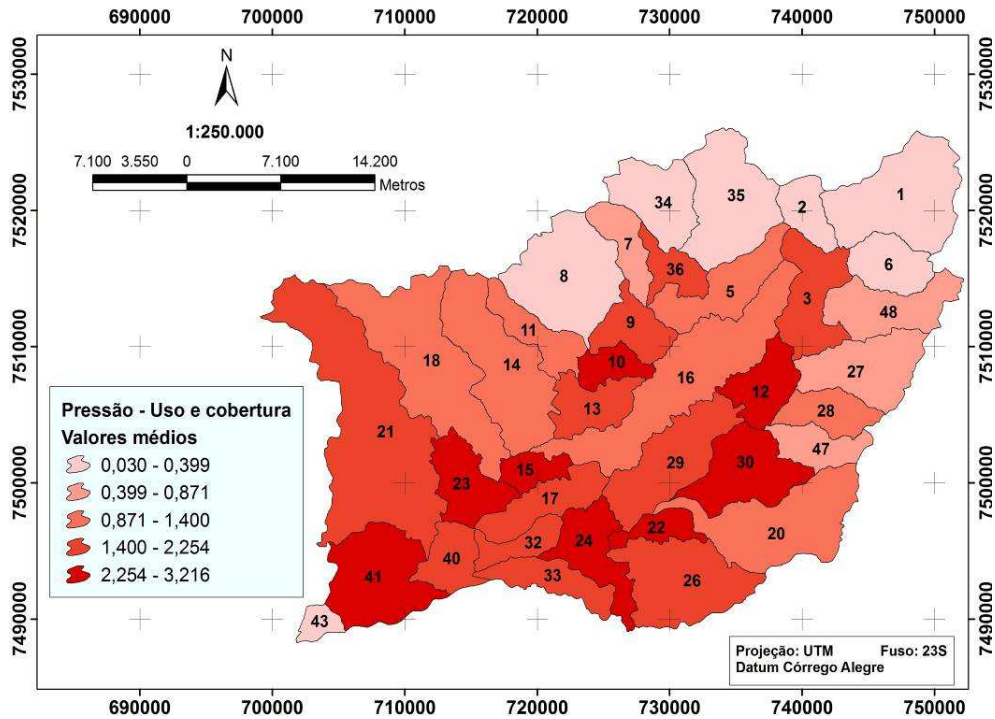


Figura 31. Valores médios 'zonais' obtidos a partir das classes de Uso e cobertura de terra diferentes sub-bacias do Guapi-Macacu.

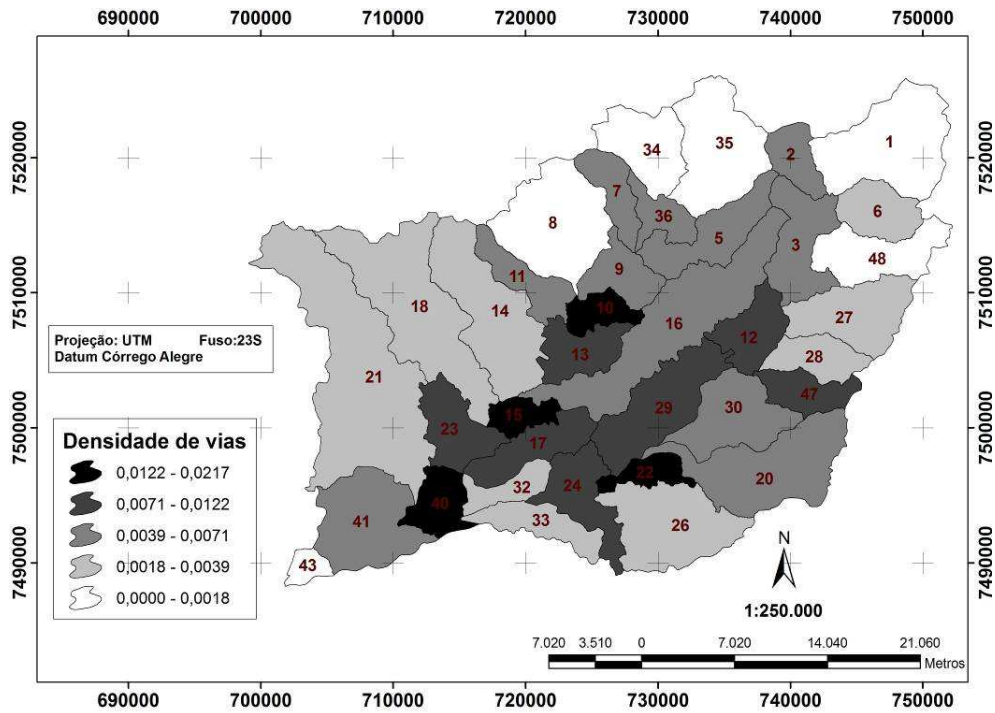


Figura 32. Resultado do cálculo de densidade de estradas em cada sub-bacia.

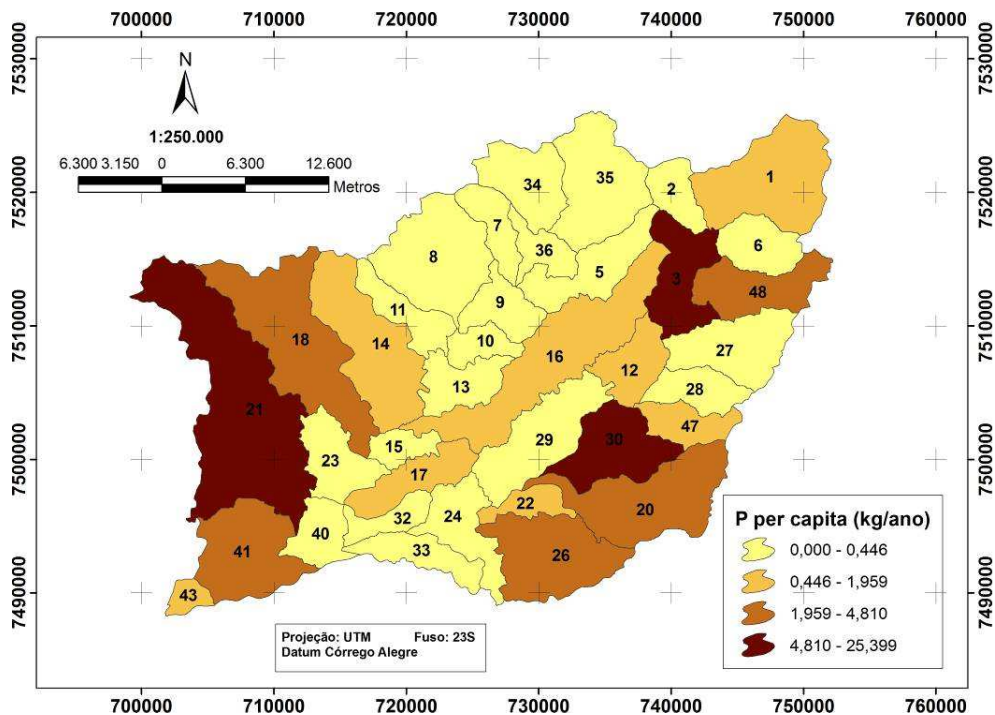


Figura 33. Estimativa de P *per capita*, a partir de dados do Censo 2010.

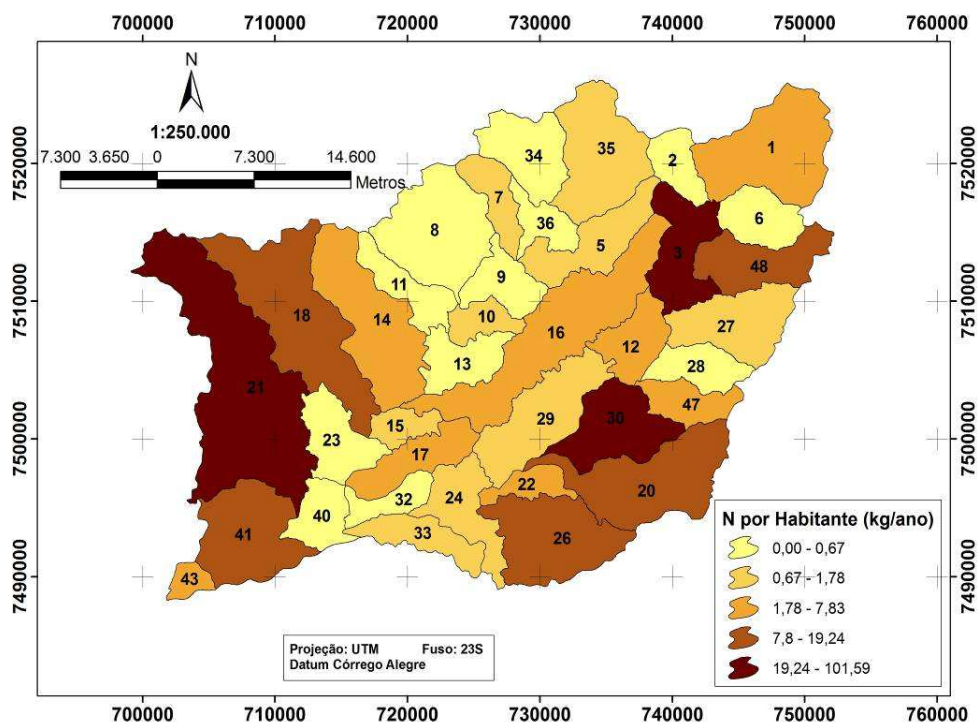


Figura 34. Estimativa de N *per capita* nas sub-bacias.

Na Figura 24, com as médias de declividade, percebe-se que as sub-bacias com menor declive concentram-se na porção central-sudoeste da bacia Guapi-Macacu. Já

na Figura 25 os valores de densidade de drenagem aparecem espacialmente distribuídos de maneira heterogênea na bacia, ocorrendo o mesmo para o Índice de circularidade, na Figura 26. O Índice de fragmentos de APPs (Figura 27) aponta que as sub-bacias com maior presença de mata ciliar está na parte mais alta da bacia (exceto a sub-bacia 43, área de preservação ambiental) e o valor do índice vai decrescendo à medida que vai chegando às áreas mais planas. Os mapas de Solos, Sistemas Aquíferos e Geomorfologia refletem o padrão da classe majoritária presente em cada sub-bacia.

Para os dados referentes à pressão antrópica, os valores encontrados no mapa de valores de uso e cobertura da terra apontam menores valores nas partes mais altas da bacia, em função da ausência de área urbanizada, que tinha maior valor na opinião dos especialistas (10), com maiores valores nas sub-bacias de trechos dos rios principais. O mapa de densidade de estradas apresentou padrão de distribuição espacial de maiores e menores valores de maneira similar aos do mapa de valores de e cobertura da terra.

Os mapas de produção de P e N estiveram associados ao quantitativo populacional em cada sub-bacia; assim, os dois mapas têm maiores e menores valores no respectivo conjunto de dados praticamente nas mesmas sub-bacias dos dois mapas.

5.2 Resultados encontrados na estruturação hierárquica em AHP

Com a média das notas coletadas em cada item, e a comparação pareada para o Estado e Pressão obtiveram-se os pesos para cada variável, assinalados na Tabela 26.

Tabela 26. Pesos atribuídos às variáveis de Estado e Pressão em análise AHP para a modelagem da Vulnerabilidade dos Recursos Hídricos.

Variáveis de Estado do Ambiente	Peso Final
Densidade de Drenagem	0,131
Geomorfologia	0,040

Sistemas Aquíferos	0,086
Solos	0,040
Índice de Circularidade	0,076
Índice de fragmentos de Mata Ciliar	0,068
Declividade	0,059
Variáveis de Pressão sobre os Recursos Hídricos	
Densidade de Estradas	0,030
Produção de P <i>per capita</i>	0,154
Produção de N <i>per capita</i>	0,154
Uso e Cobertura da terra	0,162

Ao observarmos a tabela anterior, verifica-se que o fator Uso e cobertura da terra foi o item que maior peso na estrutura AHP. A 'Densidade de drenagem' teve o maior peso para o grupo 'Estado do ambiente', seguido dos Sistemas Aquíferos. Para o grupo 'Pressão sobre os Recursos Hídricos', a Produção de P e N *per capita* foi quem representou maior contribuição, depois do Uso e cobertura da terra. Com os pesos obtidos pelos especialistas, a estrutura hierárquica foi então 'desenhada' dentro do CDP, conforme a Figura 35:

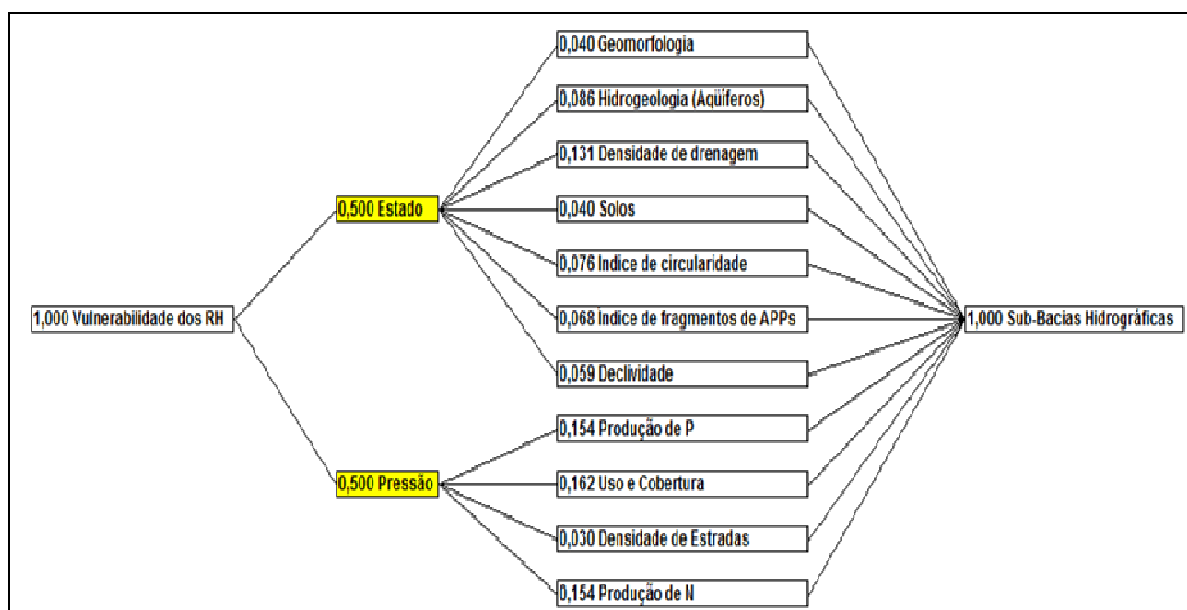


Figura 35 Diagrama Hierárquico da análise no CDP, da direita para a esquerda: o primeiro item sinaliza o objetivo da análise AHP; mais à direita, em amarelo, o segundo nível da análise (itens Estado e Pressão), prosseguido para o terceiro nível e, por fim a unidade de análise.

Por fim, foram obtidos os valores de consistência 0,081 e 0,002, para os itens de Estado e Pressão respectivamente, conforme ilustrado nas Figuras 36a e 36b. Em geral, segundo INPE (2009) e Hill et al. (2005), quanto maior o número de variáveis em análise, mais complexa se torna a análise AHP, e para o estudo de caso, os valores obtidos para Estado e Pressão indicaram baixo valor e, portanto, uma avaliação satisfatória de acordo com Saaty (1980).

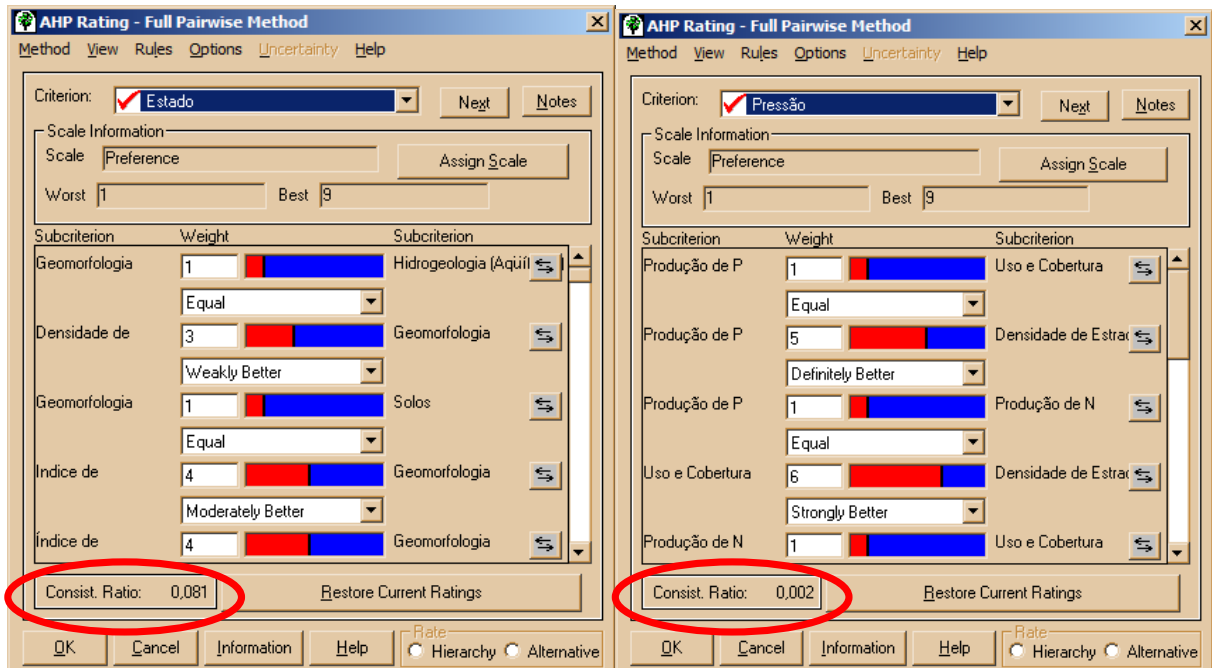


Figura 36. Avaliação da comparação pareada das variáveis de Estado, indicando com o valor de consistência (a), seguida da avaliação AHP para as variáveis de Pressão (b).

5.3 Resultados encontrados na construção da base de conhecimento e rede de dependência

Nas figuras 37 e 38, encontramos as funções (ou argumentos) *fuzzy* construídas no NetWeaver para cada *Data Link* (variável) da rede estado, e para rede pressão, a partir dos valores obtidos para cada sub-bacia.

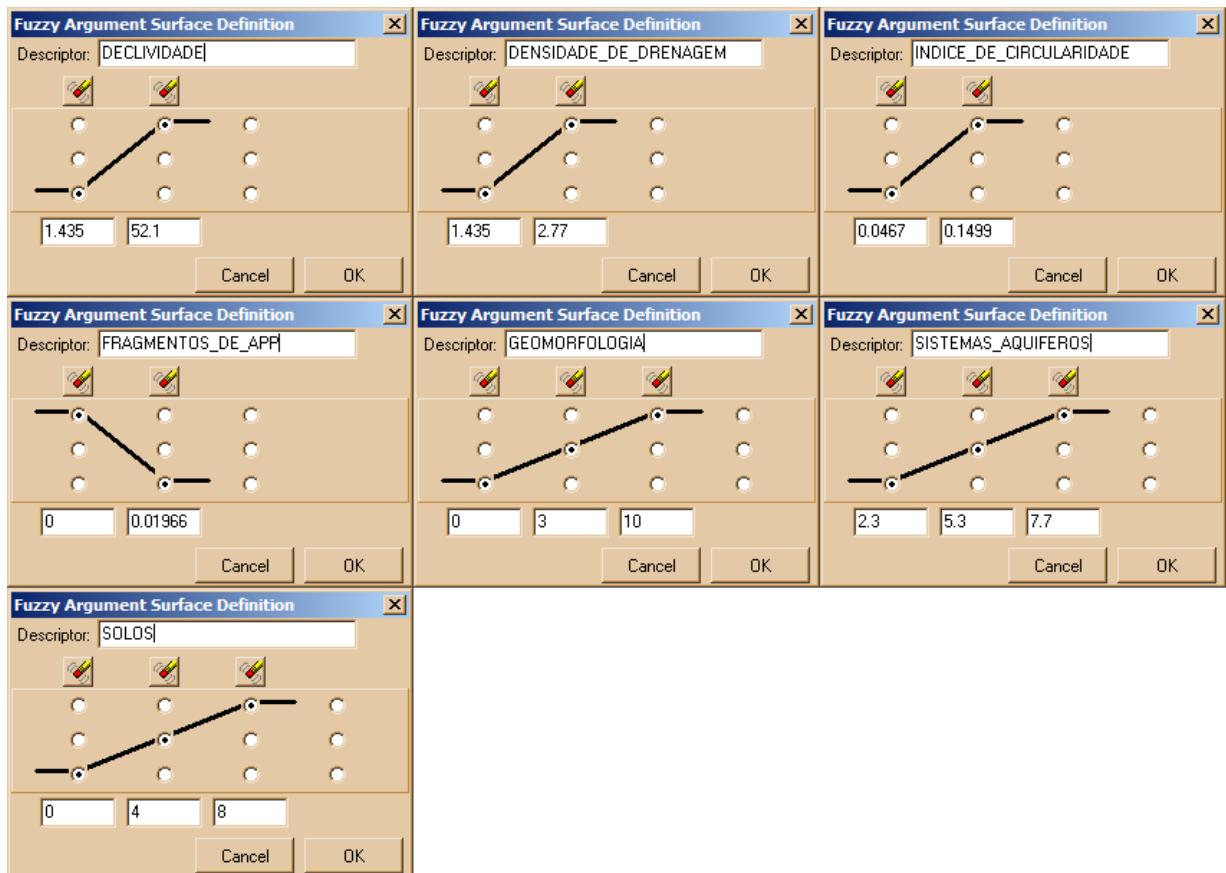


Figura 37. Funções *fuzzy* dos *Data Links* da rede estado do ambiente, editadas no NetWeaver.

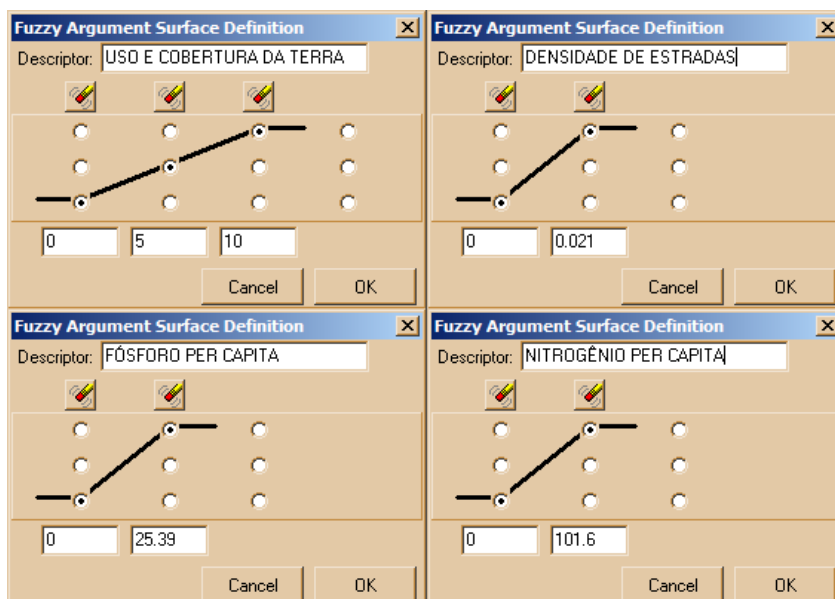


Figura 38. Argumentos *fuzzy* das variáveis de pressão.

É possível observar que nos argumentos *fuzzy* da rede estado, os pontos da função das variáveis considerou as notas atribuídas pelos especialistas, com 3 pontos ao longo da curva, e logo abaixo o valor. Em termos de pertinência, esse valor do meio seria o ponto indeterminado da função, ou seja, a nota do meio da curva seria o que o especialista considerou como intermediária a contribuição da classe no tema avaliado. Na função do *Data Link* Índice de Fragmento de APPs, percebe-se que a pertinência à vulnerabilidade dos recursos hídricos decai enquanto o valor aumenta, ou seja, quanto menor a presença de fragmentos de APPs na sub-bacia, mais ela se afasta da condição da vulnerável. Para as variáveis de pressão, seguiu-se o mesmo método para a edição das funções *fuzzy*.

Após a determinação das funções *fuzzy*, obtiveram-se as redes de dependência do grupo estado do ambiente (Figura 39), e na Figura 40a para a rede pressão, e a união entre as duas redes na Figura 40b, sendo todas operadas pelo operador lógico UNION dentro do NetWeaver:

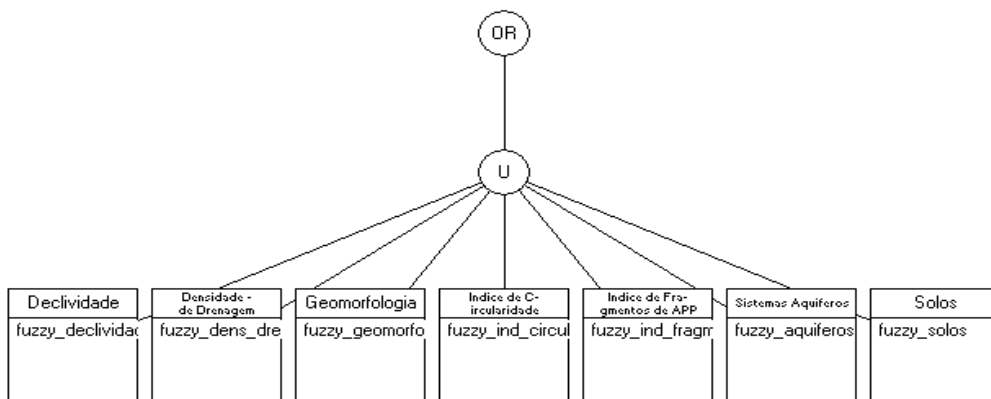


Figura 39. Rede estado do ambiente, com os *Data Links* operados pelo UNION.

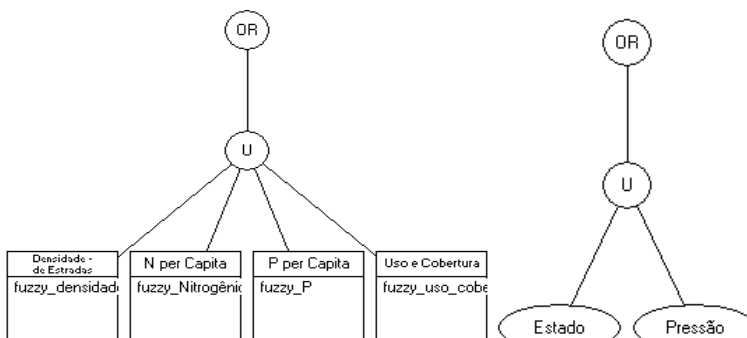


Figura 40. Interseção das redes (a), e rede Pressão com seus respectivos *Data Links* (b).

A Figura 41 abaixo, sintetiza as redes de dependência modeladas para indicação da vulnerabilidade dos recursos hídricos na bacia Guapi-Macacu:

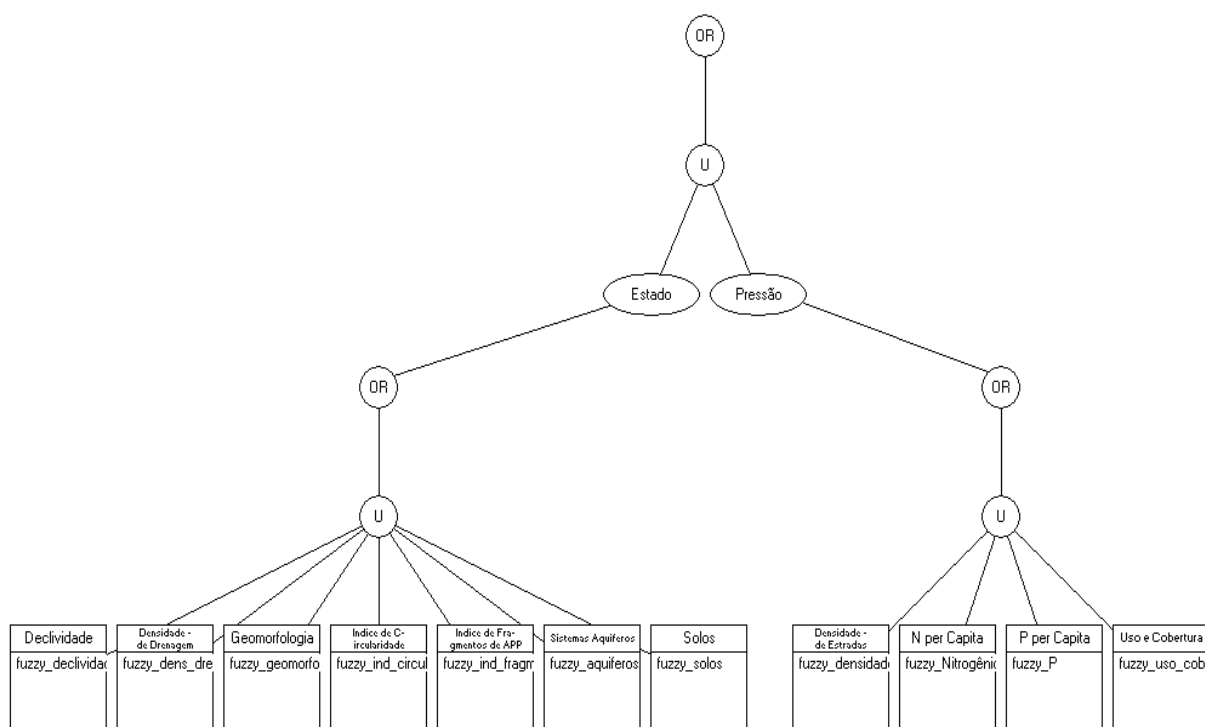


Figura 41. Redes de dependência para análise da vulnerabilidade, operadas pelo UNION (ponderação), juntamente com as redes antecedentes (Estado e Pressão).

5.4 Resultados encontrados por sub-bacia na integração temática

5.4.1 Resultados da análise integrada da rede estado do ambiente

A Figura 42 apresenta o mapa⁷ resultante da análise de pertinência (entre -1 a 1,0) da rede estado do ambiente à vulnerabilidade dos recursos hídricos, assim como a Tabela 27 com o valor de pertinência para cada sub-bacia:

⁷ Ressalta-se que os valores representados na legenda dos mapas de pertinência foram fatiados em quatro classes, por 'quebras' naturais do respectivo conjunto de dados.

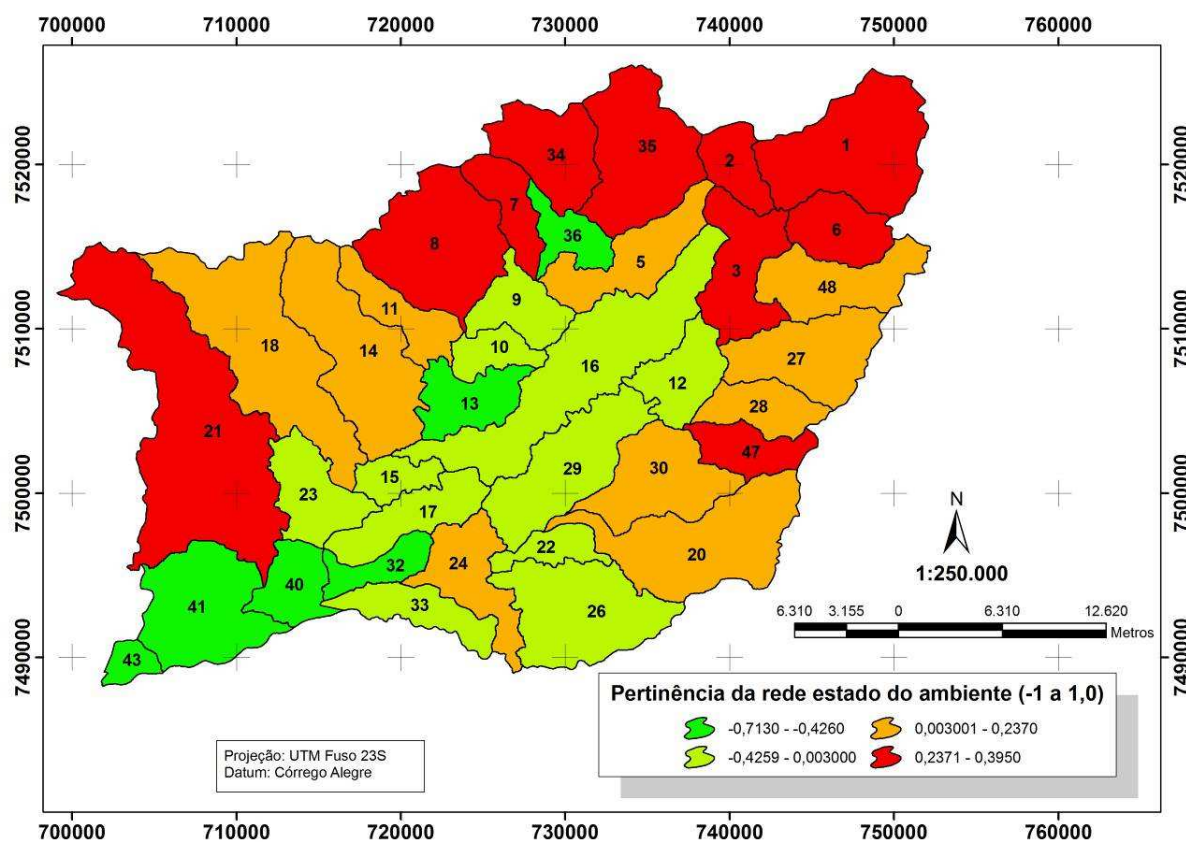


Figura 42. Mapa de pertinência da rede estado à vulnerabilidade dos recursos hídricos.

Tabela 27. Valores de pertinência dos *Data Links* à vulnerabilidade, considerando as variáveis de estado do ambiente.

Número	Sub-bacia	Pertinência	Número (cont.)	Sub-Bacia	Pertinência
1	Macacu	0,395	22	Suarina	-0,291
2	Valério	0,261	23	Trecho Guapiaçu E	-0,129
3	Trecho Macacu A	0,366	24	Trecho Macacu D	0,189
5	Duas Barras de Cima	0,216	26	Imbuí-Pedras	-0,119
6	Souza	0,254	27	Batatal	0,231
7	Estreito	0,246	28	Bengala	0,223
8	Boa Vista-Caboclo	0,254	29	Cassiano-Nova Ribeira	-0,126
9	Trecho Guapiaçu B	-0,001	30	Trecho Macacu C	0,133
10	Coco Duro	0,003	32	Sub32	-0,662
11	Anil	0,218	33	Comperj	-0,259
12	Trecho Macacu B	-0,124	34	Guapiaçu	0,272
13	Trecho Guapiaçu C	-0,442	35	Manuel Alexandre	0,259
14	Paraíso-Orindi	0,234	36	Trecho Guapiaçu A	-0,426
15	Trecho Guapiaçu D	-0,028	40	Sub40	-0,535
16	Rabelo	-0,096	41	Sub41	-0,659
17	Mato	-0,131	43	APA Guapimirim	-0,713
18	Iconha	0,229	47	Rio Branco	0,255

20	Soarinho	0,096	48	Boa Vista	0,237
21	Guapimirim-Matadouro	0,293			

Observando a Figura 42, percebe-se primeiramente que as áreas com muito baixa pertinência, ou seja, com menor vulnerabilidade (-0,99 a -0,51, conforme consta na Tabela 27) estão concentradas na porção sudoeste da bacia Guapi-Macacu, equivalente à áreas mais planas da sub-bacia (vide Figura 13a com o mapa de declividade) – considerando apenas as condicionantes do ambiente natural. A sub-bacia que apresenta o menor valor de pertinência *fuzzy* é a de número 43, onde se situam áreas de manguezais, já indicados nas do Mapa de solos de Uso e cobertura da terra. Conforme apontado pelos especialistas em recursos hídricos consultados, tais áreas apresentam águas salobras, ou seja, o estado do ambiente indica que os recursos hídricos estariam menos vulneráveis [conforme descrito no Apêndice E, e verificável na Figura 19a, de sistemas aquíferos]. Também pelo fato de estar em uma unidade de conservação (APA), os recursos hídricos estariam pouco vulneráveis, mas apesar disto, as águas das áreas de baixada são as mais poluídas, pois recebem contribuição do impacto de toda a bacia Guapi-Macacu.

Nas sub-bacias 41, 40 e 32 (porção sudoeste) apresentam águas salobras e de má qualidade com aproveitamento restrito, confirmando tal assertiva de baixa pertinência à vulnerabilidade.

Na porção central da bacia encontramos uma maior pertinência ao conjunto da vulnerabilidade, variando entre os valores -0,442 (Trecho Guapiaçu C, número) e -0,001 (Trecho Guapiaçu B, número 9). De todas as sub-bacias avaliadas para o estado do ambiente, a sub-bacia 9 foi a que chegou mais próximo à pertinência *fuzzy* indeterminada.

Já as sub-bacias com maior pertinência à vulnerabilidade encontradas na análise são aquelas nas porções mais altas da área de estudo, exceto a de número 24, trecho do rio Macacu. Entre as sub-bacias que tiveram pertinência moderada (0,001 a 0,50) a sub-bacia 1 foi a que apresentou o maior valor, ou seja, ela seria a bacia onde os recursos hídricos estariam mais vulneráveis às pressões antrópicas, apenas considerando as condicionantes naturais, ou do estado do ambiente. Salienta-se ainda

que nesta sub-bacia encontra-se a nascente de um dos rios principais da bacia, o rio Macacu.

Por fim, verificando a Tabela 27, percebe-se que na rede estado do ambiente nenhuma sub-bacia apresentou o valor Falso (-1) ou Verdadeiro (1) na análise, ou seja, nenhuma sub-bacia onde as características do estado do ambiente condicionariam de modo absoluto à poluição dos corpos hídricos.

5.4.2 Resultados da análise integrada da rede pressão sobre os recursos hídricos

Na Figura 43, observa-se o mapa resultante da análise de pertinência das variáveis (*Data Links*) da rede pressão sobre os recursos hídricos (fatores de origem antrópica contribuintes para alterações nos recursos hídricos), bem como a Tabela 28 apresenta os valores de pertinência encontrados em cada sub-bacia da área de estudo:

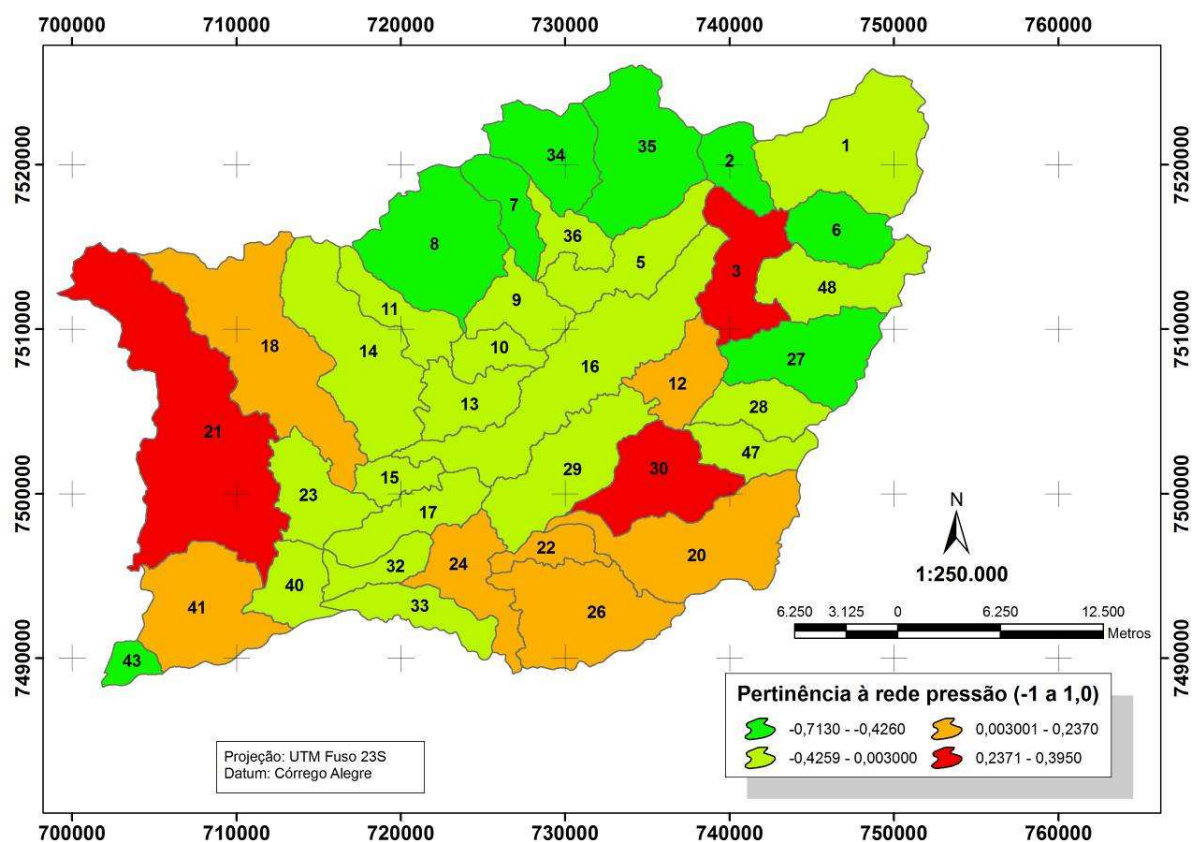


Figura 43. Mapa de pressão sobre os recursos hídricos na bacia Guapi-Macacu.

Tabela 28. Sub-bacias com os valores de pertinência à pressão.

Número	Sub-bacia	Pertinência	Número (cont.)	Sub-bacia	Pertinência
1	Macacu	-0,825	22	Suarina	-0,7
2	Valério	-0,88	23	Trecho Guapiaçu E	-0,772
3	Trecho Macacu A	-0,286	24	Trecho Macacu D	-0,712
5	Duas Barras de Cima	-0,826	26	Imbuí-Pedras	-0,662
6	Souza	-0,88	27	Batatal	-0,874
7	Estreito	-0,874	28	Bengala	-0,826
8	Boa Vista-Caboclo	-0,88	29	Cassiano-Nova Ribeira	-0,766
9	Trecho Guapiaçu B	-0,772	30	Trecho Macacu C	-0,269
10	Coco Duro	-0,766	32	Sub32	-0,772
11	Anil	-0,826	33	Comperj	-0,766
12	Trecho Macacu B	-0,717	34	Guapiaçu	-0,88
13	Trecho Guapiaçu C	-0,772	35	Manuel Alexandre	-0,994
14	Paraíso-Orindi	-0,808	36	Trecho Guapiaçu A	-0,772
15	Trecho Guapiaçu D	-0,766	40	Sub40	-0,826
16	Rabelo	-0,759	41	Sub41	-0,56
17	Mato	-0,754	43	APA Guapimirim	-0,951
18	Iconha	-0,711	47	Rio Branco	-0,831
20	Soarinho	-0,723	48	Boa Vista	-0,771
21	Guapimirim-Matadouro	0,393			

Observando o mapa da Figura 43, destacam-se a sub-bacia 21, 30 e 3. A sub-bacia 21 foi a única a apresentar um valor positivo (0,393) de pertinência à pressão. Tal resultado reforça o peso das variáveis *P* (Fósforo) *per Capita* e *N per Capita* (pesos com 0,154 simultaneamente na estrutura hierárquica AHP, conforme a Tabela 28) na análise da rede pressão, já que esta sub-bacia contém o contingente populacional da cidade de Guapimirim, o maior da bacia Guapi-Macacu. Com isto, há maior potencial de produção destes elementos via esgoto doméstico (25,39 kg/ano e 101,59 kg/ano, respectivamente) na bacia. Aliado a este fato, encontra-se grande presença da classe área urbanizada da variável Uso e Cobertura da Terra (com peso 0,162 na estrutura AHP) na sub-bacia.

Outro destaque na Figura 42 é em relação às sub-bacias 3 e 30, que são as únicas que apresentaram valores de baixa pertinência à pressão (-0,286 e -0,269, respectivamente). Nestas sub-bacias, localizam-se núcleos urbanos do município de Cachoeiras de Macacu, onde a estimativa de produção de P e N figura como segunda (sub-bacia 3) e terceira (sub-bacia 30) maior quantidade na área de estudo.

Dentro da análise da pertinência à pressão, as demais sub-bacias apresentam baixa pertinência, variando de -0,994 a -0,56. Nas áreas mais altas da sub-bacia encontram-se os menores valores de pressão. A que apresentou menor valor foi a sub-bacia Manuel Alexandre, que encontram-se na região das principais nascentes da bacia e fontes de abastecimento para a região à jusante da sub-bacia, e com baixíssima interferência e/ou presença antrópica, refletindo no resultado encontrado.

Outrossim, há de se destacar nesta análise que a agricultura familiar na bacia é bastante presente, principalmente com expressão significativa na produção de mandioca, milho, banana, dentre outros produtos. Sabe-se que a agricultura, sem um manejo conservacionista de solo e água, também poderia exercer impactos sobre os recursos hídricos. Mas as áreas ocupadas pela agricultura não são muito expressivas segundo Pedreira et al. (2009), e por este fato não exerceram grande influência no resultado da pertinência à pressão.

5.4.3 Resultados encontrados para a análise integrada da vulnerabilidade dos recursos hídricos

O resultado final no estudo da pertinência à vulnerabilidade dos recursos hídricos com o apoio do modelo conceitual DPSIR encontram-se representados no mapa da Figura 44 e os valores de pertinência descritos na Tabela 29, a seguir:

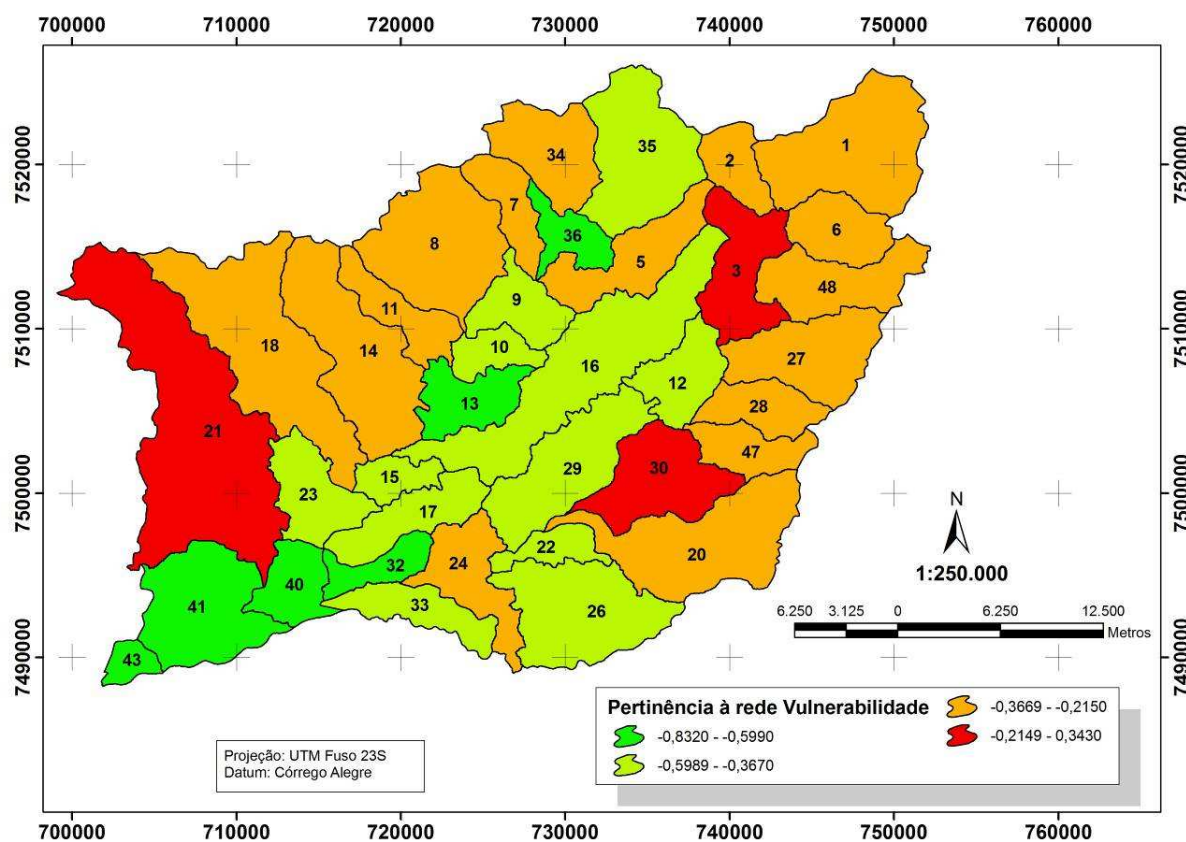


Figura 44. Mapa de vulnerabilidade dos recursos hídricos da bacia Guapi-Macacu.

Tabela 29. Resultados encontrados nas sub-bacias para a pertinência à vulnerabilidade dos recursos hídricos.

Número	Sub-bacia	Pertinência	Número (cont.)	Sub-bacia	Pertinência
1	Macacu	-0,215	22	Suarina	-0,495
2	Valério	-0,31	23	Trecho Guapiaçu E	-0,45
3	Trecho Macacu A	0,04	24	Trecho Macacu D	-0,261
5	Duas Barras de Cima	-0,305	26	Imbuí-Pedras	-0,39
6	Souza	-0,313	27	Batatal	-0,321
7	Estreito	-0,314	28	Bengala	-0,301
8	Boa Vista-Caboclo	-0,313	29	Cassiano-Nova Ribeira	-0,446
9	Trecho Guapiaçu B	-0,386	30	Trecho Macacu C	-0,068
10	Coco Duro	-0,381	32	Sub32	-0,717
11	Anil	-0,304	33	Comperj	-0,513
12	Trecho Macacu B	-0,421	34	Guapiaçu	-0,304
13	Trecho Guapiaçu C	-0,607	35	Manuel Alexandre	-0,367
14	Paraíso-Orindi	-0,287	36	Trecho Guapiaçu A	-0,599
15	Trecho Guapiaçu D	-0,397	40	Sub40	-0,68
16	Rabelo	-0,428	41	Sub41	-0,61
17	Mato	-0,443	43	APA Guapimirim	-0,832
18	Iconha	-0,241	47	Rio Branco	-0,288

20	Soarinho	-0,313	48	Boa Vista	-0,267
21	Guapimirim-Matadouro	0,343			

Na Figura 44 destacam-se as sub-bacias 21 (Guapimirim-Matadouro) e 3 (Trecho Macacu A) e 30 (Trecho Macacu C), com valores de pertinência moderada (0,343, 0,04 e -0,068, respectivamente). Em seguida verificou-se qual rede antecedente foi preponderante para o resultado da vulnerabilidade da sub-bacia com maior valor, ou seja, mais vulnerável (Guapimirim-Matadouro) com a ferramenta *Hotlink* (sinalização da influência do resultado encontrado através de cores, conforme mencionado na página 90). A rede estado do ambiente apresentou-se com um tom de verde muito próximo ao da pressão, sinalizando um equilíbrio destas duas redes em termos de influência para a vulnerabilidade, conforme ilustrado na Figura 45, além dos valores das variáveis de Estado e Pressão para esta sub-bacia na Tabela 30:

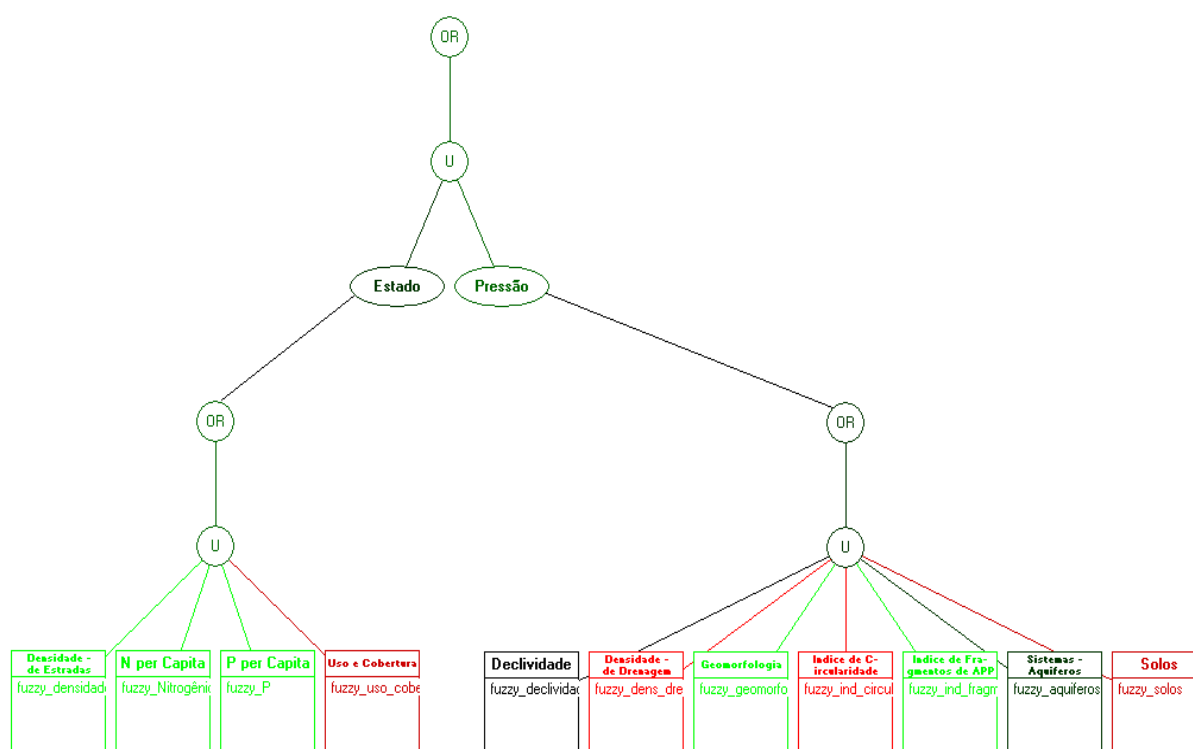


Figura 45. Redes de estado, pressão e *Data Links* classificados pelo *Hotlink* para análise da vulnerabilidade da sub-bacia de número 21.

Tabela 30. Valores dos *Data Links* para a sub-bacia Guapimirim-Matadouro na análise.

Variáveis de Estado	Valor	Variáveis de Pressão	Valor
---------------------	-------	----------------------	-------

Declividade	25,508	Uso e Cobertura	1,966
Índice de Circularidade	0,14386	P per capita	25,399
Densidade de Drenagem	1,41131	N per capita	101,598
Índice de fragmentos de APP	0,00023	Densidade de Estradas	2,71773
Geomorfologia	10	Pressão	0,393
Aquíferos	6,3		
Solos	1,6		
Pertinência à rede estado	0,293		
Vulnerabilidade : 0,343			

Ao observar a Figura 45 com os *Data Links* da rede estado do ambiente para a sub-bacia, percebe-se que a Geomorfologia e o Índice de fragmentos de APP foram as que mais contribuíram para o resultado final de pertinência à esta rede. O valor assinalado na tabela para a Geomorfologia é o maior possível (10) e o índice de fragmentos é o sétimo menor encontrado para a rede pressão [vide Tabela 28, pág. 113], bem próximo de zero.

Já a sub-bacia que apresentou menor pertinência à vulnerabilidade [vide Tabela 29], foi a APA Guapimirim, de número 43, com valor de -0,832. A Figura 46 apresenta a contribuição das redes estado e pressão para este resultado:

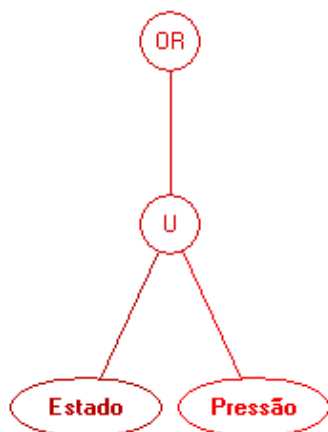


Figura 46. Redes da sub-bacia 43 classificadas em função da contribuição ao resultado da vulnerabilidade.

A Figura acima indica maior preponderância da rede pressão sobre a rede estado no resultado de pertinência à vulnerabilidade para sub-bacia em questão. Isto é, os baixos valores de pressão sobre os recursos hídricos para esta sub-bacia

conduziram a esse resultado de baixa pertinência, conforme apontado na Tabela 31, a seguir. A Figura 47 mostra a classificação dos *Data Links* da rede pressão desta sub-bacia, antecedente à rede vulnerabilidade:

Tabela 31. Valores associados aos *Data Links* das redes estado e pressão da sub-bacia 43.

Variáveis de Estado	Valor	Variáveis de Pressão	Valor
Declividade	1,992	Uso e Cobertura	0,3992
Índice de Circularidade	0,05547	P per capita	1,0344
Densidade de Drenagem	2,15858	N per capita	4,1376
Índice de fragmentos de APP	0,00209	Densidade de Estradas	0
Geomorfologia	0	Pertinência à rede pressão	-0,951
Aquíferos	2,3		
Solos	0		
Pertinência à rede estado	-0,713		
Vulnerabilidade : -0,832			

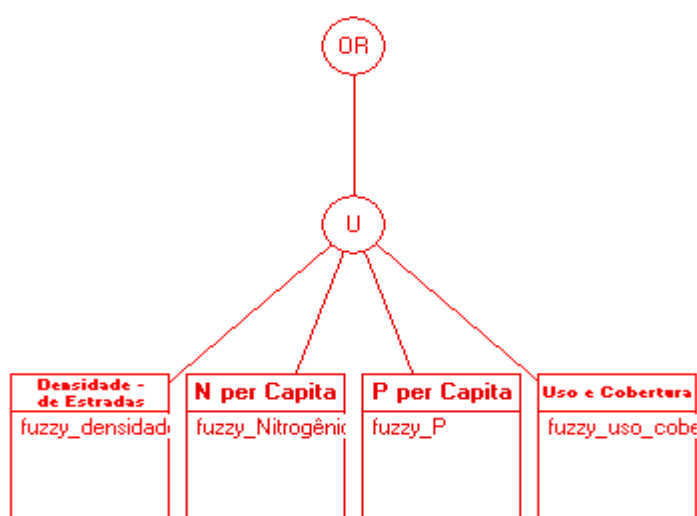


Figura 47. *Data Links* da Rede Pressão da sub-bacia APA Guapimirim classificados pelo EMDS pela preponderância no resultado final.

Na Figura 47, os *Data Links* de pressão indicam pouca contribuição dos valores desta sub-bacia ao resultado desta rede, ou seja, os valores de pressão são bem baixos se comparados aos valores encontrados em outras sub-bacias. Nesta sub-bacia, com predominância de manguezal, a legislação ambiental não permite ocupação antrópica na área e também não há estradas, justificando os baixos valores de pressão

sobre os recursos hídricos. Quanto às variáveis de estado, a Tabela 29 também apresenta baixos valores para diversas variáveis, como a Declividade média [o segundo menor valor encontrado para toda área de estudo], Geomorfologia, Sistemas Aquíferos, dentre outros. Isto demonstra que nessa sub-bacia os fatores naturais não condicionariam à poluição de seus recursos hídricos, ou estes já estariam impactados, com sua qualidade inadequada para abastecimento público.

5.5 Resultados encontrados por sub-bacia no IQA_{CETESB} adaptado e Índice de Toxidez

A partir dos resultados da análise dos parâmetros de qualidade de água, foi calculado o IQA_{CETESB} adaptado e o IT para cada uma das sub-bacias, conforme indicado na Tabela 32.

Tabela 32. Resultado do IQA_{CETESB} adaptado e do índice de Toxidez para as sub-bacias da bacia Guapi-Macacu.

Número	Sub-bacia	Valor IQA	Categoria - IQA ⁸	IT	Número (cont.)	Sub-bacia	Valor IQA	Categoria - IQA	IT
1	Macacu	86,63	Ótima	Não-tóxica	22	Suarina	74,13	Boa	Não-tóxica
2	Valério	86,64	Ótima	Não-tóxica	23	Trecho Guapiaçu E	75,66	Boa	Não-tóxica
3	Trecho Macacu A	86,55	Ótima	Não-tóxica	24	Trecho Macacu D	77,16	Boa	Não-tóxica
5	Duas Barras de Cima	81,24	Ótima	Não-tóxica	26	Imbuí-Pedras	74,16	Boa	Não-tóxica
6	Souza	75,61	Boa	Não-tóxica	27	Batatal	81,43	Ótima	Não-tóxica
7	Estreito	74,94	Boa	Não-tóxica	28	Bengala	74,91	Boa	Não-tóxica
8	Boa Vista-Caboclo	74,91	Boa	Não-tóxica	29	Cassiano-Nova Ribeira	74,74	Boa	Não-tóxica
9	Trecho Guapiaçu B	75,07	Boa	Não-tóxica	30	Trecho Macacu C	79,15	Boa	Não-tóxica

⁸ Onze estados brasileiros (vide a Tabela 15) utilizam oficialmente o IQA_{NSF} como indicador da condição dos corpos d'água, e conforme consta no material consultado, o estado do Rio de Janeiro não se inclui nesse grupo. Como a CETESB (SP) adaptou pioneiramente e diretamente o IQA_{NSF}, a classificação do resultado e cor do IQA refere-se ao adotado no estado de São Paulo.

10	Coco Duro	73,26	Boa	Não-tóxica	32	Sub32	Não-amostrada	-	-
11	Anil	73,46	Boa	Não-tóxica	33	Comperj	Não-amostrada	-	-
12	Trecho Macacu B	73,69	Boa	Tóxica	34	Guapiaçu	73,13	Boa	Não-tóxica
13	Trecho Guapiaçu C	74,73	Boa	Não-tóxica	35	Manuel Alexandre	80,43	Ótima	Não-tóxica
14	Paraíso-Orindi	74,89	Boa	Tóxica	36	Trecho Guapiaçu A	75,39	Boa	Tóxica
15	Trecho Guapiaçu D	74,89	Boa	Tóxica	40	Sub40	75,85	Boa	Não-tóxica
16	Rabelo	75,35	Boa	Não-tóxica	41	Sub41	74,35	Boa	Não-tóxica
17	Mato	71,61	Boa	Não-tóxica	43	APA Guapimirim	Não-amostrada	-	-
18	Iconha	75,60	Boa	Não-tóxica	47	Rio Branco	74,76	Boa	Não-tóxica
20	Soarinho	75,75	Boa	Tóxica	48	Boa Vista	86,10	Ótima	Não-tóxica
21	Guapimirim-Matadouro	72,75	Boa	Tóxica					

A Tabela 32 indica que das 34 sub-bacias que tiveram suas águas superficiais amostradas, 27 (79%) apresentaram qualidade da água classificada como boa, e 7 (21%) apresentaram qualidade classificada como ótima, segundo o IQA_{CETESB} adaptado, apontando que os recursos hídricos da bacia Guapi-Macacu estariam em bom estado de conservação.

No entanto, ressalta-se que este índice é utilizado para avaliar o impacto de fontes pontuais de poluição nos recursos hídricos, onde os parâmetros microbiológicos, não avaliados neste estudo, são frequentemente considerados. Desta forma, a categorização do IQA_{CETESB} utilizada, pode não estar muito adequada para classificar a qualidade da água para as sub-bacias, mas desenvolver outro tipo de categorização não é escopo deste estudo. Este fato chama a atenção para o fato de que a situação real da qualidade da água nestas sub-bacia pode estar pior do que a apresentada por este estudo.

A sub-bacia com maior valor de IQA_{CETESB} adaptado encontrado foi a sub-bacia de número 2 (Valério) de 86,64 (classificada como ótima), seguida da sub-bacia 1 (Macacu), onde situa-se a nascente do rio Macacu. Quanto às sub-bacias com a

qualidade da água classificada como Boa, os valores do índice variam de 71,61 (Sub-bacia 17, rio do Mato) à 79,15 (Sub-bacia 30, Trecho Macacu C).

Todavia, os resultados provenientes da aplicação do Índice de Toxidez (IT), seis sub-bacias se apresentaram como contaminadas, e para as demais sub-bacias, os valores dos metais estavam nos limites ou não foram encontrados. Em todas as sub-bacias consideradas contaminadas, o valor de Cádmio (Cd) determinou a toxidez, já que o valor ultrapassou o limite determinado pela resolução 357 do CONAMA (0,001 mg/L) e, pelo IT ser binário, elas foram diretamente consideradas como tal. Na Tabela 33 a seguir, encontram-se os valores de Cd para as 6 sub-bacias tóxicas.

Tabela 33. Valores de Cádmio encontrados para as seis sub-bacias consideradas tóxicas.

Número	Nome da sub-bacia	Cd (mg / L)
36	Trecho Guapiaçu A	0,009
14	Paraíso-Orindi	0,009
15	Trecho Guapiaçu D	0,008
12	Trecho Macacu B	0,006
21	Guapimirim-Matadouro	0,006
20	Soarinho	0,005

A sub-bacia 36 (Trecho Guapiaçu B) e a de número 14 (Paraíso-Orindi) foram as aquelas com maior valor de Cádmio, mesmo possuindo valores de IQA_{CETESB} adaptado de 75,39 e 74,89 respectivamente, que as classificou anteriormente como apresentando água de boa qualidade. Na Figura 48, encontra-se ilustrado por sub-bacia o resultado do de IQA_{CETESB} adaptado, juntamente com o resultado do IT:

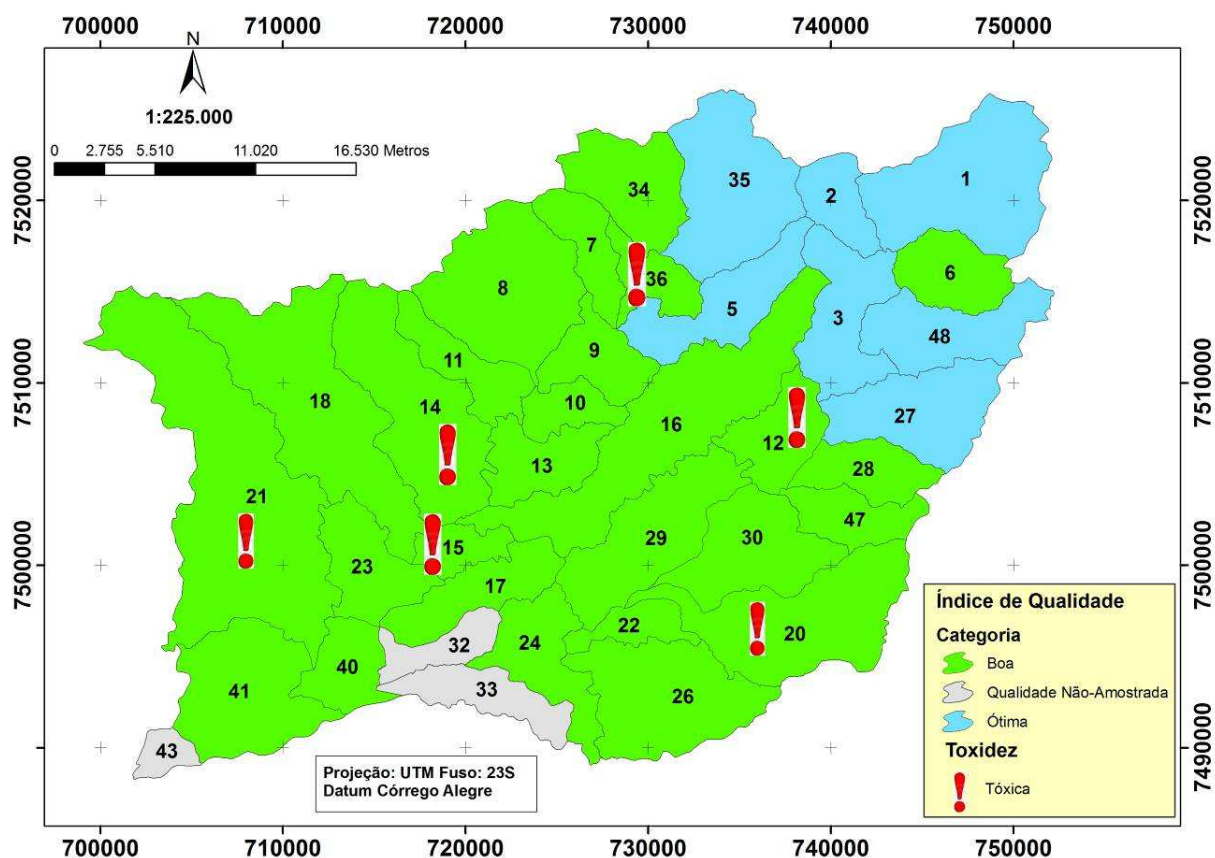


Figura 48. Mapa com IQA e IT para a bacia Guapi-Macacu.

Ao observarmos o mapa da Figura 48, nota-se que o de IQA_{CETESB} adaptado aponta que as sub-bacias com qualidade ótima encontram-se concentradas nas áreas mais altas da área de estudo. Comparado ao restante da bacia, nestas áreas há maior presença de vegetação, menor área urbanizada e densidade de vias (vide Figura 17, com Uso e Cobertura da terra), e maior presença de fragmentos contínuos de mata. Nestas sub-bacias (1, 2, 3, 5, 27, 35 e 48) também não foi encontrada nenhuma toxidez em suas águas, ratificando a ótima qualidade dos recursos hídricos superficiais, que são aproveitados para abastecimento público. As sub-bacias 40 e 41, embora em uma região de baixada e zona de acúmulo de material proveniente de sub-bacias acima e à jusante de uma sub-bacia considerada tóxica (21 – Guapimirim-Matadouro), apresentaram-se não-tóxicas.

Nas demais sub-bacias, consideradas de boa qualidade, as sub-bacias 14 e 15 (Paraíso-Orindi e Trecho Guapiaçu D, respectivamente), possuem valores de Cd de

0,008 e 0,009 mg/L, onde a de número 15 está à jusante da sub-bacia Trecho Guapiaçu D, apontando uma possível fonte deste metal pesado à montante na sub-bacia.

5.6 Resultado comparativo entre IQA_{CETESB} adaptado, IT e Vulnerabilidade dos Recursos Hídricos

Na Figura 49 a seguir, estão sintetizados os resultados alcançados ao longo da pesquisa proposta, referentes à análise da vulnerabilidade dos recursos hídricos, IQA_{CETESB} adaptado, e Índice de toxidez para a bacia Guapi-Macacu.

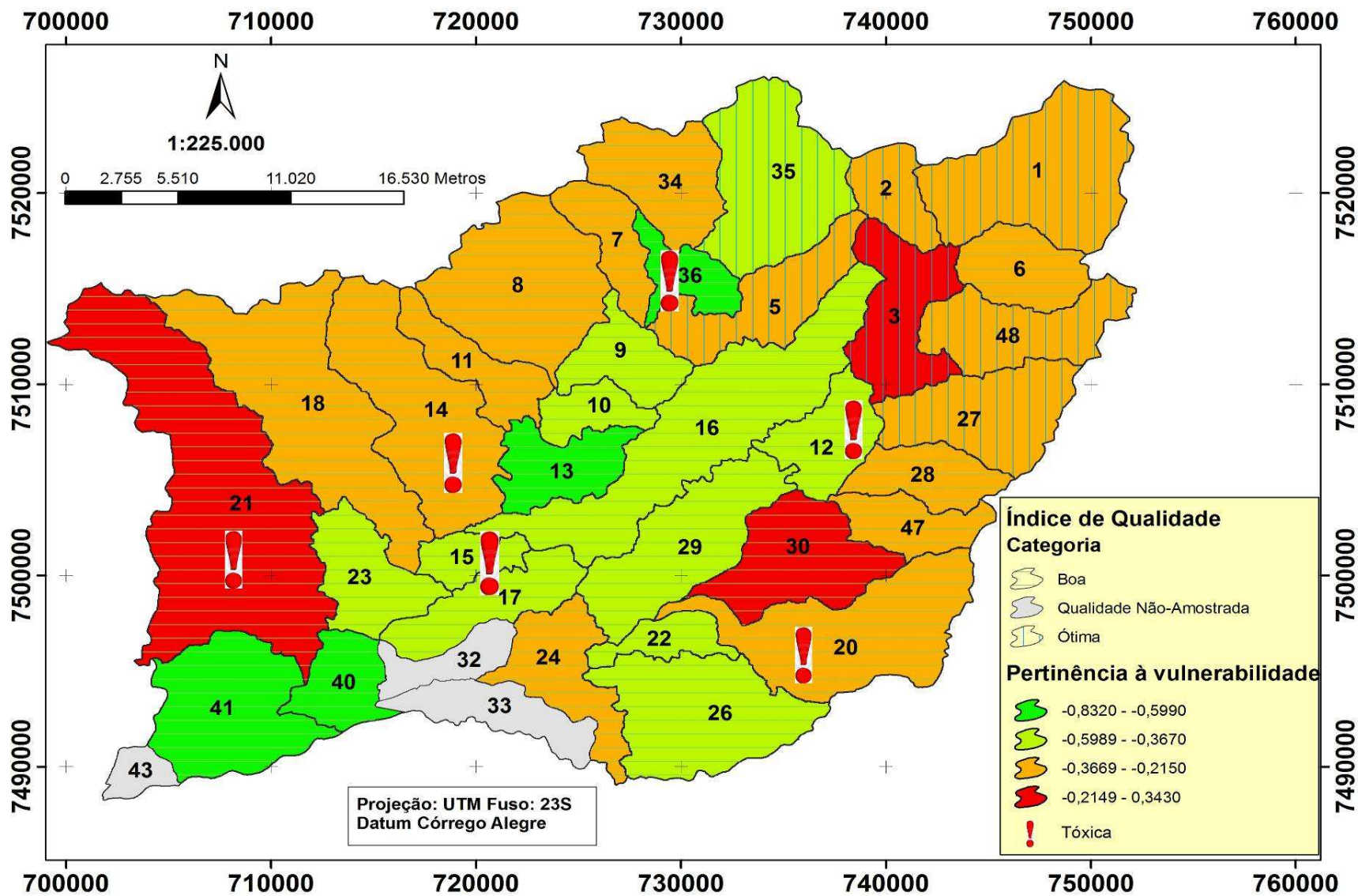


Figura 49. Mapa comparativo dos resultados de vulnerabilidade dos recursos hídricos, IQA_{CETESB} adaptado e Índice de Toxidez das sub-bacias da bacia Guapi-Macacu.

Observando o mapa da Figura 49, a sub-bacia 21 (Guapimirim-Matadouro), com maior vulnerabilidade para os recursos hídricos, também apresentou o segundo pior valor em relação ao IQA_{CETESB} adaptado, proposto para este estudo, assim como também apresentou toxidez em relação aos metais. Desta forma, a metodologia proposta confirma a vulnerabilidade dos recursos hídricos desta sub-bacia, indicando que a mesma merece grande atenção por parte dos tomadores de decisão em recursos hídricos, já que os resultados de qualidade de água ratificaram o impacto de pressão antrópica sobre seus recursos hídricos e os resultados alcançados no Sistema de suporte à decisão espacial EMDS.

Pode-se constatar também que as sub-bacias menos vulneráveis (40, 41, 13, 36) estão com suas águas com qualidade satisfatória, classificadas com Boa. Observa-se que as sub-bacias 40 e 41, localizadas na porção sudoeste da bacia, embora à jusante da sub-bacia Guapimirim-Matadouro, que apresentou qualidade da água inferior, inclusive em relação à toxidez, apresentam-se menos vulneráveis em relação às variáveis de estado do ambiente e pressão antrópica. Mas geralmente, o que ocorre é que a qualidade da água de sub-bacias localizadas a jusante geralmente são influenciadas pelo aporte de poluentes advindos das sub-bacias à montante, mesmo que ela esteja localizada em área de baixa vulnerabilidade dos recursos hídricos.

Todavia, a sub-bacia 36 (Trecho Guapiaçu A), embora esteja na classe de menor vulnerabilidade, apresentou nível de toxidez de água além do limite, apontado que a mesma não deve ser aproveitada para captação para abastecimento doméstico. Também fontes geradoras de metais pesados nas sub-bacias que apresentaram toxidez na água precisariam ser investigadas pelos órgãos gestores das águas na bacia.

Outra situação verificável é a sub-bacia de número 3 (Trecho Macacu A), referente ao rio Macacu, que é a segunda mais vulnerável (vide a Tabela 30 na página 111), e que simultaneamente tem sua água na categoria Ótima para o IQA_{CETESB} adaptado. Nesta sub-bacia, conforme apontado no Mapa de uso e cobertura da terra (Figura 21), está localizada em uma área urbanizada do município de Cachoeiras de Macacu, mas ainda assim, suas águas estão satisfatórias. É possível que a ausência

de parâmetros de ordem microbiológicas no índice proposto neste estudo não reflita efetivamente a situação nesta sub-bacia.

Na sub-bacia Trecho Macacu B, à jusante da sub-bacia 3, suas águas apresentam toxidez, mesmo não possuindo área urbanizada em sua área. Contudo, a presença de metais não está somente vinculada às áreas urbanas, mas também às áreas agrícolas, conforme comentado anteriormente.

6.0 CONSIDERAÇÕES FINAIS

- Observou-se ao longo do presente trabalho, que a avaliação e identificação da vulnerabilidade dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica, com o uso integrado de bases de conhecimento e sistemas de apoio à decisão espacial em ambiente de Sistema de Informações Geográficas mostrou-se viável;
- A apropriação de um Sistema de Suporte à Decisão (neste caso o CDP) para a estruturação hierárquica da análise, verificação da importância relativa dos temas, e do peso das classes dos temas, no contexto da avaliação dos recursos hídricos, agiliza o trabalho, reduzindo e evitando repetições nas integrações temáticas em SIG;
- Foi verificada também a flexibilidade para utilizar esta base de conhecimento e estrutura de rede de dependência e inferência fuzzy com outros dados e em outras regiões, uma vez que a rede consolidada neste trabalho apoiada nos elementos de estado e pressão do modelo DPSIR representa o conhecimento da situação modelada avaliada: a vulnerabilidade dos recursos hídricos em bacias hidrográficas;
- A Lógica Nebulosa é uma técnica que mostrou maior liberdade para se definir valores de pertinência para as classes dos temas utilizados em uma análise. Através desses valores de pertinência foi possível identificar quais classes dos temas têm maior influência para uma situação, no caso a vulnerabilidade;
- A escala dos dados geográficos utilizados na análise da vulnerabilidade dos recursos hídricos em nível de bacia hidrográfica e a adoção da sub-bacia como unidade de análise se mostrou eficiente para subsidiar planejamento e gestão de bacias hidrográficas;

- A classificação das sub-bacias de acordo com o grau de vulnerabilidade não teve concordância direta com a classificação do IQA adaptado. Tal constatação pode-se ser pelo fato da metodologia proposta para o índice não ter considerado parâmetros de ordem microbiológica e também pelo fato da qualidade da água de uma sub-bacia a montante poder influenciar a água da sub-bacia a jusante, mesmo não possuindo elevada vulnerabilidade em relação ao estado do ambiente e pressões antrópicas. Uma forma de incrementar a comparação entre IQA, IT e Suporte à decisão espacial é a perspectiva temporal da análise dos recursos hídricos. É importante ressaltar que o estado do ambiente é natural e não se modifica ao longo do tempo, no entanto, as pressões antrópicas são dinâmicas. Também a sazonalidade interfere na qualidade das águas. Desta forma, como a presente análise foi realizada com base em resultados de apenas uma coleta de amostras de águas nos exutórios das sub-bacias da bacia Guapi-Macacu, seria interessante realizar novas coletas, aplicando-se a mesma metodologia, a partir do monitoramento da qualidade da água, incluindo parâmetros microbiológicos e medição de vazão;
- As ferramentas aplicadas neste estudo possuem potencial para definição de áreas de intervenção e manejo de áreas homogêneas no planejamento e gestão de recursos hídricos de uma bacia hidrográfica, bem como para subsidiar ações, como por exemplo, sistemas de pagamento por serviços ambientais hídricos. Assim, recomenda-se a divulgação dos resultados obtidos na metodologia proposta para os tomadores de decisão, de forma a subsidiar a gestão das águas na região;
- Para estudos futuros, a partir da base de conhecimento estruturada neste trabalho, é possível uma comparação de resultados da análise integrada da vulnerabilidade no SDSS com resultados de outros indicadores associados aos recursos hídricos, como a pegada hídrica.

REFERÊNCIAS

AHMED, D.M.; SUNDARAM, D. PIRAMUTHU, S. *Knowledge-based scenario management - process and support*. Decision Support Systems, v. 49. Elsevier, 2010. p.507–520. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167923610001053>. Acesso em 10 de setembro de 2011.

ALONSO, J.; Rey, J.; SANTOS, S.; PAREDES, C. e AZEVEDO, C. *Oportunidades e desafios para o uso das ciências e das tecnologias de informação geográfica no desenvolvimento e na gestão das actividades e territórios rurais* -. 1º Congresso Luso-Brasileiro de Tecnologias de Informação e Comunicação na Agro-Pecuária – 2004. Disponível em http://www.agriculturadigital.org/agritic_2004/congresso/AgricPrec_SIG/Ciencias_e_TIG_eogr_no_Desenv_e_Gest_Act_e_Territ_Rur.pdf. Acesso em 10 de novembro de 2011

ANA. *Panorama das Águas Superficiais no Brasil - Cadernos de Recursos Hídricos nº 1*. Brasília: 2005. Disponível em <http://arquivos.ana.gov.br/planejamento/estudos/sprtew/1/pdf/livro-iga.pdf>. Acesso em agosto de 2011.

APHA - American Public Health Association. *Standard Methods for the examination of Water and Wastewater*. American Water Work Association, Water Environment Federation. Washington: Ed. Byrrd Repress Springfiend, 1995. 1134 p.

ANTOUN NETTO, Sergio Orlando. *Sistema de inferência nebuloso de apoio à seleção de projeção cartográfica para a representação de uma região da superfície terrestre*. 98f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Computação) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008. Disponível em www.geomatica.eng.uerj.br. Acesso em setembro de 2011.

ARCEIVALA, S. J. *Wastewater Treatment and Disposal*. Marcel Dekker Inc, New York, 1981. 292 p.

BAZ, I.; GEYMEN, A.; NOGAY, E.S. *Development and application of GIS-based analysis/synthesis modelling techniques for urban planning of Istanbul Metropolitan Area*. Advances in Engineering Software 40 (2009) 120–140. Disponível em <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0965997808000720>. Acesso em janeiro de 2011.

BENAVIDES, Zina Cáceres. *Consumo e abastecimento de água nas bacias hidrográficas dos rios Guapi-Macacu e Caceribu*. Rio de Janeiro: Embrapa Solos 2009. 158 p. Disponível em http://www.cnps.embrapa.br/publicacoes/pdfs/doc115_2009_consumo_agua_quapi_macacu_caceribu.pdf. Acesso em março de 2011.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F.L. *Conservação dos solos*. 4ª. Edição. São Paulo: Ícone, 1999.

BILICH, M. R; LACERDA, M.P.C. *Avaliação da qualidade da água do Distrito Federal (DF), por meio de geoprocessamento*. In: Anais do XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia: INPE, 2005. p. 2059-2065. Disponível em <http://mar.te.dpi.inpe.br/col/ltid.inpe.br/sbsr/2004/11.18.18.26/doc/2059.pdf>. Acesso em maio de 2011.

BIZZI, L. A., C. SCHOBENHAUS, R. M. VIDOTTI e J. H. GONÇALVES (eds.). *Metalogenia Quantitativa do Brasil: Base de Conhecimento, Métodos e Exemplos*. In: Geologia, Tectônica e Recursos Minerais do Brasil. Brasília: CPRM, 2003. Disponível em <http://www.cprm.gov.br/publique/media/capVIII.pdf>. Acesso em 20 de novembro de 2010.

BONHAM-CARTER, G. F. *Geographic Information Systems for Geoscientists – Modelling with GIS*. New York: Elsevier Science Inc., 1994. 398p.

BRASIL. *Lei 4.771 de 15 setembro de 1962 - Institui o novo Código Florestal*. Disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L4771impressao.htm. Acesso em março de 2011.,

BROWN, R.M.; McCLELLAND, N. I.; DEININGER, R. A.; TOZER, R.G. *A Water Quality Index – Do We Dare?*. Water Sewage Works. v. 117, 1970. p. 339-343.

BUENO, M. do C. D. *Utilização de Redes de Dependência e Lógica Nebulosa em Estudos de Avaliação Ambiental*. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Computação). Rio de Janeiro: UERJ, 2003. 121p. Disponível em: <http://www.geomatica.eng.uerj.br/dissertacoes>. Acesso em outubro de 2010.

CABRAL, D. C. *Floresta, agricultura e extrativismo madeireiro na modelagem da paisagem agrária do Rio de Janeiro colonial tardio: o caso da bacia do Macacu*. Revista de História Econômica e Economia Regional Aplicada, v. 2, n. 3, 2007. Disponível em <http://www.ufjf.br/heera/files/2009/11/3-artigos3.pdf>. Acesso em fevereiro de 2011.

CÂMARA, G. ; VINHAS, Lúbia ; DAVIS, Clodoveu ; FONSECA, Frederico ; CARNEIRO, Tiago Garcia. *Geographical Information Engineering in the 21st Century*. In: Gerhard Navratil. (Org.). Research Trends in Geographic Information Science. Berlin: Springer-Verlag, 2009. p. 203-214. Disponível em <http://books.google.com.br/books?id=q8w728aa1CkC&printsec=frontcover&hl=pt-BR#v=onepage&q&f=false>. Acesso em julho de 2011.

CARVALHO FILHO, A. DE; LUMBRERAS, J. F.; WITTERN, K. P.; LEMOS, A. L.; SANTOS, R. D. DOS; CALDERANO FILHO, B.; CALDERANO, S. B.; OLIVEIRA, R. P.; AGLIO, M. L. D.; SOUZA, J. S. DE; CHAFFIN, C. E. *Mapa de reconhecimento de baixa intensidade dos solos do Estado do Rio de Janeiro*. Acompanha o boletim (no prelo) Rio

de Janeiro: Embrapa solos, 2003. Escala 1:250.000. Disponível em <http://www.mapoteca.cnps.embrapa.br>. Acesso em março de 2010.

CETESB. *Variáveis de qualidade da água*. Disponível em <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp>. Acesso em dezembro de 2010.

CHRISTOFOLETTI, A. *Geomorfologia*. São Paulo: Edgar Blucher, 1974. 150 p.

_____, A. *Modelagem de sistemas ambientais*. São Paulo: Ed. Edgard Blücher, 1999. 236p.

CHAPMAN, D. *Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. 2 ed.. London: F & FN Spon, 1996, 651 p.

COELHO NETTO, A. L. A. *Hidrologia de Encosta na Interface com a Geomorfologia*. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. da (Orgs.). *Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos*. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2005. p. 93-148.

COIMBRA, R.M. *Monitoramento da qualidade da água*. In: PORTO, R.L.L. *Hidrologia Ambiental*. (Org..). São Paulo: EDUSP/ABRH,1991. p. 391-411.

CORREA C.; SANDRI, S.; *Lógica Nebulosa*. In: V escola de Redes Neurais, IV Congresso Brasileiro de Redes Neurais. [CD ROM], São José dos Campos: ITA, 1999. p. c073 – c090.1

COUTO, M. dos S. *Avaliação dos riscos potenciais à qualidade das águas superficiais da Bacia do Arroio Sapucaia utilizando técnicas integradas de SIG e Sensoriamento Remoto*. 2005. 150 f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005. Disponível em <http://hdl.handle.net/10183/8430>. Acesso em junho de 2011.

COSTA, T. C. E. C. ; RAMOS, D. P. ; PEREIRA, N. R. ; BUENO, M. C. D. ; BACA, J. F. M. ; FIDALGO, E. C. C. ; MEIRELLES, M. S. P. ; OLIVEIRA, R. P. ; ACCIOLY, L. J. O. . *Suporte a decisão para qualidade de terras para agricultura familiar*. In: XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2005, Goiania. Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR. São José dos Campos : INPE, 2005. v. 12. p. 73-82. Disponível em <http://marte.dpi.inpe.br/col/ltid.inpe.br/sbsr/2004/11.21.13.02/doc/73.pdf> Acesso em novembro de 2010.

COMES, T.; HIETE, M.; WIJNGAARDS, N.; SCHULTMANN, F. *Decision maps: A framework for multi-criteria decision support under severe uncertainty*. *Decision Support Systems*, Volume 52, 1 ed., El Servier, 2011. p. 108-118. Disponível em <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167923611001163> Acesso em dezembro de 2011

COSTA, Helder. *Subsídios para gestão dos recursos hídricos das bacias hidrográficas dos Rios Macacu, São João, Macaé e Macabu*. Rio de Janeiro: SEMA, 1999. p.203-274

_____, Helder. *Enchentes no estado do Rio de Janeiro: uma abordagem geral*. Rio de Janeiro: SEMADS, 2001. 160 p.

CUDE, C.G. *Oregon Water quality index: a tool for evaluating water quality management effectiveness*. Journal of the American Water Resources Association. Volume 37 1 ed., 2001. p.125-137. Disponível em <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1752-1688.2001.tb05480.x/pdf>. Acesso em junho de 2011.

DANTAS, M.E. *Mapa geomorfológico do Estado do Rio de Janeiro*. CPRM - Projeto Rio de Janeiro. Ministério de Minas e Energia, Brasília (DF). CD-ROM. 2000.

ECOLOGUS-AGRAR-Consórcio Ecologus-Agrar *Plano Diretor de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica da Baía de Guanabara. Relatório Final – Síntese*. Governo do Estado do Rio de Janeiro / Programa de Despoluição da Baía de Guanabara. Rio de Janeiro, 2005.

EMDS. *Building EMDS models and applications. The Ecosystem Management Decision Support System Version 3.0*. Seattle: InfoHarvest, 2002. Disponível no pacote de instalação do EMDS em <http://www.institute.redlands.edu/emds/index.htm>. Acesso em julho de 2010.

ESRI – Environmental Systems Research Institute. *ArcGIS Desktop 9.1*. Redlands. 2006a.

_____. *ArcGIS® 9.1 Spatial Analyst Extension Commands Quick Reference Guide*. ESRI Press, Redlands, 2006b.

FERNANDES, Anita Maria da Rocha. *Inteligência Artificial – noções gerais*. Florianópolis: Visual Books, 2003. 160 p.

FERNÁNDEZ, N.; RAMÍRES, A.; SOLANO, F. *Physico-Chemical Water Quality Indices - A Comparative Review*. Bistua: Revista de la Facultad de Ciencias Básicas, ano/vol. 2, 2004. p.19-30. Disponível em <http://redalyc.uaemex.mx/src/inicio/ArtPdfRed.jsp?iCve=90320103>. Acesso em outubro de 2011.

FERRAZ, R. D. P. *Sistema de Indicadores para a Avaliação da Sustentabilidade Hídrica da Expansão Canavieira: Contribuição Metodológica para o Planejamento e Gestão*. Tese (Doutorado em Meio Ambiente). Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2012.

FARIAS, A.M.L.; LAURENCEL, L.C.; SILVA, A.P.S.; MACEDO, R.W.; SILVEIRA, M.M. *Números Índices*. Niterói: UFF – Instituto de Matemática, 2004.

FERREIRA, L.M.; IDE, C.N. *Avaliação comparativa da sensibilidade do IQA-NSF, IQA-Smith e IQA-Horton, aplicados ao Rio Miranda, MS*. In: Anais do XIV Congresso Brasileiro de Engenharia sanitária e ambiental. João Pessoa: ABES, 2001.

FIDALGO, Elaine Cristina Cardoso; CARVALHO JUNIOR, Waldir; GODOY, Mário Duarte Pinto. *Análise da qualidade do modelo digital de elevação para representação da bacia hidrográfica do rio Guapi-Macacu, RJ*. In: Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal. São José dos Campos: INPE, 2009. p. 3785-3791. Disponível em <http://marte.dpi.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr@80/2008/11.17.11.15/doc/3785-3791.pdf>. Acesso em agosto de 2010.

GERMANO, P.C.C.; NEVES, J.M.M.; WARTH, M.F.N.; RICARDO, L.M.M.; TONIOLLI, D.M. *Proposição de um Índice de Qualidade de uma Sub Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba, como Instrumento de Gestão de Recursos Hídricos*. In: Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos - João Pessoa. João Pessoa: ABRH, 2005.

GOMES, F. E. M. *Geoprocessamento em Ambiente SIG Aplicado à Hidrogeologia*. In.: FEITOSA F. C.. (Org) *Hidrogeologia: conceitos e aplicações*. 3. ed. Rio de Janeiro: CPRM/LABHID, 2008. 812 p.

GUILLAUME, Serge, CHARNOORDIC, Brigitte, *Fuzzy inference systems: An integrated modeling environment for collaboration between expert knowledge and data using FisPro*. *Expert Systems with Applications*, v. 39, n.10, August 2012, p. 8744-8755 Disponível em <http://ser.gui.free.fr/homepage/pdf/expert-systems.pdf>. Acesso em abril de 2012.

HAMADI, Kallali; ANANE, Makram; JELLALI, Salah, TARHOUNI Jamila. *GIS-based multi-criteria analysis for potential wastewater aquifer recharge sites*. In: *Desalination*, v. 215, 2007. p. 111-119. Disponível em <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916407004018>. Acesso em fevereiro de 2011.

HEINONEN, Pertti. *Developing guidelines for monitoring and assessment of transboundary lakes*. In: *Anais de Integrated approach to transboundary water management: Sustainable management of transboundary Waters in Europe*, 2008. Disponível em <http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/water/meetings/conf2/proceedings/session1a.pdf>. Acesso em maio de 2011.

HENRIQUES, L. F. de C. *Sistema de suporte à decisão. Planejamento estratégico & CommonKADS*. Dissertação (Mestrado Gestão do Conhecimento e da Tecnologia da Informação). Brasília: Universidade Católica de Brasília, 2001. 66p.

HILL, Michael J.; Robert BRAATEN, Simon M. VEITCH, Brian G. LEES, Sunil SHARMA, *Multi-criteria decision analysis in spatial decision support: the ASSESS analytic hierarchy process and the role of quantitative methods and spatially explicit analysis*.

Environmental Modelling & Software, v. 20, 7 ed., 2005. p 955-976. Disponível em <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S136481520400129X>. Acesso em fevereiro de 2011.

HOEKSTRA, A.Y., CHAPAGAIN, A.K., Aldaya, M.M. and Mekonnen, M.M. *The water footprint assessment manual: Setting the global standard*. Earthscan: London, 2011. Disponível em <http://www.waterfootprint.org/?page=files/Publications>. Acesso em dezembro de 2011.

HORA, M. A. G. M.; MARQUES, E. *SAD-RH: Sistema Generalizado de Apoio à Decisão na Gestão de Recursos Hídricos*. v. 1000. Niterói: Universidade Federal Fluminense, 2010. 88 p.

IBG – Instituto Baía de Guanabara. *Comitê da Região Hidrográfica da Baía de Guanabara e dos Sistemas Lagunares de Maricá e Jacarepaguá*. Disponível em <http://www.portalbaiadeguanabara.com.br/portal/default.asp>. Acesso em dezembro de 2011.

IBGE. XII Censo Demográfico - Censo 2010. Disponível em <http://www.censo2010.ibge.gov.br/>. Acesso em setembro de 2011.

_____. Itaboraí: *Folha SF-23-Z-B-V-1*. Carta topográfica em escala 1:50 000, 2 ed. Rio de Janeiro, 1979a.

_____. Petrópolis: *folha SF-23-Z-B-IV-2*. Carta topográfica em escala 1:50 000, 2 ed. Rio de Janeiro, 1979b.

_____. *Itaipava: Dados digitais da carta topográfica em escala 1:50 000*. [Os dados foram publicados sob forma impressa em 1974]. Disponível em: <http://www.geoftp.ibge.gov.br>. Acesso em abril de 2010.

_____. Nova Friburgo: *Folha SF-23-Z-B-II-4*. Carta topográfica em escala 1:50 000. Rio de Janeiro, 1974.

_____. *Teresópolis: folha SF-23-Z-B-II-3 MI-2716-3*. Carta topográfica em escala 1:50 000, 2 ed. Rio de Janeiro, 1983.

IEF. *Mapa de unidades de conservação*. Rio de Janeiro: 2002.

INPE. *Material Didático (Teoria) do curso de curta duração 'Análise Espacial de Dados Geográficos'*. 2009. 89p.

JENKINS, A; PETERS, N.E; RODHE, A. (1994). "Hydrology". In: Moldan, B; Cerny, J. (Org.) *Journal Biogeochemistry of small catchments: a tool for environmental research*. v. 51. Ed. John Wiley & Sons, Chichester, 1994. p. 31-54. Disponível em http://globalecology.stanford.edu/SCOPE/SCOPE_51/SCOPE_51_2_Jenkins_31-54.pdf. Acesso em junho de 2011.

KARNIK, Nilesh N.; MENDEL, Jerry M. *Operations on type-2 fuzzy sets*. Fuzzy Sets and Systems. v.122, 2 ed., 2001. p. 327-348. Disponível em <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0165011400000798>. Acesso em outubro de 2010.

Keenan, P. *Using a GIS as a DSS Generator*. University College Dublin.1997. Disponível em http://mis.ucd.ie/staff/pkeen/gis_as_a_dss.html Acesso em marlo de 2011.

KLEIN, Michel R. Knowledge Based DSS. In *Encyclopedia of Decision Making and Decision Support Technologies*, ed. Frederic Adam and Patrick Humphreys. Chicago, 2008, p.565-575. Disponível em <http://www.igi-global.com/chapter/encyclopedia-decision-making-decision-support/11296>. Acesso em junho de 2011.

LABADIE, J.W. e SULLIVAN, C.H. (1986). *Computerized Decision Support Systems for Water Managers*. Journal of Water Resources Planning and Management, 112(3), 1986. p. 299-307.

LERMONTOV, A. *Novo Índice de Qualidade das Águas com uso da Lógica e Inferência Nebulosa*. Tese (Doutorado em Engenharia Química), 2009, 194 f. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Disponível em <http://www.eq.ufrj.br/sipeq/download/novo-indice-de-qualidade-das-aguas.pdf>. Acesso em abril de 2011.

LIU, Yuqiong; Hoshin GUPTA, Everett SPRINGER, Thorsten WAGENER. *Linking science with environmental decision making: Experiences from an integrated modeling approach to supporting sustainable water resources management*. Environmental Modelling. Software, v. 23, 2008. p.846-858. Disponível em <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S136481520700206X>.

LIMA, L. A de; SILVA JR., G. C. da; MENEZES, J. M; SEABRA, V. da S. *Favorabilidade de Aqüíferos Fraturados, Bacia Hidrográfica do Rio São Domingos – Estado do Rio de Janeiro*. Anuário do Instituto de Geociências, v. 32, n2. Rio de Janeiro: UFRJ, 2009. p. 51-61. Disponível em http://www.anuario.igeo.ufrj.br/2009_2/anuario_2009_v32_2_sumario.htm. Acesso em abril de 2011

LEMACHA, G. *Mapping Groundwater Potential: A Guide for GIS Developers*. Guides produced for WaterAid Ethiopia and RiPPLE, 2008. Disponível em: <http://www.rippleethiopia.org/documents/info/20081203-guide-for-planners>. Acesso em agosto de 2010.

LO, C.; YEUNG, A. *Concepts and Techniques of Geographic Information Systems*. New Jersey: Prentice-Hall, 2006. 544 p.

MACHADO, L.; CASTRO, B. *Gente do Caceribu, sua geografia, sua história*. Rio de Janeiro: IBG, 1997.

MARANHÃO, M.R.A. *Modelo de seleção de áreas para atualização do mapeamento sistemático baseado em lógica nebulosa*. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Computação). Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2005. Disponível em www.geomatica.eng.uerj.br. Acesso em dezembro de 2011.

MARANHÃO N. *Sistema de Indicadores para Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos de Bacias Hidrográficas*. 397f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro). Rio de Janeiro: COPPE - XXV, 2007.

MATTOS, A.R.; VON SPERLING, E. *Índice de Qualidade de Águas para a Bacia do Rio das Velhas - Aspectos Metodológicos e Avaliação Qualitativa do Meio Ambiente*. In: Anais do XX Congresso Brasileiro de Engenharia sanitária e ambiental - Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

MENEZES, Juliana Magalhães ; PRADO, R. B. ; MANSUR, K. L. ; SILVA JUNIOR, G. C. ; OLIVEIRA, T. F. DE. . *Qualidade da Água e Sua Relação Espacial com as Fontes de Contaminação Antrópicas e Naturais: Bacia Hidrográfica do Rio São Domingos, RJ*. Engenharia Agrícola [online], v. 29, n. 4, 2009, p. 687-698. Disponível em <http://www.scielo.br/pdf/eagri/v29n4/v29n4a19.pdf>. Acesso em junho de 2011.

_____. *Índice de qualidade de água subterrânea aplicado em área de aquíferos cristalinos com uso agrícola: bacia do rio São Domingos - RJ*. Tese (Doutorado em Geologia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, 189f. Rio de Janeiro, 2009. Disponível em http://www.geologia.ufrj.br/index.php?module=documents&JAS_DocumentManager_op=downloadFile&JAS_File_id=96. Acesso em dezembro de 2010.

_____. ; PRADO, R. B. ; SILVA JUNIOR, Gerson Cardoso da ; Santos, R. T. . *Índices de qualidade de água: métodos e aplicabilidade*. In: Rachel Bardy Prado, Ana Paula Dias Turetta e Aluísio de Andrade Granato. (Org.). *Manejo e conservação do solo e da água no contexto das mudanças ambientais*. v. 1, 1 ed. Rio de Janeiro: Embrapa, 2010, p. 1-486. Disponível em http://www.cnps.embrapa.br/publicacoes/pdfs/livro_2010_manejo_cons_solo_agua.pdf. Acesso em fevereiro de 2011

MEIRELLES, M. S. P. ; BUENO, Maria Do Carmo Dias ; DIAS, Thatyana Carla de Souza ; COUTINHO, Heitor Luis da Costa . *Sistema de Suporte a Decisão para a Avaliação do Risco de Impactos Ambientais em Bacias Hidrográficas por Redes de Dependência e Lógica Fuzzy*. In: Anais do XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiania, 2005. Disponível em <http://marte.dpi.inpe.br/col/ltid.inpe.br/sbsr/2004/11.21.21.19/doc/2259.pdf>. Acesso em fevereiro de 2011.

_____ ; MOREIRA, Fabio Roque ; CAMARA NETTO, Gilberto. *Técnicas de Inferência Espacial*. In: MEIRELLES, Margareth Simões Penello; CAMARA, Gilberto; ALMEIDA, Cláudia Maria (Org.). *Geomática - Modelos e Aplicações Ambientais*. v.1. Brasília: Embrapa Informação tecnológica, 2007. p. 107-189.

MIZUTORI, Ivan Santos. *Análise da Qualidade das Águas e Efluentes da Bacia do Rio Morto, RJ*. 2009. 162 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). UERJ Disponível em <http://www.peamb.eng.uerj.br/producao.php?id=197>. Acesso em maio de 2011.

MILLER, V.C. *A quantitative geomorphology study of drainage basin characteristic in the Clinch Mountain Area*. Dept. of Geology n. 3. New York: Virginia and Tennessee, 1953. 30 p.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. *Resoluções do CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resoluções vigentes publicadas entre setembro de 1984 e janeiro de 2012*. 1º ed. 1126p. Brasília: MMA, 2012. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/61AA3835/LivroConama.pdf>. Acesso em janeiro de 2012.

MONTEIRO, Raul Rigoto. *Metodologia para avaliação ambiental de bacias hidrográficas com uso de sistemas de suporte à decisão espacial e do indicador pegada ecológica*. 2010. 124 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de computação) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2010.

MUSA, k. A; Akhir, J. M. ABDULLAH, I. *Groundwater Prediction Potential Zone in Langat Basin using the Integration of Remote Sensing and GIS*. In: Anais do XVI Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas e XVII Encontro Nacional de Perfuradores de Poços. Natal: ABAS, 2008.

NIEMEIJER, D.; GROOT, R. S. *Framing environmental indicators: moving from causal chains to causal networks*. Environment, Development and Sustainability, v. 10, n. 1, 2006 p. 89-106. Disponível em <http://qanvwwic3.migcom.com/files/managed/Document/3463/Niemeijer2008%20FramingEnvironmentalIndicatorsMovingFromCausa.pdf>. Acesso em março de 2012.

NSF – WQI – Water Quality Index. *National Sanitation Foundation International*. 2007. Disponível em: <http://www.nsf.org> Acesso em janeiro de 2011.

OCAMPO-DUQUE W.; FERRÉ-HUGUET N.; DOMINGO J. L.; SCHUHMACHER M. *Assessing water quality in rivers with fuzzy inference systems: A case study*. Environment International n.32, 2006. p.733-742.

ODPM - Office of the Deputy Prime Minister - UK Government. *DTLR multi-criteria analysis manual*. Corporate Publication. 2004. Disponível em <http://www.communities.gov.uk/index.asp?id=1142251> Acesso em abril de 2011.

OECD. Environmental Indicators - OECD Core Set. Paris: OECD, 1994.

OLIVEIRA, S.S. *Metodologia de seleção de áreas marítimas portuárias para atualização de dados de levantamentos hidrográficos baseada em Lógica Nebulosa*. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Computação). Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2007. Disponível em www.geomatica.eng.uerj.br. Acesso em dezembro de 2011.

ONO, Sidnei. *Sistema de suporte a decisão para gestão de água urbana - URBSSD*. 2008. 148 f. (Mestrado em Engenharia Hidráulica). Universidade de São Paulo. São Paulo, 2008. Disponível em http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3147/tde-15082008-094908/publico/Dissertacao_Sidnei_Ono.pdf Acesso em julho de 2011.

ONU – Organização das Nações Unidas. *Indicators of Sustainable Development: Framework and Methodologies*. Nova Iorque: United Nations, 2001. Disponível em http://www.un.org/esa/sustdev/csd/csd9_indi_bp3.pdf. Acesso em outubro de 2010.

_____. *The future that we want*. Final document from UN Conference of Sustainable Development. Rio de Janeiro: United Nations, 2012. Disponível em <http://www.uncsd2012.org/rio20/thefuturewewant.html>. Acesso em junho de 2012.

PEDREIRA, Bernadete da Conceição Carvalho Gomes ; FIDALGO, Elaine Cristina Cardoso ; ABREU, Marcelo Bueno de . *Mapeamento do uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do rio Guapi-Macacu, RJ*. In: Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Natal: INPE, 2009. Disponível em <http://marte.dpi.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr@80/2008/11.13.12.04/doc/1339-1345.pdf> Acesso em dezembro de 2010.

PETERSON, Heidi M.; NIEBER, John L.; KANIVETSKY, Roman. *Hydrologic regionalization to assess anthropogenic changes*. Journal of Hydrology, v.408, Ed 3-4, n. 13, 2011. p. 212-225. Disponível em <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S002216941100521X> Acesso em maio de 2011.

PEREIRA, S. E. M. *Uso de Sistemas de Suporte à Decisão Espacial como subsídio ao planejamento territorial. Aplicação ao Zoneamento ecológico-econômico*. Rio de Janeiro: UERJ, 2006. 107 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia da Computação), UERJ. Disponível em: <http://www.geomatica.eng.uerj.br/dissertacoes>. Acesso em janeiro de 2011.

PIRES, J. S. R. *Análise ambiental voltada ao planejamento e gerenciamento do ambiente rural: abordagem metodológica aplicada ao município de Luiz Antonio – SP*. 166f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1995. Disponível em http://www.lapa.ufscar.br/cgi-bin/encaminha_arquivo.pl?tese_jose_salatiel_r_pires_1995.pdf. Acesso em fev de 2011.

PORTO, Rubem La Laina. *Hidrologia Ambiental*. São Paulo: ABRH,1991. 414p.

PRADO, R. B. *Geotecnologias aplicadas à análise espaço-temporal do uso e cobertura da terra e qualidade da água de Barra Bonita, SP, como suporte à gestão de recursos hídricos*. 172 f. Tese (Doutorado em ciências das Engenharia Ambiental). USP. São Carlos, 2004. Disponível em <http://www.teses.usp.br>. Acesso em março de 2010.

RAMOS, J. A. S.; FERREIRA, C. E. G. *Análise Espacial de Acesso aos Serviços de Saúde das Unidades de Atendimento aos Adolescentes no Município do Rio de Janeiro*. In: Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Curitiba: INPE, 2011. p. 8389-8396. Disponível em <http://marte.dpi.inpe.br/col/dpi.inpe.br/marte/2011/07.06.19.41/doc/p1586.pdf>. Acesso em maio de 2011.

RAUTENBERG, Sandro; STEIL, Andrea Valéria; TODESCO, José Leomar. *Modelo de conhecimento para mapeamento de instrumentos da gestão do conhecimento e de agentes computacionais da engenharia do conhecimento*. Revista Perspectivas em ciência da informação. v.16, n.3. Belo Horizonte: UFMG, 2011. Disponível em <http://portaldeperiodicos.eci.ufmg.br/index.php/pci/article/view/1141>. Acesso em outubro 2011

REYNOLDS, K. M. *NetWeaver for EMDS User Guide (version 1.1): a Knowledge Base Development System*. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-471. Portland, 1999. 75 p.

ROCHA, J. S. M. da R. *Manual de Manejo integrado de Bacias Hidrográficas*. 2 ed. Santa Maria: UFSM, 1991. 181p.

ROSS, T. J. *Fuzzy logic with engineering applications*. New York: John Wiley & Sons, 2004.

ROY, B. *Multicriteria Methodology for Decision Aiding*. Dordrecht, Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1996. 292 p.

RUIZ, M.C.; ROMERO, E.; PERÉZ, M.A.; FERNÁNDEZ, I. *Development and application of a multi-criteria spatial decision support system for planning sustainable industrial areas in Northern Spain*, Automation in Construction, v.22, 2011. Disponível em <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0926580511001701>. Acesso em outubro de 2011.

SAATY, Thomas L.. *A scaling method for priorities in hierarchical structures*. Journal of Mathematical Psychology, v.15, n.3, 1977, p. 234-281. Disponível em <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0022249677900335>. Acesso em junho de 2010.

_____. *The analytical hierarchy process: planning, priority setting, resource allocation*. New York: McGraw-Hill, 1980. 287p.

_____; VARGAS, L. G.. *The Seven Pillars of the Analytic Hierarchy Process*. In: Models, Methods, Concepts & Applications of the Analytic Hierarchy Process. International Series in Operations Research & Management Science, v.34, 2001.p.27-46

SENER, E.; DAVRAZ, A.; OZCELIK, M. *An Integration of GIS and remote sensing in groundwater investigations: A case study in Burdur, Turkey*. Hydrogeology Journal, 2005, p. 826-834. Disponível em <http://www.springerlink.com/content/c3ha1w4225f91qrj/>. Acesso em janeiro de 2011.

SÁNCHEZ, E.; COLMENAREJO, M.F.; VICENTE, J., RUBIO, A.; GARCÍA, M.G., TRAVIESO, L.; BORJA, R. *Use of the Water Quality Index and Dissolved Oxygen Deficit as Simple Indicators of Watersheds Pollution*. Ecological Indicators. v. 7, n. 2, 2007. p. 315-328. Disponível em <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X06000239>. Acesso em dezembro de 2010.

SOUZA, A.L.N.; FERNANDES, V.H.; CARVALHO, L.G.; ANTUNES, M.A.H. *Ferramentas de geoprocessamento para estudos de potencial hidrogeológico*. In: Anais do XXI Congresso Brasileiro de Cartografia, SBC, Belo Horizonte, 2003.

SOUZA, F. J. *Apostila de aula da disciplina Inteligência artificial*. Programa de pós-graduação em Engenharia de computação – Área de concentração Geomática- Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2001.

SOARES, A. B. *Análise da sustentabilidade de bacias hidrográficas do estado do Ceará*. 2007. 121f. Dissertação (Mestrado em Administração) – Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2007. Disponível em http://www.dominiopublico.gov.br/pesquisa/DetalheObraForm.do?select_action=&co_obra=126970. Acesso em janeiro de 2012.

SOARES, S. R. *Análise Multicritério e Gestão Ambiental*. In: PHILIPPI JR., A. et al. Curso de Gestão Ambiental. Barueri: Ed. Manole, 2004. p. 971-1000.

SWAT – *Soil Water Assessment Tool for ArcView (AVSWAT)*. Disponível em <http://www.swatmodel.tamu.edu/software/avswat/> Acesso em fevereiro de 2010.

SOUZA, F. J. *Apostila de aula da disciplina Inteligência Artificial*. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Computação da UERJ - Área de concentração Geomática. Rio de Janeiro, 2010.

STROMBERG, Juliet C. ; CHEW, Matthew K.; NAGLER, Pamela L.; GLENN, Edward P. *Changing Perceptions of Change: The Role of Scientists in Tamarix and River Management*. Restoration Ecology, v.17, n.2, 2009. p.177-186. Disponível em <http://www.mendeley.com/research/changing-perceptions-change-role-scientists-tamarix-river-management-1/#>. Acesso em fevereiro de 2011.

R SUGUMARAN, J DEGROOTE *Spatial Decision Support Systems: principles and practices*. Ed. CRS, 2011. Disponível em <http://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=FZEItqzb74sC&oi=fnd&pg=PP1&ots=L7cZzpvxhe&sig=rONmGMAJZ4TEShzxDo9J89nF8vg>. Acesso em junho de 2011.

TOGORO, E. S. *Qualidade da água e integridade biótica: estudo de caso num trecho fluminense do Rio Paraíba do Sul*. 159f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ, 2006. Disponível em <http://www.peamb.eng.uerj.br/producao.php?id=175>. Acesso em julho de 2011.

TUNDISI, J.G. *Água no século XXI: Enfrentando a escassez*. São Carlos: Ed. Rima, 2003. 248 p.

USDA - United States Department of Agriculture. 1996, EMDS Home Page. Disponível em <http://www.fsl.orst.edu/emds/>. Acesso em dezembro de 2010.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3.ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. 452p.

WALMSLEY; J. J.. *Framework for Measuring Sustainable Development in Catchment Systems*. *Environmental Management*, v. 29, n. 2. 2002. p. 195–206.

WFA - Water Framework Directive. *Guidance for the analysis of Pressures and Impacts in accordance with the Water Framework Directive. Pressures and Impacts Analysis Final Version* 5.3. 2002. Disponível em http://www.minenv.gr/pinios/00/odhgia/0212impress_guidance_v5.3.pdf. Acesso em junho de 2012.

WRIGHT, J.T.C.; GIOVINAZZO, R.A. *Delphi: uma ferramenta de apoio ao planejamento prospectivo*. *Cadernos de Pesquisa em Administração*, v. 1, n. 12, São Paulo, 2000. p. 54-65. Disponível em <http://www.regeusp.com.br>. Acesso em março de 2011.

ZADEH, Lofti. A. *Fuzzy Sets*. *Information and Control* n. 8 (3), 1965. p. 338-353. Disponível em https://wspc.com/etextbook/2895/2895_chap01.pdf. Acesso em abril de 2011.

_____. *Fuzzy Sets, Outline of a New Approach to the Analysis of Complex Systems and Decision Processes*. *IEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics* 3, v. 3, n. 1, 1973. p. 28-44. Disponível em <http://www-bisc.cs.berkeley.edu/Zadeh-1973.pdf>. Acesso em maio de 2011.

_____. *Is there a need for fuzzy logic?* *Information Sciences*, v. 178, 13 ed, 2008, p. 1275-12779. Disponível em <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0020025508000716>. Acesso em fevereiro de 2011.

7.0 APÊNDICES

7.1 Apêndice A – Tabela das variáveis de análise

<p>Solicita-se a indicação de quais dos temas abaixo possuem maior ou menor contribuição para a vulnerabilidade dos recursos hídricos de uma bacia hidrográfica. No âmbito do estado do ambiente, qual tema contribui potencialmente, em maior ou menor grau para transporte de poluentes e/ou produção sedimentos para os corpos hídricos; qual teria maior ou menor favorecimento ao escoamento superficial aos rios; ou ainda, à liberação de elementos químicos nutrientes às águas.</p>		
Variáveis do Estado do Ambiente		
Tema	Descrição resumida	Grau de importância (0 a 9)
Hidrogeologia	A hidrogeologia de uma região está extremamente associada ao maior transporte de água, pois dependendo da litologia, se aumenta a transmissibilidade de poluentes que poderiam contaminar águas subterrâneas, tornando-o mais ou menos propício à contaminação. Dependendo da composição das rochas dos sistemas aquíferos, poderá haver a liberação de diferentes elementos que poderão atingir as águas.	
Geomorfologia	Quanto à geomorfologia, pode-se dizer que é um fator natural cujas características como inclinação e geometria de vertentes, exercem grande influência no escoamento superficial e, desta forma, na maior ou menor concentração ou transporte de poluentes até os corpos hídricos.	
Solos	As características dos solos de uma sub-bacia de drenagem irão influenciar a infiltração, percolação, adsorção, lixiviação, escoamento superficial da água que transporta os poluentes até os corpos d'água bem como sedimentos, dentre outros; indica também a erodibilidade e, portanto, maior ou menor produção de sedimentos a serem transportados aos canais de drenagem	
Densidade de drenagem	Razão entre comprimento dos cursos de drenagem e área da sub-bacia. Expressa sub-bacias bem ou mal drenadas; ou seja, relacionada ao escoamento superficial e contato entre o meio terrestre e aquático, facilitando ou não o aporte de nutrientes e sedimentos entre os rios. Quanto maior a densidade dos cursos d'água na sub-bacia, maior a vulnerabilidade ao transporte de nutrientes entre os cursos.	

Declividade	A declividade está associada à susceptibilidade à ocorrência de processos erosivos, processos esses que ocasionam carregamento de sedimentos até os rios. Quanto maior for o declive médio da sub-bacia, mais rapidamente será o escoamento superficial e, desta forma, mais impactante poderá ser a erosão hídrica, e mais vulneráveis poderão estar os recursos hídricos da sub-bacia.	
Índice de circularidade	Sub-bacias que se aproximam geometricamente de um círculo, convergem o escoamento superficial simultâneo para um trecho relativamente pequeno do rio principal. Considerando esse fator, menores valores de desse índice indicam maior potencialidade de produção de picos de enchentes elevados e, portanto, maior volume de sedimentos carregados aos corpos hídricos em eventos chuvosos.	
Índice de Fragmentos de Mata ciliar	Compreende a faixa de vegetação nas margens dos rios, regulando a entrada de nutrientes e sedimentos nos cursos d'água via absorção de escoamento superficial. Índice que considera a área e número de fragmentos. Quanto menor a área e mais fragmentada, mais vulneráveis estão os recursos hídricos da sub-bacia.	
Variáveis de Pressão Sobre os Recursos Hídricos		
Densidade de Estradas	Razão entre a área da sub-bacia e soma dos comprimentos da malha viária. As estradas podem ser associadas ao impacto erosivo, já que necessitam de intervenções na topografia das sub-bacias, e uma maior quantidade de estradas acarretaria o caminho preferencial do escoamento dos sedimentos para as águas com uma velocidade maior.	
Uso e cobertura	Dependendo do tipo de uso, poderá favorecer a manutenção da qualidade das águas ou ser fonte de poluição/pressão sobre os recursos hídricos	
Produção de P e N <i>per capita</i>	Produção de Fósforo (P) e Nitrogênio (N) per capita via esgoto doméstico.	

7.2 Apêndice B – Tabela de Solos

Sabendo-se que os solos de uma sub-bacia de drenagem possuem composição física diversa, e desta forma, influencia diretamente processos como infiltração, percolação, adsorção, lixiviação e, desta forma, podendo transportar elementos químicos poluentes até os corpos d'água ou mesmo até os lençóis freáticos, considere numa escala de 0 a 10 o grau da potencial contribuição da classe à poluição dos corpos hídricos superficiais via escoamento superficial.

Ordem	Sub-Ordem	Grande Grupo	Sub-Grupo	Textura	HORIZ_A	Grau (0 a 10)
CAMBISSOLO	HAPLICO	Tb Distrofico	tipico	media ou argilosa	A moderado ou A proeminente	
LATOSSOLO	VERMELHO-AMARELO	Distrofico	tipico	argilosa	A moderado ou A proeminente	
CAMBISSOLO	HAPLICO	Tb Distrofico	tipico	argilosa ou media	A moderado ou A proeminente	
LATOSSOLO	VERMELHO-AMARELO	Distrofico	tipico	argilosa	A moderado ou A proeminente	
LATOSSOLO	AMARELO	Distrofico	tipico	argilosa	A moderado ou A proeminente	
CAMBISSOLO	HAPLICO	Tb Distrofico	tipico	media ou argilosa	A moderado ou A proeminente	
LATOSSOLO	VERMELHO-AMARELO	Distrofico	tipico	argilosa	A moderado ou A proeminente	
LATOSSOLO	AMARELO	Distrofico	tipico	argilosa	A moderado ou A proeminente	
GLEISSOLO	TIOMORFICO	Histico	salino	argilosa ou muito argilosa	H histico	
GLEISSOLO	TIOMORFICO	Humico	salino tipico	argilosa ou muito argilosa	A humico	
GLEISSOLO	TIOMORFICO	Ortico	tipico solodico	argilosa ou muito argilosa	A moderado	
GLEISSOLO	MELANICO	Aluminico	tipico inceptico	argilosa ou muito argilosa	A humico ou A proeminente	
GLEISSOLO	TIOMORFICO	Humico	tipico	argilosa ou muito argilosa	A humico ou A proeminente	

GLEISSOLO	HAPLICO	Ta Aluminico	tipico	argilosa	A moderado	
GLEISSOLO	HAPLICO	Tb Distrofico	tipico	argilosa	A moderado	
LATOSSOLO	VERMELHO-AMARELO	Distrofico	tipico	argilosa ou muito argilosa	A moderado	
LATOSSOLO	AMARELO	Distrofico	tipico	argilosa ou muito argilosa	A moderado	
LATOSSOLO	VERMELHO-AMARELO	Distrofico	tipico	argilosa ou muito argilosa	A moderado	
LATOSSOLO	AMARELO	Distrofico	tipico	argilosa ou muito argilosa	A moderado	
LATOSSOLO	VERMELHO-AMARELO	Distrofico	tipico argissolico	argilosa ou muito argilosa	A moderado	
LATOSSOLO	AMARELO	Distrofico	tipico argissolico	argilosa ou muito argilosa	A moderado	
LATOSSOLO	VERMELHO-AMARELO	Distrofico	tipico	argilosa	A moderado	
LATOSSOLO	AMARELO	Distrofico	tipico	argilosa	A moderado	
ARGISSOLO	VERMELHO-AMARELO	Distrofico	tipico latossolico	argilosa/muito argilosa ou media/arg	A moderado	
LATOSSOLO	VERMELHO-AMARELO	Distrofico	tipico cambico	argilosa ou muito argilosa	A moderado	
LATOSSOLO	AMARELO	Distrofico	tipico cambico	argilosa ou muito argilosa	A moderado	
ARGISSOLO	VERMELHO-AMARELO	Distrofico	tipico latossolico	media/argilosa ou argilosa/muito arg	A moderado	
LATOSSOLO	VERMELHO-AMARELO	Distrofico	tipico	argilosa ou muito argilosa	A moderado	
LATOSSOLO	AMARELO	Distrofico	tipico	argilosa ou muito argilosa	A moderado	
CAMBISSOLO	HAPLICO	Tb Distrofico	tipico	argilosa ou media cascalhenta	A moderado	
LATOSSOLO	VERMELHO-AMARELO	Distrofico	tipico	argilosa ou muito argilosa	A moderado	
LATOSSOLO	AMARELO	Distrofico	tipico	argilosa ou muito argilosa	A moderado	
CAMBISSOLO	HAPLICO	Tb Distrofico	tipico	argilosa ou media	A moderado	

ARGISSOLO	AMARELO	Distrofico	tipico planossólico	media/argilosa	A moderado
ARGISSOLO	VERMELHO- AMARELO	Distrofico	abruptico plíntico	media/argilosa ou arenosa/arg	A moderado
ARGISSOLO	AMARELO	Distrofico	tipico	media/argilosa ou media/muito arg	A moderado
ARGISSOLO	VERMELHO- AMARELO	Distrofico	tipico	media/argilosa	A moderado
ARGISSOLO	VERMELHO- AMARELO	Distrofico	tipico	media/argilosa	A moderado
ARGISSOLO	AMARELO	Distrofico	tipico	media/argilosa	A moderado
ARGISSOLO	AMARELO	Distrofico	tipico	media/argilosa	A moderado
LATOSSOLO	VERMELHO- AMARELO	Distrofico	tipico	argilosa ou muito argilosa	A moderado
GLEISSOLO	HAPLICO	Tb Distrofico	tipico	argilosa	A moderado
NEOSSOLO	LITOLICO	Distrofico	tipico	media ou argilosa	A moderado
CAMBISSOLO	HAPLICO	Tb Distrofico	leptico	media ou argilosa	A moderado
NEOSSOLO	FLUVICO	Tb Distrofico	gleico	media ou media/arenosa	A moderado
GLEISSOLO	HAPLICO	Tb Distrofico	tipico	media ou argilosa	A moderado
PLANOSSOLO	HIDROMORFICO	Distrofico	tipico	arenosa/argilosa ou media/arg	A moderado
GLEISSOLO	HAPLICO	Tb Distrofico	tipico	argilosa ou muito argilosa	A moderado
PLANOSSOLO	HIDROMORFICO	Distrofico	tipico	arenosa/argilosa ou arenosa/media	A moderado
PLANOSSOLO	HIDROMORFICO	Aluminico	tipico	arenosa/argilosa ou arenosa/media	A moderado

7.3 Apêndice C – Tabela de Uso e Cobertura da Terra

Considerando os diversos tipos de uso e cobertura da terra, poderá favorecer a manutenção da qualidade das águas ou ser fonte de poluição/pressão sobre os recursos hídricos. As classes abaixo representam os tipos de uso presentes na área de estudo, acompanhada de breve descrição de aspectos locais. Assinale, numa escala de 0 a 10, o grau em que determinado tipo de uso poderá contribuir como elemento de poluição/assoreamento dos recursos hídricos de uma Bacia Hidrográfica.

Classes de uso	Descrição resumida da classe	Grau de contribuição à poluição (0 a 10)
Área Urbanizada	Urbanização de intensidade variável com núcleos populacionais e casas de moradia, com presença de vegetação esparsa.	
Área Agrícola	Áreas de produção agrícola, ocupadas sazonal ou permanentemente com culturas agrícolas anuais, semi-perenes ou perenes. Presença de hortaliças, inhame, jiló, quiabo, tomate, feijão e milho, mandioca, cana-de-açúcar e frutíferas como maracujá, banana, côco, goiaba e citros.	
Pastagem	Vegetação herbácea rasteira com diferentes tipos de manejo, incluindo áreas abandonadas, úmidas e degradadas. Algumas áreas de pastagem apresentam uso esporádico com agricultura.	
Solo Exposto	Áreas onde a cobertura vegetal foi removida, estando ocupadas por atividades como agricultura, mineração, reforma de pasto, corte e aterro, ou ainda, áreas sob processos erosivos.	
Vegetação	Área de vegetação em diversas fisionomias de paisagem, como mangue, campo de altitude e árvores com diferentes portes e densidades arbóreas.	

7.4 Apêndice D – Tabela de Geomorfologia

<p>Considerando a Geomorfologia enquanto elemento do estado do ambiente, cujas características como inclinação e geometria de vertentes exercem grande influência no processo de escoamento superficial e, portanto, na maior ou menor concentração e transporte de poluentes até os corpos hídricos, considere na escala de 0 a 10 o quanto cada Classe Geomorfológica contribui para o transporte de poluentes aos corpos hídricos de uma Bacia Hidrográfica.</p>		
Classe Geomorfológica	Descrição resumida	Grau de contribuição (0 a 10)
Alinhamentos isolados e 'Pães-de-açúcar'	Formas de relevo residuais, com vertentes retilíneas a côncavas e escarpadas e topos de cristas alinhadas, aguçados ou levemente arredondados, com sedimentação de colúvios e, subordinadamente, depósito de tálus, solos rasos e afloramentos de rocha, remanescentes do afogamento generalizado do relevo produzido pela sedimentação flúvio-marinha que caracteriza as baixadas litorâneas. Padrão de drenagem variável, de paralelo a dendrítico. Amplitude topográfica superior a 200m e gradientes médios a elevados.	
Colinas Isoladas	Formas de relevo residuais, com vertentes convexas e topos arredondados ou alongados, com sedimentação de colúvios, remanescentes do afogamento generalizado do relevo produzido pela sedimentação flúvio-marinha que caracteriza as baixadas litorâneas. Densidade de drenagem muito baixa com padrão dendrítico e drenagem imperfeita nos fundos de vales afogados. Amplitudes topográficas entre 100 e 200m e gradientes suaves a médios.	
Domínio Colinoso	Típica do domínio "mar de morros". Relevo de colinas pouco dissecadas, com vertentes convexo-côncavas e topos arredondadas ou alongados, com sedimentação de colúvios e alúvios. Ocorrência subordinada de morrotes alinhados e morros baixos. Densidade de drenagem média, padrão de drenagem variável, de dendrítico a treliça ou retangular. Amplitudes topográficas inferiores à 100m e gradientes suaves.	
Escarpas Serras degradadas e degraus de bordas de Planaltos	Relevo montanhoso, extremamente acidentado, transicional entre dois sistemas de relevo. Constituem-se em escarpas bastantes dissecadas por erosão fluvial e/ou abatimento tectônico. Vertentes predominantemente retilíneas a côncavas, com feições escarpadas, recuadas e suavizadas com topos arredondados. Alta a muito alta densidade de drenagem, com padrão variável de paralelo a dendrítico, ou treliça a retangular. Amplitudes topográficas inferiores a 500m e gradientes elevados, com ocorrência de colúvios e depósito de tálus, solos rasos e afloramentos de rocha.	

Escarpas Serranas	Relevo montanhoso, extremamente acidentado, transicionbal entre dois sistemas de relevo. Vertentes predominantemente retilíneas a côncavas, escarpadas e topos de cristas alinhadas, aguçados ou levemente arredondados. Alta a muito alta densidade de drenagem, com padrão variável de paralelo a dendrítico, ou treliça a retangular. Amplitudes topográficas superiores a 500m e gradientes elevados, com ocorrência de colúvios e depósito de tálus, solos rasos e afloramentos de rocha.	
Maciços Intrusivos Alcalinos	Relevos dômicos sustentados por Maciços Alcalinos, com vertentes predominantemente retilíneas a côncavas, escarpadas, com topos arredondados, por vezes, preservando uma borda circular (cratera vulcânica erodida. Densidade de drenagem alta com padrão radial ou anelar. Amplitudes topográficas superiores a 500m e gradientes elevados a muito elevados, com sedimentação de colúvios e depósitos de tálus e solos rasos.	
Morrotes e morros baixos isolados	Formas de relevo residuais, com vertentes convexas a retilíneas e topos aguçados ou arredondados, com sedimentação de colúvios, remanescentes do afogamento generalizado do rlevo produzido pela sedimentação flúvio-marinha que caracteriza as baixadas litorâneas. Densidade de drenagem muito baixa com padrão dendrítico e drenagem imperfeita nos fundos de vales afogados. Amplitudes topográficas entre 100 e 200m e gradientes suaves a médios.	
Planícies Aluviais	Planícies de Inundação, Terraços Fluviais e Leques Alúvio-Coluviais. Superfícies sub-horizontais, com gradientes extremamente suaves e convergentes em direção aos canais-tronco.	
Planícies Alúvio-Colúvio-Marinhas	Terrenos argilo-arenosos das baixadas. Superfícies sub-horizontais, com gradientes extremamente suaves e convergentes à linha de costa, de interface com os Sistemas Deposicionais Continentais (processos fluviais e de encosta) e Marinhos. Terrenos mau drenados com padrão de canais meandrante e divagante. Presença de superfícies de aplainamento e pequenas colinas ajustadas ao nível de base das baixadas.	
Planícies Flúvio-Marinhas	Terrenos argilosos orgânicos de fundo de bías ou enseadas ou Deltas dominados por maré. Superfícies planas, de interface com os Sistemas Deposicionais Continentais e Marinhos. Terrenos muito mau drenados com padrão de canais bastante meandranes e divagantes, sob influência de refluxo de marés.	
Tabuleiros	Formas de relevo suavemente dissecadas, com extensas superfícies de gradientes extremamente suave ou colinas tabulares, com topos planos e alongados e vertentes retilíneas nos vales encaixados em 'forma de U', resultantes da dissecação fluvial recente. Densidade de drenagem muito baixa com padrão de drenagem paralelo. Predomínio de amplitudes tipográficas interiores a 50m e gradientes muito suaves, com sedimentação de colúvios e alúvios.	

7.2 Apêndice E – Tabela de Sistemas Aquíferos

A hidrogeologia de uma região está extremamente associada ao maior transporte de água, pois dependendo de sua litologia, se aumenta a transmissibilidade de poluentes que poderiam contaminar águas subterrâneas, tornando-o mais ou menos propícia à contaminação. Dependendo da composição das rochas dos sistemas aquíferos, poderá haver a liberação de diferentes elementos que poderão atingir os corpos hídricos. Considere numa escala de 0 a 10 os sistemas aquíferos com maior ou menor vulnerabilidade à contaminação/poluição de suas águas.

Sistema aquífero	Tipo	Descrição resumida	Grau de vulnerabilidade (0 a 10)
Coberturas fluvio-marinhas e fluvio lagunares argilo-arenosas	Sistemas Aquíferos Sedimentares	Formada por sedimentos argilo-arenosos, restritos a ambientes de manguezais e de lagunas. Possuem águas salgadas a salobras, com altos teores de Ferro e cloretos de má qualidade e possuem permeabilidade baixíssima, não sendo adequados como fonte de água subterrânea. Composto por areias, razoavelmente selecionadas, com matriz siltica a argilosa e granulometria fina a grossa. Sistemas livres, de pequena espessura e normalmente salinizados, com aproveitamento restrito.	
Coberturas fluvio-marinhas e fluvio lagunares argilosas orgânicas	Aquitardo	Formada por sedimentos argilo-arenosos, ricos em matéria orgânica, restritos a ambientes de manguezais e de lagunas. Possuem águas salgadas a salobras, com altos teores de Ferro e cloretos de má qualidade e possuem permeabilidade baixíssima, não sendo adequados como fonte de água subterrânea. Granulometria fina a grossa. Sistemas livres, de pequena espessura e normalmente sinalizados, com aproveitamento restrito.	
Cristalino com favorabilidade muito baixa	Sistemas Aquíferos Cristalinos	Domínio montanhoso, escarpas serranas, maciços costeiros e maciços intrusivos alcalinos. As rochas cristalinas apresentam coberturas de solo pouco espessas, em terrenos de alta declividade, não sendo favoráveis ao acúmulo de água subterrânea. A boa produção de poços dependerá da existência de fraturas na rocha e da boa conexão das mesmas com a cobertura sobrejacente.	
Cristalino com favorabilidade baixa	Sistemas Aquíferos Cristalinos	Domínios geomorfológicos de relevo movimentado, com características similares aos sistemas cristalinos com favorabilidade muito baixa, com diferença no grau de favorabilidade à recarga.	

Cristalino com favorabilidade moderada	Sistemas Aquíferos Cristalinos	Pequenas elevações e morrotes sustentados por rochas cristalinas capeadas e/ou circundadas por depósitos coluvionares. Áreas de média a boa potencialidade aquífera, principalmente onde ocorrem concentrações de fraturas na rocha, pois o relevo menos íngreme permite o desenvolvimento de espessas cobertura residual, apresentando boa permeabilidade, sendo esta responsável pela recarga do aquífero fissural cristalino subjacente nas áreas de baixada. Nessa unidade é encontrado um grande número de nascentes nas vertentes e nos sopés das colinas, decorrentes do contato dos solos permeáveis com o maciço rochoso.	
Macacu	Sistemas Aquíferos Sedimentares	Sedimentos terciários da Formação Macacu e Caceribu. Na sua parte superior, a formação é composta por argilas arenosas, areias finas e siltes, fortemente intercalados e, em profundidade, por intercalações dessas camadas de granulometria mais fina com camadas arenosas e/ou conglomeráticas sobrepostas ao embasamento cristalino, constituindo-se em um sistema aquífero semiconfinado. Espessuras máximas vão além dos 200m, e água de boa qualidade, com STD<200ppm.	
Leques aluvionares detriticos	Sistemas Aquíferos Sedimentares	Correspondentes aos aluviões dos rios Macacu e Guapiaçu, ocorrendo no sopé das escarpas. Possuem composição principalmente de cascalho e areia média a grossa, devido regime de deposição de alta energia, causado pela mudança abrupta de declive entre serra e baixada. Por sua localização e granulometria, facilita a infiltração da água para o subsolo, têm grande importância nos processos de recarga dos aluviões à justante. Espessura em torno de 20 m, com água levemente ferruginosa.	
Planícies Aluviais arenosas	Sistemas Aquíferos Sedimentares	Em continuidade aos leques aluvionares localizados à montante, estendem-se pelas planícies de inundação com granulometria arenosa, à medida que se afastam das áreas serranas, tornam-se comuns as intercalações de materiais mais finos, com espessura em torno de 20m.	