



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA

**CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
CURSO DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL
CAMPUS II - CAMPINA GRANDE**

**MODELAGEM ESPACIAL DE PROCESSOS DECISÓRIOS EM GESTÃO
DE RECURSOS HÍDRICOS COM TRATAMENTO DE INCERTEZAS**

ANA CRISTINA SOUZA DA SILVA

CAMPINA GRANDE

SETEMBRO-2004

UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL
ÁREA DE ENGENHARIA DE RECURSOS HÍDRICOS

ANA CRISTINA SOUZA DA SILVA

**MODELAGEM ESPACIAL DE PROCESSOS DECISÓRIOS EM GESTÃO DE
RECURSOS HÍDRICOS COM TRATAMENTO DE INCERTEZAS**

Orientador: Carlos de Oliveira Galvão

Campina Grande - PB

Setembro 2004



S586m

Silva, Ana Cristina Souza da
Modelagem espacial de processos decisórios em
gestão de recursos hídricos com tratamento de
incertezas / Ana Cristina Souza da Silva . -
Campina Grande : UFCG, 2004 .
115 p. : il .
Inclui bibliografia
Dissertação (mestrado) UFCG / CCT

1 . Gestão de recursos hídricos 2 . Modelagem de
processos decisórios 3 . Tratamento de incertezas I .
Título

CDU : 556.013/18



Figura 3.1 – Localização da cidade de João Pessoa

O litoral de João Pessoa é extremamente recortado, formando enseadas protegidas por recifes e interrompido em alguns trechos pelos estuários dos rios e maceiós, onde ocorrem os mangues que estão sob permanente influência das marés, apresentando-se em alguns momentos como áreas emersas, na maré baixa, e em outros, submersas, na maré alta. O setor costeiro da capital Paraibana, é formado por duas unidades de relevo predominantes, os Baixos Planaltos Costeiros (tabuleiros costeiros) e a Planície Costeira (Nóbrega, 2002). Esta formação pode ser observada pela Figura 3.2.



Figura 3.2 – Modelo digital de Elevação da cidade de João Pessoa – PB (Rufino et al., 2002).

3.1.2. Hidrogeologia

Os terrenos sedimentares são o estofo do município, representados pelos sedimentos mesoceno-zóicos de Grupo Paraíba compostos das formações Beberibe e Gramame, pertencentes à bacia sedimentar costeira denominada Pernambuco-Paraíba, além de exposições terciárias, constituídas do Grupo Barreiras e Quaternárias, formadas por aluviões, dunas e sedimentos de praia, tais como recifes e mangues (Silva et al., 2002).

Como expressão hidrogeológica apresentam-se os sistemas aquíferos Beberibe e Barreiras, sendo o primeiro do tipo confinado e mais importante e o segundo um sistema livre presente na formação do mesmo nome (SUDENE, 1978). O Barreiras é um sistema livre de água doce superficial que tem profundidade que vai de um metro a algumas dezenas de metros de espessura. Nesta região costeira é comum a invasão da cunha de água salgada do oceano tornando a água salobra em determinados pontos (Nóbrega, 2002).

3.1.3. O Bairro do Bessa

A região de estudo é o Bairro do Bessa, que possui uma área de 6,4 km² e perímetro de 11,9 km. Sua extensão é de 4,5 Km na direção Norte-Sul, variando na direção Leste-Oeste próximo de 1,8 km. É limitada a Oeste pela BR-230, a Leste pelo Oceano Atlântico e a Norte com a foz do antigo curso do rio Jaguaribe (Figura 3.3).

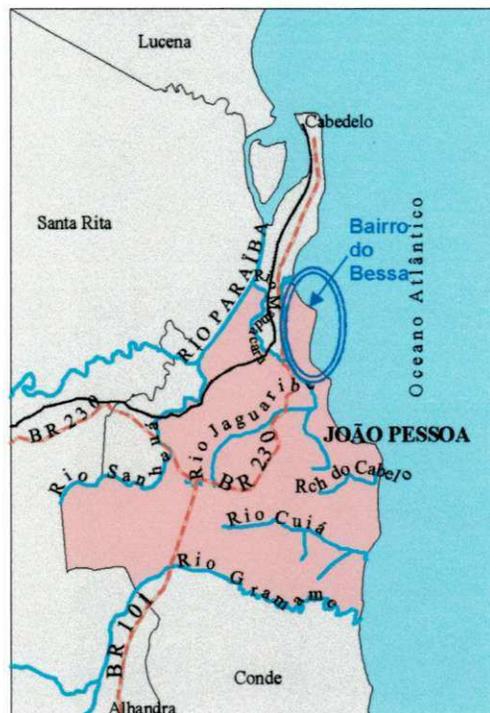


Figura 3.3 – Limite Municipal de João Pessoa, localização do bairro do Bessa (Rufino et al., 2002).

A área de estudo abrange três bairros: Aeroclub, Bessa e Jardim Oceania. Estes bairros eram antes um único bairro “o bairro do Bessa”, esta divisão foi oficializada recentemente pela prefeitura municipal. A área de estudo será apresentada, neste capítulo, como “o bairro do Bessa”, como é ainda popularmente conhecido.

3.1.4. Problemática da Região de Estudo

A região de estudo é um ambiente característico de planície costeira em processo de urbanização. No caso específico do Bairro do Bessa, há problemas recorrentes de alagamentos, relacionados à topografia, dificultando o escoamento de suas águas superficiais, às modificações artificiais da rede de drenagem superficial, que foram realizadas sem a observância das águas subterrâneas, à urbanização cada vez mais freqüente impermeabilizando muitas áreas, particularmente, ao alto nível do lençol subterrâneo em certas épocas do ano, que chegam a aflorar em algumas áreas em períodos chuvosos. O bairro é uma estreita faixa de terra limitada pelo mar, a leste, um rio, a oeste e um estuário e manguezal ao norte. A crescente urbanização provoca poluição dos rios e, conseqüentemente, do lençol subterrâneo e uma devastação de sua

região estuarina. A captação das águas subterrâneas por poços, que é descontrolada e crescente, pode gerar, no futuro, rebaixamento excessivo do lençol e intrusão salina.

Em períodos chuvosos, muitas áreas do bairro ficam completamente alagadas, através do afloramento da água subterrânea (Figura 3.4). A urbanização atual possui uma infra-estrutura falha e existe quase que completa destruição da região estuarina no bairro (Figura 3.5 e Figura 3.6).

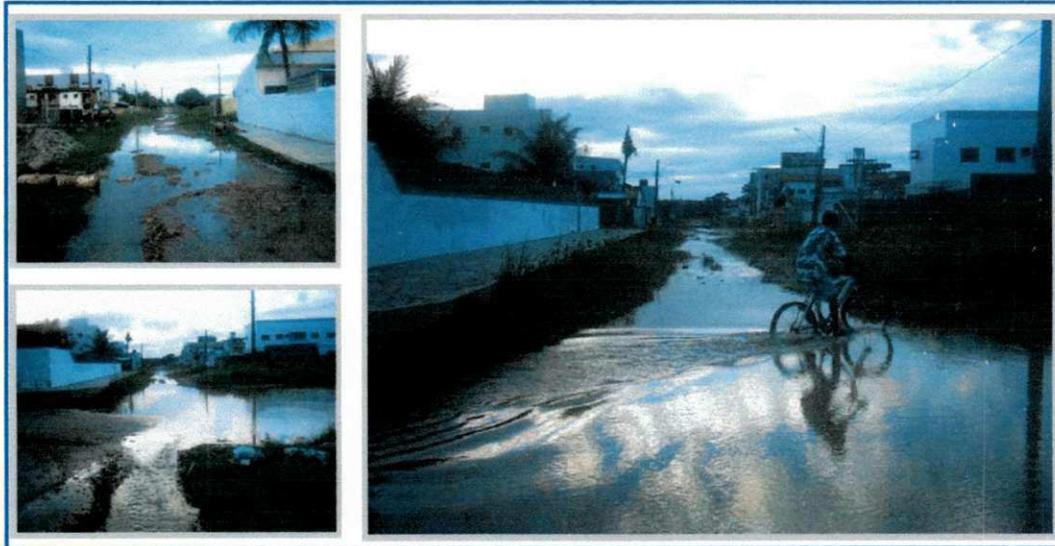


Figura 3.4 – Rua do bairro do Bessa, dois dias depois de chuva ocorrida em 17 de Junho de 2004.



Figura 3.5 – Alagamentos (19 de junho de 2004), localizados na Avenida Argemiro de Figueiredo do bairro do Bessa.

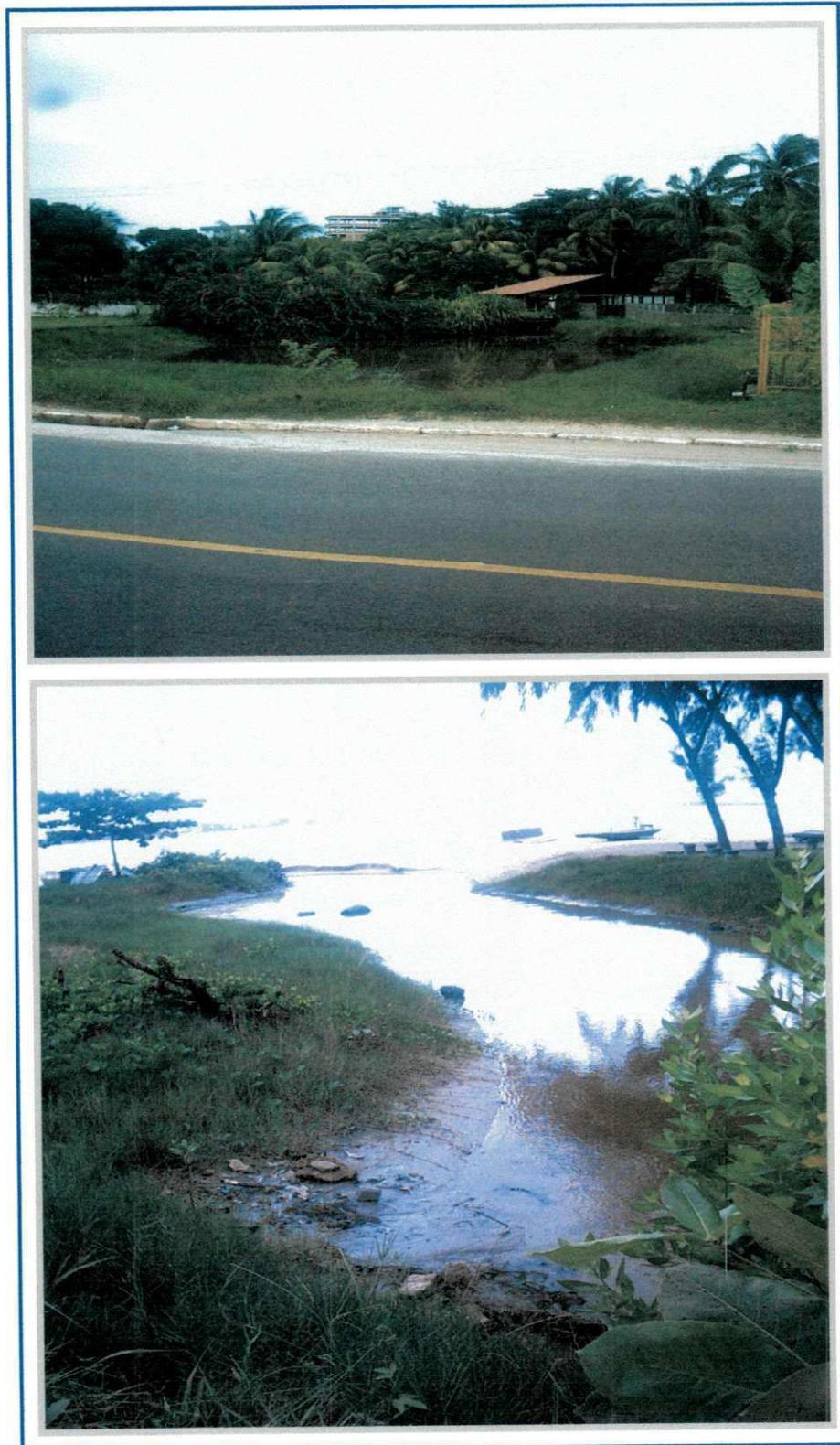


Figura 3.6 – Região estuarina (27 de junho de 2004). Estas duas áreas são entrecortadas pela Avenida Argemiro de Figueiredo localizada no bairro do Bessa.

**MODELAGEM ESPACIAL DE PROCESSOS DECISÓRIOS EM GESTÃO DE
RECURSOS HÍDRICOS COM TRATAMENTO DE INCERTEZAS**

ANA CRISTINA SOUZA DA SILVA

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO TÍTULO DE MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL, ÁREA DE ENGENHARIA DE RECURSOS HÍDRICOS.

DISSERTAÇÃO APROVADA POR:



Carlos de Oliveira Galvão
(Orientador)



Cleuda Custódio Freire
(Examinador Externo)



Rosires Catão Curi
(Examinador Interno)

Campina Grande – PB
Setembro / 2004

DEDICATÓRIA

À minha mãe Maria da Glória e à minha avó Irenita Ferreira, pelos exemplos de mulheres fortes e dedicadas, ao meu irmão José Veríssimo Filho e em memória de meu pai José Veríssimo. E a outros dos quais estive distante durante a preparação desta pesquisa.

AGRADECIMENTOS

A Carlos Galvão pela orientação e pelo exemplo de ética e perseverança profissional.

A Iana por todo apoio oferecido e tão fundamental à realização deste trabalho.

A Gerald por sua ajuda e dedicação incondicionais tão imprescindíveis.

Aos Professores da Universidade Federal da Paraíba Luizmar Pimenta, Tarciso Cabral, Laudelino Pedrosa e Heber Pimentel, pelo apoio inicial para a concretização de meu mestrado.

Aos amigos Diosthenes, Vant, Adrielli, Aure, Lavie, Luciana, Karina, Rosineti, Ismália, Alan, Alex e em especial a Martha Viviane pela força nos momentos difíceis desta jornada.

A Leandro César pelo apoio diante das diversas necessidades que apareceram no decorrer de minha carreira acadêmica.

A Josivan Marques pela sua contribuição para a realização deste trabalho.

Aos professores Patrocínio e Janiro pela cooperação e gentileza de disponibilidade.

Ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico), especialmente ao CTHIDRO - Fundo Setorial de Recursos Hídricos, pelo apoio financeiro fornecido ao longo de todo o curso de mestrado.

Aos colegas de laboratório de Hidráulica da UFCG/PB, especialmente a Renato Mahon e Alysso Guimarães, pela ajuda e amizade durante o curso e colaboração técnica a este trabalho, e principalmente pelos momentos de distração e lazer vividos ao longo desta caminhada.

Especialmente a minha mãe Maria da Glória e a Severino Rosa pelos pequenos e grandes auxílios nos momentos necessários.

E a minha avó Irenita por suas orações e por todo amor doado.

RESUMO

A modelagem de processos decisórios em gestão de recursos hídricos possui diversas incertezas devido à abordagem de integração, interdisciplinaridade, complexidade e à aleatoriedade natural dos processos da água. Os objetivos nesta pesquisa são a realização de uma modelagem espacial de processos decisórios em gestão de recursos hídricos considerando informações de diversas naturezas e o tratamento de incertezas desta modelagem. Escolheu-se como caso de estudo as áreas costeiras em processo de urbanização, por apresentarem grande complexidade na gestão de recursos hídricos. Os processos decisórios são implementados em um Sistema de Suporte à Decisão Espacial utilizando como ferramentas computacionais um Sistema de Informação Geográfica e um Modelo de Fluxo Subterrâneo. A metodologia para o tratamento de incertezas é obtida através de um arcabouço matemático híbrido: a Teoria dos Conjuntos Difusos e a Teoria das Probabilidades, com o método Monte Carlo associado a um método Geoestatístico. A Teoria dos Conjuntos Difusos é bastante propícia e de fácil implementação das informações subjetivas e do tratamento de suas incertezas. O método Monte Carlo é adequado para o tratamento das incertezas de informações estocásticas, processadas no Modelo de Fluxo Subterrâneo, o que, associado a um método Geoestatístico, representa as incertezas espaciais do parâmetro de calibração do modelo.

ABSTRACT

The decision making modeling in water resources management has several uncertainties related to requirements of multiple and integrated knowledge, complexity and the natural randomness of water management. The objectives in this research are the development of a spatial modeling of decision making processes in water resources management considering information of several types and to make the uncertainty treatment in this modeling. The chosen area in the research refers to a coastal area in urbanization stage. This area presents great complexity in its water resources management. The decision making processes are running in a Spatial Decision Support System using a Geographic Information System environment integrated to a Groundwater Flow Model. The methodology used in uncertainty treatment is obtained through a hybrid mathematical process: the Fuzzy Sets and the Probability Theory using Monte Carlo method associated to the Geostatistic method. The Fuzzy Sets is sufficient and favorable, easy to treat the subjectivity and uncertainty of data. The Monte Carlo method is suitable to uncertainty treatment of stochastic data processed in the Groundwater Flow Model. This proceeds associated to a Geostatistic method represents the spatial uncertainties of the parameter in the model calibration process.

ÍNDICE

RESUMO.....	6
ABSTRACT	7
LISTA DE FIGURAS E TABELAS.....	10
1. INTRODUÇÃO.....	12
1.1. APRESENTAÇÃO.....	12
1.2. OBJETIVOS.....	14
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA: DECISÃO E INCERTEZA EM RECURSOS HÍDRICOS.....	15
2.1. GESTÃO CONTEMPORÂNEA DE RECURSOS HÍDRICOS.....	15
2.2. DEFININDO E CONTEXTUALIZANDO INCERTEZA	16
2.3. AS INCERTEZAS EM GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS.....	18
2.4. INCERTEZAS E PROCESSOS DECISÓRIOS EM GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS	20
2.5. MODELOS E SISTEMAS DE SUPORTE À DECISÃO.....	22
2.5.1. Modelos.....	22
2.5.2. Sistemas de Suporte à Decisão.....	23
2.6. SISTEMA DE SUPORTE À DECISÃO ESPACIAL.....	24
2.7. MODELOS EM TÉCNICAS DE INFERÊNCIA GEOGRÁFICA.....	26
2.8. NATUREZA DA INFORMAÇÃO E NATUREZA DA INCERTEZA.....	27
2.9. ANÁLISE DE INCERTEZA EM SISTEMAS DECISÓRIOS ESPACIALIZADOS	30
2.9.1. Incertezas em análise espacial multicriterial.....	30
2.9.2. Metodologias para a Análise de Incertezas	31
2.9.3. Metodologias para o Tratamento das Incertezas	31
2.9.4. Técnicas de Propagação de Erros Espaciais.....	32
2.9.5. Propagação das Incertezas em Modelos Espaciais.....	33
2.10. CRITÉRIOS NA ESCOLHA DE MÉTODOS PARA O TRATAMENTO DAS INCERTEZAS	33
2.11. GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS EM ZONAS COSTEIRAS	34
2.12. ÁGUAS SUBTERRÂNEAS E CIDADES	37
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	39
3.1. CASO DE ESTUDO.....	39
3.1.1. Localização e características físicas.....	39
3.1.2. Hidrogeologia	41
3.1.3. O Bairro do Bessa.....	41
3.1.4. Problemática da Região de Estudo.....	42
3.1.5. Aquífero Freático e Drenagem Superficial	45
3.2. O PROCESSO DECISÓRIO A SER MODELADO.....	45
3.3. MODELAGEM DO PROCESSO DECISÓRIO	47
3.4. IMPLEMENTAÇÃO COMPUTACIONAL DA MODELAGEM DO PROCESSO DECISÓRIO	51
3.4.1. Teoria dos Conjuntos Difusos	52

3.4.1.1.	Conceito de Conjuntos Difusos	52
3.4.1.2.	Ilustração Prática de Conjuntos Difusos.....	54
3.4.2.	Representação do Conhecimento através de Conjuntos Difusos	55
3.4.3.	Implementação dos Conjuntos Difusos no SIG	57
3.4.4.	Operação dos Conjuntos Difusos no SIG.....	59
3.5.	MODELAGEM DAS ETAPAS DO PROCESSO DECISÓRIO.....	62
3.5.1.	Avaliação das Áreas Prioritárias.....	62
3.5.2.	Avaliação das Áreas com Possibilidade de Contaminação da Água	64
3.5.3.	Avaliação da restrição ambiental	65
3.5.4.	Avaliação da Meta da Vazão.....	65
3.5.5.	Tomada de Decisão.....	65
3.5.6.	Avaliação das Incertezas Restantes na Tomada de Decisão	67
3.6.	IMPLEMENTAÇÃO DA MODELAGEM AO CASO DE ESTUDO	69
3.6.1.	Composição dos Dados.....	69
3.6.2.	Aquisição dos dados.....	69
3.6.3.	Modelagem em SIG	72
3.6.3.1.	Ferramenta Computacional Utilizada.....	72
3.6.3.2.	Procedimentos Metodológicos na Implementação dos Dados	72
3.6.3.3.	Representação do Conhecimento através dos Conjuntos Difusos.....	73
3.6.3.4.	Implementação das Funções de Pertinência e suas Operações na Modelagem.....	74
3.6.4.	Modelagem de Fluxo Subterrâneo	78
3.6.4.1.	Agregação das informações provenientes do SIG	78
3.6.4.2.	Modelo de Fluxo Subterrâneo	79
3.6.5.	Avaliação das Incertezas Restantes na Tomada de Decisão.....	80
3.6.5.1.	A implementação do Método Monte Carlo no Modelo de Fluxo Subterrâneo.....	81
3.6.5.2.	Avaliação da Incerteza Restante na Tomada da decisão	82
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	84
4.1.	PRIORIDADE DAS ÁREAS A PARTIR DA OPINIÃO DA POPULAÇÃO (OP).....	84
4.2.	PRIORIDADE DAS ÁREAS A PARTIR DOS EQUIPAMENTOS URBANOS (EU)	85
4.3.	RESULTADO FINAL DA PRIORIDADE DAS ÁREAS (PA)	85
4.4.	ÁREAS COM POSSIBILIDADE DE CONTAMINAÇÃO	90
4.5.	AVALIAÇÃO DA RESTRIÇÃO AMBIENTAL.....	92
4.6.	RESULTADO DA AGREGAÇÃO DAS INFORMAÇÕES VINDAS DO SIG	98
4.7.	RESULTADO DA TOMADA DE DECISÃO CONSIDERANDO AS INCERTEZAS PROPAGADAS NA AVALIAÇÃO DOS CRITÉRIOS	98
4.8.	REBAIXAMENTO DO LENÇOL FREÁTICO E INCERTEZAS RESTANTES NA TOMADA DE DECISÃO 101	
4.9.	DISCUSSÃO GERAL	108
5.	CONCLUSÕES	109
5.1.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	109
6.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	111

Lista de Figuras e Tabelas

Figura 2.1 - Cursos da incerteza (simplificação do esquema apresentado por Simonovic, 1997)	19
Figura 2.2 - Três fases para o processo de tomada de decisão (Malczewski, 1999).	24
Figura 2.3 – Estrutura de um SIG (Malczewski, 1999).	25
Figura 2.4 – Operações pontuais (célula a célula para cada posição u), adaptado de Heuvelink (1998).	33
Figura 3.1 – Localização da cidade de João Pessoa	40
Figura 3.2 – Modelo digital de Elevação da cidade de João Pessoa – PB (Rufino et al., 2002).	40
Figura 3.3 – Limite Municipal de João Pessoa, localização do bairro do Bessa (Rufino et al., 2002).	42
Figura 3.4 – Rua do bairro do Bessa, dois dias depois de chuva ocorrida em 17 de Junho de 2004.	43
Figura 3.5 – Alagamentos (19 de junho de 2004), localizados na Avenida Argemiro de Figueiredo do bairro do Bessa.	43
Figura 3.6 – Região estuarina (27 de junho de 2004). Estas duas áreas são entrecortadas pela Avenida Argemiro de Figueiredo localizada no bairro do Bessa.	44
Figura 3.7 - Exemplo de fontes de contaminação de água subterrânea (Canter, 1995).	49
Figura 3.8 – Ilustração de um exemplo prático, adaptada de Aguiar e Oliveira Jr. (1999).	54
Figura 3.9 – Função de conjuntos difusos para um exemplo cotidiano.	55
Figura 3.10 – Variável lingüística em conjuntos difusos.	56
Figura 3.11 – Variável lingüística em conjuntos difusos	56
Figura 3.12 - Função matemática da pertinência das categorias ALTA, MÉDIA e BAIXA, dependentes da variável X.	58
Figura 3.13 - Associação das pertinências nos planos de informação para cada categoria.	58
Figura 3.14 - Exemplo de como são operados os PI para cada categoria lingüística	59
Figura 3.15 - Operação local pontual realizada em SIG.	61
Figura 3.16 - Exemplo da transformação dos dados em planos de informação.	62
Figura 3.17 – Exemplo da operação entre os planos de informação para cada categoria separadamente.	63
Figura 3.18 – Exemplo da operação final para a determinação das áreas prioritárias.	64
Figura 3.19 – Função de distância aos equipamentos urbanos.	74
Figura 3.20 – Função de distância aos equipamentos urbanos para cada categoria separadamente.	75
Figura 3.21 – Função de distância às fontes de contaminação	76
Figura 3.22 – Função de distância às fontes de contaminação para cada categoria separadamente.	77
Figura 4.1 – Resultado da prioridade da área para as categorias alta, média e baixa respectivamente a partir da opinião da população.	87
Figura 4.2 – Resultado da prioridade da área para as categorias alta, média e baixa respectivamente a partir dos equipamentos urbanos.	88
Figura 4.3 – Resultado final da prioridade da área para as categorias alta, média e baixa respectivamente a partir da opinião da população e dos equipamentos urbanos.	89
Figura 4.4 – Resultado das áreas com possibilidade de contaminação para as categorias alta, media e baixa respectivamente por de postos de gasolina.	93
Figura 4.5 – Resultado das áreas com possibilidade de contaminação para as categorias alta, media e baixa respectivamente por intrusão salina.	94
Figura 4.6 – Resultado da área possibilidade de contaminação para as categorias alta, media e baixa respectivamente por água superficial.	95
Figura 4.7 – Resultado final das áreas com possibilidade de contaminação para as categorias alta, media e baixa.	96
Figura 4.8 – Resultado final da restrição ambiental, áreas de preservação do meio ambiente, para as categorias alta, media e baixa.	97

Figura 4.9 – Overlay das Informações originadas do SIG.....	99
Figura 4.10 – Resultado final da tomada de decisão, número, localização e vazão dos poços, associado com rebaixamento e fluxo do lençol freático respectivamente.....	100
Figura 4.11 – Nível do lençol com a tomada de decisão, média do nível do lençol com a aplicação do Monte Carlo, e diferenças (desvios) entre o nível e a média do nível respectivamente (m).....	104
Figura 4.12 – Desvio padrão do nível do lençol freático (m) com a tomada de decisão, e rebaixamento do nível do lençol freático (m) com a tomada de decisão, respectivamente.....	105
Figura 4.13 – Desvio padrão e prioridade das áreas de categoria ALTA em overlay.	106
Tabela 3.1 – Normas-T e Normas-S para dois conjuntos \tilde{A} e \tilde{B} (Cox, 1994).....	60

1. INTRODUÇÃO

1.1. Apresentação

“A revolução contemporânea é a da incerteza”

-Baudrillard-

A sociedade está em um processo contínuo de transformações, com constantes mudanças nos campos políticos, sociais, ambientais, econômicos, como também no próprio sentimento humano, colocando o mundo num processo de instabilidades crescentes e fazendo as pessoas se confrontarem inevitavelmente com a incerteza. Porém, mesmo envolvidas nesse novo processo, aparentemente ainda não se dão conta de que “a principal questão inquietante de hoje: (é) estar vivo num mundo que decreta nossa falência cotidianamente através da obsolescência de tudo” (Siqueira, s.d.a).

Muitas vezes, os crescimentos populacional, tecnológico e industrial acelerados aumentam a complexidade do meio urbano e alteram significativamente o meio ambiente, ocasionando problemas sociais e ambientais que não possuem fáceis resoluções como também não são de simples entendimento.

A busca por processos sustentáveis é cada vez maior, com a procura de novas visões holísticas e interligadas do conhecimento e das ações humanas e suas conseqüências. É preciso reconhecer a necessidade de um novo avanço científico, de conceitos e visões, a fim de incorporar processos sustentáveis. Segundo Siqueira (s.d.a), “as possibilidades para o entendimento deste mundo, e a busca de soluções, implicam em mudanças em nossos instrumentos conceituais, ou seja, do paradigma da

simplicidade (mecânico, reducionista e linear), para o paradigma da complexidade (dinâmico, aberto e interdisciplinar)...”.

A água está ligada intrinsecamente a praticamente todas as atividades humanas e é a origem das necessidades básicas do ser humano, sendo ela uma fonte essencial à continuidade da existência do meio ambiente e meio urbano. É também fonte de geração de diversos conflitos de interesse e, atualmente, cada vez mais é reconhecido o seu valor como um bem que precisa ser gerenciado, para a continuidade da vida e bem estar social.

O contexto atual em que está inserida a gestão de recursos hídricos encontra-se diferente de algum tempo não muito remoto, quando o objetivo principal da gestão era apenas satisfazer a demanda hídrica. Atualmente pretende atender a múltiplos objetivos, pois apenas desta maneira pode existir um desenvolvimento sustentável, e que incorpore os diversos conflitos existentes em um bom planejamento, direcionando para uma visão holística de gestão com a inter-relação presente com os aspectos sociais, ambientais, econômicos, culturais e políticos.

Esta complexidade faz com que o novo processo de gestão demande interdisciplinaridade. Existem multidisciplinaridades advindas da interdependência entre a quantidade e a qualidade da água, da relação da água superficial e água subterrânea, que são consideradas “indivisíveis”, água e meio urbano, água e preservação do meio ambiente e muitas outras.

Os processos decisórios em gestão de recursos hídricos são geralmente compostos pela participação da população e pelo uso de legislações que abrangem diversos campos de conhecimento, como também pelo conhecimento de especialistas em recursos hídricos. Estes processos estão sendo modelados e implementados computacionalmente em sistemas de suporte à decisão, que envolvem várias ferramentas metodológicas e computacionais para apoio ao gerenciamento de informações e conhecimentos.

Esta modelagem é dependente de variáveis de diversas tipologias e originárias de distintas fontes, com valores subjetivos ou numéricos, de diversas ordens de magnitude, precisão e incerteza associada, às vezes nem mesmo disponíveis (Goodman e Nguyen, 1985; Morgan e Henrion, 1990).

Estas características dos processos decisórios implicam inevitavelmente em alto nível de incerteza, de grande dificuldade de ser conhecida e representada. O entendimento da incerteza é essencial no gerenciamento de recursos hídricos e na implementação de seus processos decisórios, para que se possa preencher a lacuna entre boas decisões e bons resultados e reduzir a tensão existente entre análise e ação. É necessária a busca de soluções para este problema, de modo que procedimentos robustos e eficientes de modelagem de incertezas sejam incorporados aos sistemas de suporte à decisão.

Dentro deste contexto, esta pesquisa enfoca especificamente a modelagem de processos decisórios, multi-fontes, em contexto espacial, considerando as incertezas associadas.

Escolheu-se como caso de estudo as áreas costeiras em processo de urbanização, por apresentarem grande complexidade na gestão de recursos hídricos, inseridas no contexto de gestão mais ampla das cidades.

1.2. Objetivos

“Operam simultaneamente, nas sociedades humanas, forças que atuam em direções opostas, umas tendendo para a manutenção e mesmo para a acentuação dos particularismos, outras agindo no sentido da convergência e da afinidade”.

-Claude Lévi Strauss-

Almeja-se atingir os seguintes objetivos nesta pesquisa:

- modelar um processo decisório em gestão de recursos hídricos em um ambiente urbano costeiro, considerando, além das informações usuais em hidrologia, informações subjetivas, obtidas através da opinião da população, e, na ausência de dados, informações compostas por conhecimento de especialistas em recursos hídricos;
- propor uma modelagem de incertezas envolvidas neste processo decisório, em um arcabouço matemático-computacional que possa ser utilizado em sistemas de suporte à gestão de recursos hídricos.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA:

Decisão e Incerteza em Recursos Hídricos

2.1. Gestão Contemporânea de Recursos Hídricos

“O mundo aparece assim como um complicado tecido de eventos, no qual conexões de diferentes tipos se alternam, se sobrepõem ou se combinam e, por meio disso, determinam a textura do todo”.

-Werner Heisenberg-

O crescente aumento da demanda de água e a multiplicidade de seus usos têm gerado, em todos os lugares, crises de escassez, conflitos de interesse, concorrência institucional, perturbações sociais e até impedimento ao desenvolvimento econômico e à preservação ambiental (Vieira,2001).

Novas práticas de gestão são necessárias, através de estabelecimento de medidas para a proteção e conservação das águas. Conforme consenso em encontros internacionais essas medidas devem considerar: 1) uma visão abrangente de planejamento e gerenciamento que leve em conta os aspectos físicos, econômicos, sociais e ambientais; 2) participação da sociedade nos processos de decisão e operação; 3) descentralização das decisões para os níveis mais baixos possíveis; 4) acréscimo de confiança nas técnicas de gestão de demanda e 5) proteção da qualidade das águas e dos ecossistemas aquáticos (Campos, 2001).

Deve-se ter uma percepção da água como parte integrante do ecossistema, um recurso natural e bem econômico e social cujas quantidade e qualidade determinam a natureza de sua utilização; e promover uma abordagem dinâmica, interativa, iterativa e

multissetorial do manejo dos recursos hídricos, incluindo a identificação e proteção de fontes potenciais de abastecimento de água doce (Agenda 21, cap. 18.8; 18.9a).

São diversos os arcabouços existentes para auxiliar no processo de desenvolvimento da gestão. Nestes processos deve-se atender à legislação vigente com a aplicação dos diversos instrumentos, através das instituições que planejam e realizam gestão, dos processos científicos necessários para estudos e análises, de apoio técnico, de uma constante coleta de dados de boa qualidade, de sistemas de informações eficientes e dos diversos modelos e sistemas de suporte à decisão (Campos, 2001a; Campos, 2001b).

Além das questões, legal, institucional, política, científica, técnica, existe naturalmente a dificuldade de entender e representar os diversos processos naturais que estão ligados à água, onde há “a multidisciplinaridade natural de assuntos e complicados processos físicos envolvidos” (Wong e Yeh, 2002), podendo acrescentar também a sua aleatoriedade.

Visualizando a complexidade da gestão de recursos hídricos, percebe-se a possibilidade da existência de diversas incertezas associadas, não apenas pela complexidade de seus processos, mas também pelas simplificações existentes para realizá-lo. Segundo Simonovic (1997), “expandir limites espaciais, prolongar uma escala de tempo, abrangentes análises multi-objetivos, e outras questões relacionadas para a sustentabilidade coloca imensa demanda sobre a ciência. Um número de questões levantadas pela perspectiva de sustentabilidade revela maiores deficiências no conhecimento do comportamento de um amplo alcance de sistemas naturais e humanos sob consideração. Reconhecendo que muitas destas deficiências não podem ser eliminadas imediatamente faz evidente que risco e incertezas são conceitos inerentes relacionados para a sustentabilidade”. E que a perspectiva de sustentabilidade é a melhor solução de gestão para a nossa sociedade contemporânea.

2.2. Definindo e Contextualizando Incerteza

“Navegar é preciso viver não é preciso”

Podem-se encontrar diversas definições e sinônimos de incerteza em várias fontes tais como, falta de certeza, vago, ambíguo, hesitação, estado de coisa incerta,

estado que não é seguro, dúvida, suspeita, desconfiança, risco, irresolução, indefinido, variável (não constante), indeterminado, problemático, questionável, cepticismo e outras.

Como senso comum é sabido que a vida é cheia de incertezas, onde uma frase poética antiga traduz isso, “navegar é preciso viver não é preciso”, mas no decorrer da vida aprende-se inconscientemente a lidar com as incertezas, e viver em sua presença confortavelmente, fazer escolhas e tomar decisões.

Porém, não apenas a vida privada é cheia de incertezas, elas se expandem por todos os aspectos existentes e que são realizados na sociedade, como análises políticas, pesquisas científicas, tomadas de decisões que influenciam nos âmbitos públicos e muitos outros aspectos. Observando mais diretamente pode-se concluir que a própria ciência e sua aplicação perante a sociedade também é cheia de incertezas. Mas o tratamento destas incertezas não deve ser realizado em analogia ao tratamento que se dá na vida privada, onde neste caso a ignorância da incerteza pode incorrer em grandes insatisfações e conseqüências danosas. Rapidamente é esclarecido porque a matéria da incerteza é realmente importante. Nos campos científicos e políticos existe uma grande lacuna entre análise e ação. Desconsiderar as incertezas na análise pode resultar em não atingir os objetivos propostos quando a ação da decisão é posta em prática. Mas, ao se analisar as incertezas é possível antecipar o inesperado, identificar fatores mais ou menos importantes, equilibrar e esclarecer as divergências de opiniões, e também ampliar o conhecimento sobre as questões que estão sendo tratadas, contribuindo para um melhor planejamento (Morgan e Henrion, 1990).

Durante bastante tempo, o tratamento da incerteza foi desconsiderado no meio científico e político, porém atualmente a sua importância tem sido aceita e considerada. Diante deste novo fato não são sofridos grandes danos, pois, aceitar que não vai haver certezas, que se vive na e com a contingência, não representa uma perda, pois as promessas de certeza eram desde o início irrealizáveis, mas sim um enorme ganho visto que como tudo é incerto, as possibilidades para geração “do novo” são ampliadas/abertas, podendo-se reavivar constantemente a imaginação; a certeza pode ser engeguecedora (Siqueira, s.d.b).

2.3. As Incertezas em Gestão de Recursos Hídricos

Em recursos hídricos, a aleatoriedade dos eventos hidrológicos, a utilização de modelos imprecisos, as suposições simplificadoras, a relatividade dos princípios admitidos, a intensa ligação com componentes ambientais e sócio-econômicos extremamente variados, fazem com que a gestão hídrica, em todas as suas funções, atividades e instrumentos, possua uma extensa possibilidade de incertezas, tanto endógenas quanto exógenas aos sistemas hídricos de que se ocupa (Vieira, 2001).

Existem diversas classificações para as incertezas em gestão de recursos hídricos, a seguir apresentadas.

Kundzewick (1995) apresenta uma ampla visão, onde as incertezas podem provir de incerteza no conhecimento do ambiente externo, como futuras mudanças no ambiente; incerteza quanto a intenções futuras nos campos de escolhas; incerteza nos apropriados valores de opinião sobre os resultados.

Tomando como um exemplo a demanda de água, têm-se fatores como crescimento populacional, econômico, tecnológico, social, político e regional, onde cada fator possui uma incerteza independente, onde a junção das incertezas gera a incerteza total no processo.

Simonovic (1997) realiza uma descrição detalhada das formas de incertezas, dividindo-as em incertezas causadas por variabilidade estocástica intrínseca e incerteza devido à carência de conhecimento, sendo a primeira forma classificada como variabilidade e a segunda como uma incerteza. Os três maiores cursos de variabilidade são temporal, espacial e heterogeneidade individual onde a variabilidade resulta das flutuações inerentes na quantidade de interesse. No gerenciamento de recursos hídricos, variabilidade é associada com variação espacial e temporal de variáveis hidrológicas (precipitação, fluxo de rio, qualidade de água, etc.). As incertezas devido à falta de conhecimento ocorrem quando valores de interesse não podem ser expressos com total certeza, por causa de uma limitação do conhecimento. Os principais cursos da incerteza devido à carência de conhecimento são as incertezas do modelo, incertezas do parâmetro, incertezas da decisão. As incertezas do modelo ocorrem porque os modelos são uma representação simplificada do mundo real que podem desconsiderar importantes características do processo estudado; as incertezas dos parâmetros ocorrem

porque nenhuma medição hidrológica pode ser completamente exata; e a incerteza na decisão existe quando há controvérsias em como comparar e observar objetivos sociais. Uma simplificação desta descrição é apresentada na Figura 2.1.

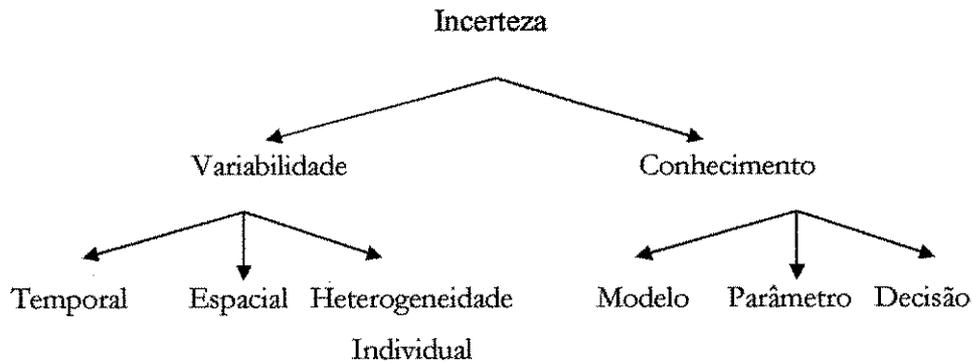


Figura 2.1 - Cursos da incerteza (simplificação do esquema apresentado por Simonovic, 1997)

Klir (1989) considerou incerteza e complexidade, onde ao se reduzir a complexidade a incerteza aumenta, sendo a incerteza reduzida com a ação de adquirir mais informações, através de observações, realização de experimentos e outros.

Morgan e Henhion (1990) apresentam diversas classificações, dentre algumas delas as incertezas podem provir de quantidades técnicas, científicas, econômicas e políticas (como um exemplo o valor da inflação do próximo ano); incerteza sobre a forma de funções utilizadas em modelos técnicos, científicos, econômicos e políticos; e incertezas sobre as discordâncias de especialistas entre o valor de quantidades e a forma de uma função de um modelo. Como também as incertezas podem provir de variação estatística devido a erros aleatórios nas imperfeições intrínsecas em uma medida; por procedimentos realizados com erros sistemáticos, devido a instrumentos ou julgamentos subjetivos que associem tendências ao sistema; a imprecisão lingüística, que pode causar confusões na compreensão de valores ou de certos eventos; a variabilidade natural no tempo ou no espaço de eventos e quantidades; a falta de previsão e a randomicidade presentes em alguns fenômenos e eventos; a discordância de opiniões entre cientistas, técnicos e analistas, induzindo a uma falta de consenso sobre algumas decisões; e finalmente devido ao modelo ser uma simplificação do mundo real.

Plate e Duckstein (1987) identificam grupos de incertezas no dimensionamento hidráulico, distinguindo as incertezas em incertezas hidrológicas, incertezas na

amostragem, na função de densidade de probabilidade escolhida. Classificando também as incertezas hidráulicas, as incertezas das equações empíricas e dos modelos físicos, e as incertezas estruturais relacionadas com o material utilizado, a estrutura do projeto e outros.

Observa-se que é possível encontrar diversos tipos de incerteza, em todo encadeamento de atividades que são desenvolvidas até se chegar na atividade final de gestão. Logo, para uma gestão que considere incertezas é necessário que as atividades intrínsecas e independentes em recursos hídricos também considerem as incertezas.

Existem novos esforços para reduzir as incertezas em ciências hidrológicas como o PUB (Prediction in Ungauged Basis), que a IAHS tem concebido, iniciado e está implementando com este foco para a presente década. O objetivo do PUB é desenvolver as ciências hidrológicas de maneira que variáveis hidrológicas em bacias sem dados medidos possam ser previstas usando as informações de algumas bacias com dados, com o objetivo de reduzir as incertezas associadas a tais previsões (IAHS, 2003).

A IAHS estará promovendo em 2005 uma Assembléia Científica, cuja temática é “Água doce: Sustentabilidade em incerteza”. Os dois tópicos principais são sustentabilidade e incerteza. Existe um objetivo comum de avançar em ciências hidrológicas, advertindo a aversão natural por incerteza e o desejo de sustentabilidade e que não é possível fugir de riscos e mudanças, sendo necessário aumentar o entendimento sobre ambas e refinar a habilidade para transmitir este entendimento, para a possibilidade de gestão em um mundo de recurso limitado de água doce.

2.4. Incertezas e Processos Decisórios em Gestão de Recursos Hídricos

A tomada de decisão em sistemas de Recursos Hídricos deve atender aspectos hidrológicos, ambientais, econômicos, políticos e sociais, variáveis no tempo e associados a incertezas de complicadas quantificações (Porto e Azevedo, 1997).

O gerenciamento de recursos hídricos, para atender a múltiplas finalidades, comumente relaciona interesses que provocam disputas. O gerenciamento dos conflitos assim gerados está associado às incertezas no suprimento, na demanda, nas mudanças provenientes das restrições institucionais e legais e a outros fatores inerentes ao ambiente gerencial (Souza Filho e Gouveia, 2001).

No manejo integrado dos recursos hídricos é recomendado para a implementação de ferramentas de suporte à decisão o desenvolvimento de bancos de dados interativos, métodos de previsão e modelos de planejamento econômico adequados à tarefa de gerenciar recursos hídricos de uma forma eficiente e sustentável. Isto exige a aplicação de técnicas novas tais como sistemas de informação geográfica e sistemas especialistas para reunir, assimilar, analisar e exibir informações multissetoriais e otimizar a tomada de decisões (Agenda 21 , 18.14).

O desenvolvimento de novas fontes e alternativas de abastecimento de água e tecnologias hídricas de baixo custo exigirá pesquisa aplicada inovadora. Este processo envolve a transferência, adaptação e difusão de técnicas e tecnologias inovadoras entre os países em desenvolvimento, como também o desenvolvimento da capacidade endógena, para que sejam capazes de enfrentar o desafio de integrar os aspectos técnicos, econômicos, sociais e ambientais do manejo de recursos hídricos e de antecipar os efeitos em termos de impacto humano (Agenda 21 , 18.14).

Os processos decisórios em gestão de recursos hídricos envolvem informações e variáveis provenientes de várias áreas do conhecimento, desde hidrologia e engenharia a políticas públicas, econômicas e sociais. Algumas destas informações são expressas diretamente com medidas da incerteza associada, como, por exemplo, na forma de uma distribuição de probabilidade. Outras destas informações possuem uma faixa possível de variabilidade, em torno do valor estimado. Outras, ainda, não são expressas numericamente, mas em forma lingüística. Por fim, certas informações relevantes para a tomada de decisão simplesmente não estão disponíveis e a ação de gestão é decidida sem sua consideração. A própria ação de gestão, em geral um valor numérico, ou uma quantidade expressa em forma lingüística, deve ser formulada com uma medida de incerteza a ela associada. Entretanto, há dificuldades metodológicas para a caracterização, análise, propagação e estimativa das incertezas em todas as variáveis e processos envolvidos na tomada de decisão, o que têm impedido a consolidação destes procedimentos na gestão de recursos hídricos. As principais razões para isto é que o arcabouço de modelagem da incerteza deve manipular variáveis de diversas tipologias e originárias de distintas fontes, com valores de diversas ordens de magnitude, precisão e incerteza associada (Goodman e Nguyen, 1985; Morgan e Henrion, 1990).

Atualmente, estes processos decisórios vêm sendo modelados e implementados computacionalmente em sistemas de apoio à gestão de recursos hídricos, que envolvem ferramentas como sistemas de informação geográfica, métodos de análise e decisão multicritério, métodos de otimização, entre outros (Porto e Azevedo, 1997; Prusky et al., 2001). Apesar dos avanços na identificação e coleta de informações necessárias à gestão, na sua representação nestes sistemas computacionais e na sua própria modelagem enquanto processo decisório, as dificuldades metodológicas na quantificação e representação das incertezas associadas às variáveis individualmente, a sua propagação ao longo do processo decisório e a sua estimativa para as variáveis finais do processo, as mantêm ausentes dos sistemas de apoio à gestão (Kaden, 1993).

A ampla disseminação dos sistemas de apoio à gestão tem pressionado a pesquisa na área à busca de soluções para os problemas, de modo que procedimentos robustos e eficientes de modelagem de incertezas sejam rapidamente a eles incorporados. Na literatura científica recente são mais freqüentes as tentativas de modelagem da incerteza. Entretanto, lacunas ainda persistem nessas soluções e mais esforços de investigação são necessários, principalmente na avaliação das incertezas em processos de gestão, em contraposição à avaliação das incertezas em modelagem hidrológica (Corwin et al., 1999; Tyagi e Haan, 2001; Wong e Yeh, 2002).

A pesquisa sobre incerteza em teses de doutorado começou a se disseminar, sobre incerteza em hidrologia, e incerteza em modelagem ambiental em sistemas de informação geográfica (Sturdart, 2000; Filgueiras, 1999).

É necessário um avanço em pesquisa para a composição de um conhecimento básico de incerteza em processos decisórios em gestão de recursos hídricos, utilizando o contexto geral em que as incertezas podem existir.

2.5. Modelos e Sistemas de Suporte à Decisão

2.5.1. Modelos

Um modelo pode ser uma teoria, uma lei, uma hipótese ou uma idéia estruturada, uma equação, uma função, uma relação ou síntese de dados, e ainda pode incluir argumentos sobre o “Mundo Real” por meio de representações no espaço (para gerar modelos espaciais) ou no tempo (modelos temporais) e até a combinação dos dois

(modelos espacial-temporais). Quando o sistema do mundo real é compreendido e seu comportamento é previsto, adquire-se informação complementar para controlar o sistema. Assim os modelos podem ser utilizados para identificar os elementos mais sensíveis que influenciam o comportamento dos sistemas. Alterando estes elementos pode-se conduzir o sistema para um comportamento aspirado (Mendes e Cirilo, 2001).

Os modelos são partes essenciais de sistemas de suporte à decisão (SSD). Apesar da base de informações ser o núcleo de um SSD, é o uso de modelos que diferencia um sistema de suporte a decisões de um banco de dados. Exemplo sobre o porquê da utilização de modelos são descritos a seguir (Porto e Azevedo, 1997):

- 1) a análise do sistema real (quando possível) é muito mais cara do que a análise através do uso de modelos.
- 2) o custo de cometer erros realizando experiências com o sistema real é muito maior do que o custo da exploração intensa do modelo.
- 3) Modelos são instrumentos de exercício uma vez que processos de experimento e erro podem ser explorados “gratuitamente” e contribuem para melhor compreensão do sistema como também incitam a percepção de idéias e linhas de ação novas.
- 4) Modelos permitem flexibilidade às análises porque:
 - a) “reduzem” o tempo de análise porque permitem que vários anos possam ser estudados em tempos muito curtos.
 - b) diversas possibilidades podem ser analisadas, algumas vezes mediante simples alterações de parâmetros.

Aqueles autores advertem que modelos são simplificações do sistema real e, se as simplificações são levadas a níveis inadequados, a sua utilização pode ser comprometida para os fins pretendidos.

2.5.2. Sistemas de Suporte à Decisão

Interessa aos Sistemas de Suporte à Decisão entender como o ser humano forma seu processo de tomada de decisões, como percebe e reage na presença de determinadas características deste processo (como a incerteza, por exemplo) e quais os desvios ou falhas que comumente apresenta quando se defronta com a ação de decidir (Porto e Azevedo, 1997).

Um dos conceitos centrais para o projeto de Sistema de Suporte à Decisão é a descrição do processo de tomada de decisões dividido em três fases (Figura 2.2), (Porto e Azevedo, 1997; Malczewski, 1999):

Na fase de inteligência procura-se entender o problema em questão, identificar as variáveis importantes, coletar dados, estabelecer os objetivos e eventualmente sugerir uma estrutura para o problema.

Na fase de projeto procura-se formular os modelos que simulem apropriadamente o problema tratado. Estabelecem-se os critérios de escolha e são geradas as alternativas de solução.

Durante a fase de escolha seleciona-se a melhor alternativa, procede-se a análise de sensibilidade e de cenários e eventualmente traçam-se os planos para a linha de ação escolhida.

Essas etapas podem não ser obedecida exatamente na seqüência proposta.

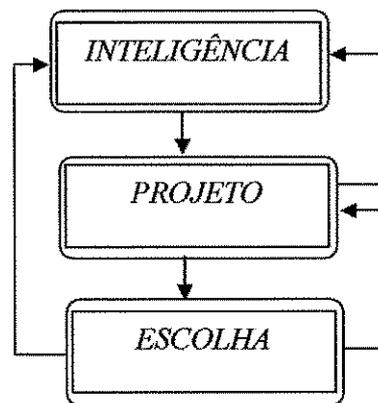


Figura 2.2 - Três fases para o processo de tomada de decisão (Malczewski, 1999).

2.6. Sistema de Suporte à Decisão Espacial

Os Sistemas de Suporte à Decisão Espacial são constituídos de uma nova classe de sistemas computadorizados, que combinam técnicas de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e Sistema de Suporte a Decisão, ajudando os tomadores de decisão na análise de problemas que possuem dimensão espacial (Souza Filho e Gouveia, 2001).

A tecnologia SIG proporciona ferramentas operacionais para o suporte, o planejamento, gerenciamento, tomada de decisão e definição de políticas. Porém, a representação de processos dinâmicos, como os relacionados aos recursos hídricos (que apresentam uma variabilidade espacial e temporal de suas propriedades), necessita da utilização de muitas outras ferramentas além do geoprocessamento (Mendes e Cirilo, 2001).

A estrutura de um SIG é funcionalmente composta por quatro componentes: dados de entrada, armazenamento e gerenciamento de dados, manipulação e análises de dados, e dados de saída (Figura 2.3).

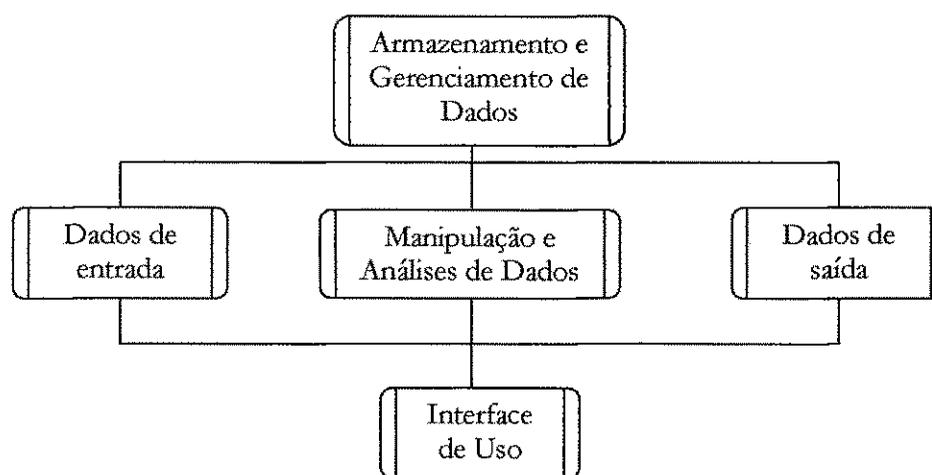


Figura 2.3 – Estrutura de um SIG (Malczewski, 1999).

O SIG proporciona a manipulação espacial de dados, possuindo ferramentas de análises ágeis e adaptativas à organização, edição, armazenamento, análise, localização e informação de atributos de dados geográficos (Souza Filho e Gouveia, 2001).

Os dados espaciais são representados em dois métodos para um SIG: raster e vetor.

Dados em formato raster são armazenados em uma matriz bidimensional de células em grades uniformes, em que cada célula mostra o valor da informação apresentada como uso do solo, elevação. Quanto menor o tamanho dessas grades maior a resolução.

Dados em formato vetor são formados por limites de coordenadas. Uma representação vetorial define objetos geográficos que têm uma relação espacial definida

chamada topologia. Estas topologias podem ser armazenadas como parte da representação do mapa (dados em tabelas) ou construídas a partir de coordenadas de cada entidade. Os objetos geográficos são definidos por dois tipos de dados: dado de localização, o qual relaciona o objeto com sua localização no espaço geográfico e atributos de dados, o qual descreve outras propriedades dos objetos a partir de suas localizações. Mapas são dados e não desenhos. Tratar mapas como dados significa dar formato numérico ao espaço ao associar, a cada localização, um valor que representa grandeza em estudo; necessita ainda, na maior parte dos casos, a utilização de formato matricial (“raster”), mais propício a uma representação contínua do espaço (Malczewski, 1999; Câmara et al., 2002).

2.7. Modelos em técnicas de inferência geográfica

Modelos espaciais de processos ambientais podem ser descritos como uma combinação de conjuntos de dados de entrada através de uma função, gerando um novo dado de saída.

$$\text{Saída} = g(\text{dados de entrada})$$

A função, g , pode assumir várias formas, mas os relacionamentos por ela expressos são baseados no conhecimento *teórico* que leva em consideração os processos ambientais ou são *empíricos*, baseados em dados observados ou baseados no conhecimento de especialistas.

Os *modelos teóricos* são concebidos através do entendimento conceitual de processos físicos, a maioria dos modelos atmosféricos e hidrológicos é construída através de modelos teóricos. Um modelo de circulação de águas de um lago, por exemplo, usa como entrada dados de profundidade do lago, mapa de declividade de fundo do lago, fluxo de entrada e de saída, etc. e tem como resposta campos de velocidades.

Os *modelos empíricos* podem ser divididos em dois tipos: *modelos baseados em conhecimento*, que são implementados a partir do conhecimento de especialistas, e *modelos baseados em dados*, que são implementados a partir de um conjunto de dados observados. Nestes modelos, os relacionamentos espaciais entre as variáveis de estudo são estimados

por critérios estatísticos, a partir de amostras de uma região experimental, ou a partir de um conjunto de classes, onde os limiares destas classes são definidos por especialistas.

Existem vários métodos de inferência espacial, que geram planos de informação em diferentes formatos. O método booleano gera dados em formato de tema (verdadeiro ou não verdadeiro). Os outros métodos, Média Ponderada, Fuzzy, Bayesiano e inferência por redes neurais, geram dados em formato numérico sendo a potencialidade expressa de forma numérica. A análise espacial em SIG, em alguns casos, será mais bem representada com uso da técnica de classificação contínua: os dados são transformados para o espaço de referência [0..1] e processados por combinação numérica, através da inferência “fuzzy”. Ao invés de um mapa temático com limites rígidos gerados pelas operações booleanas, obtém-se uma superfície de decisão, sob a forma de uma grade numérica. Este resultado representa uma visão contínua da variação da nova grandeza (seja ela adequação a plantio, susceptibilidade ambiental). Isso permite a construção de cenários (como exemplo, risco de 10%, 20% ou 40%), que indicam os diferentes compromissos de tomada de decisão (maior ênfase em proteção ambiental ou em minimizar o custo econômico). É alcançado, assim uma flexibilidade e um entendimento muito maior sobre as questões espaciais (Câmara et al., 2002).

Atualmente, modelos computacionais são executados diretamente nos SIG através de operações básicas, lógicas e aritméticas, contidas nos seus módulos de análise ou de álgebra de dados espaciais. Modelos complexos são, muitas vezes, executados fora do ambiente do SIG, por sistemas de modelagem específicos. Nestes casos, os SIG são usados como base de dados e armazenamento de dados espaciais e também como ferramentas de visualização para os dados de entrada e saída dos modelos (Filgueiras, 1999).

2.8. Natureza da Informação e Natureza da Incerteza

Segundo Malczewski (1999), as informações usadas para a tomada de decisão são derivadas a partir de dados. Quando dados são organizados, apresentados, analisados, interpretados e considerados cuidadosamente para os problemas de decisão, eles transformam-se em informação. O autor caracteriza as informações sob diversas formas, que a seguir serão apresentadas.

Distingue as informações entre informações objetivas e informações subjetivas:

Informações objetivas - derivadas a partir de fatos relatados, estimativas quantitativas e pesquisa sistemática de opinião (ex: dados do censo, dados de sensoriamento remoto e levantamentos meteorológicos);

Informações subjetivas – representam a opinião (preferências, prioridades, julgamentos, etc.) dos tomadores de decisão. Ambas podem conter incertezas.

Distingue também que os problemas de decisão podem ser caracterizados por situações que podem ser previstas (informação perfeita), e situações que não podem ser previstas (nenhuma informação). A primeira é caracterizada como uma situação determinística, uma situação de certeza, a segunda como um problema de decisão sob incerteza. O autor caracteriza que as informações e que suas incertezas podem advir da seguinte natureza:

Informação determinística – total certeza,

Informação estocástica – sob incerteza probabilística,

Informação imprecisa – sob incerteza difusa (“fuzzy”);

E que para um processo de tomada de decisão espacial existem dois tipos de informação:

Informação geográfica;

Informação sobre as preferências do decisor.

Klir e Folger (1988), afirmam que dentre os vários significados de incerteza, os mais encontrados são “vago” e “ambíguo”, e que a incerteza pode provir de dois tipos de natureza diferentes, podendo ter natureza:

- a) Difusa (fuzzy, vaga, nebulosa, confusa, imprecisa), que está associada à imprecisão lingüística da representação do conhecimento.
- b) Ambígua (variedade, diversidade), a qual está relacionada com informações numéricas deficientes.

Klir e Folger (1988) assumem que o conceito de conjuntos difusos provê uma estrutura matemática para lidar com a incerteza para informações vagas. E o conceito de medidas difusas provê uma estrutura matemática para lidar com incerteza referente à ambigüidade.

De forma geral esses autores caracterizam a natureza da incerteza e a estrutura matemática para o seu tratamento. Malczewski (1999) afirma que informações de natureza ambígua ou estocástica estão sob uma incerteza probabilística. Klir e Folger (1988) argumentam que este tipo de informação está sob incerteza de medidas difusas. Porém ambos concordam que informações de naturezas imprecisas estão sob incerteza difusa, e os segundos autores indicam um método para o tratamento desta incerteza.

As informações necessárias para a modelagem de processos decisórios também podem ser encontradas sob as seguintes formas (Goodman e Nguyen, 1985; Morgan e Henrion, 1990; Malczewski, 1999):

- As informações podem ser expressas:
 - Quantitativamente – de forma numérica;
 - Qualitativamente – de forma lingüística.
- Quanto a sua existência, podem ser:
 - Informação em quantidade - completa, incompleta, inexistente;
 - Informação em qualidade – a confiabilidade da informação.
- Quanto a sua disponibilidade, podem ser:
 - Informação disponível (acessíveis);
 - Informação não-disponível (inacessíveis).
- Quanto à atualização, podem ser:
 - Informação atual;
 - Informação antiga – podendo estar ultrapassada.
- Quanto a sua importância (pode ser avaliado através de análise de sensibilidade):
 - Informação relevante;
 - Informação irrelevante.
- Quanto a sua fonte de origem podem ser de:
 - Origem conhecida;
 - Origem desconhecida.

2.9. Análise de Incerteza em Sistemas Decisórios Espacializados

2.9.1. Incertezas em análise espacial multicriterial

Em uma análise multicriterial espacial, têm-se duas incertezas distintas, a incerteza existente no sistema de informação geográfica, e a incerteza existente na modelagem realizada pelo julgamento do modelador (Congalton, 1999; Malckewski, 1999). As incertezas no sistema de informação geográfica podem advir de:

- a) Incertezas geradas pelo processamento das operações metodológicas aplicadas, tais como interpolação, generalizações, conversão de dados, digitalização, e outras.
- b) Incertezas devido às escalas utilizadas nos mapas (quanto menor a escala, mais precisas serão as informações extraídas), ou imagens digitais que constitui um mapa de “pixels” classificados, isto significa que quando é visto um ponto ou uma linha no mapa, tem-se a sua localização *provável* dentro de uma certa área.

As incertezas associadas ao julgamento do modelador podem existir por causa da imprecisão de informações ou carência de conhecimento do mesmo, pois este definirá a importância dos critérios particulares de avaliação.

As considerações das incertezas em modelagens espaciais devem incluir os seguintes pontos (Seixas, s.d.):

- a) a incerteza de cada uma das variáveis espaciais que fazem parte da base de dados;
- b) a incerteza resultante à medida que se procede à combinação de dados espaciais;
- c) a incerteza pode ser uniforme para toda a área ou, mais realisticamente, deve ser diferente para cada célula.

De modo geral, para cada variável espacial, deverão existir dois mapas: o mapa do valor esperado, e o mapa da incerteza associada. Todos os valores de incerteza devem ser expressos nos mesmos termos, por exemplo, como um desvio-padrão da média dos dados.

2.9.2. Metodologias para a Análise de Incertezas

No processo de análise de incertezas podem ser realizadas duas formas de análises, (Morgan e Henrion 1990; Malckewski 1999):

- **Análise de sensibilidade**

A *Análise de sensibilidade* é uma coleção de métodos usados para avaliar quão sensíveis são os dados de saída com relação a pequenas mudanças ocasionadas nos valores dos dados de entrada. Os dois mais importantes elementos a considerar na análise de sensibilidade são: o critério dos pesos, que ocorre causando pequenas alterações nos valores dos pesos dos atributos, e o critério dos valores que provoca pequenas alterações nos valores das variáveis de entrada do atributo. A análise de sensibilidade é uma medida de importância da incerteza, porém pode ser criticada por considerar apenas a influência das variáveis independentemente.

- **Análise de Propagação de Erro**

A *Análise de Propagação de Erro* é uma coleção de métodos usados para avaliar como o efeito da variação de duas ou mais variáveis de entrada e ou pesos atribuídos influenciam na incerteza do resultado final, ou seja ela considera sua análise respeitando a interação das variáveis existentes aplicadas à função estudada.

2.9.3. Metodologias para o Tratamento das Incertezas

Existem duas metodologias consideradas mais eficientes para o tratamento das incertezas onde a primeira é a *Teoria das Probabilidades*, e a segunda é a *Teoria dos Conjuntos Difusos* (Klir e Folger, 1988; Malckewski, 1999).

A *Teoria das Probabilidades* é o formalismo mais bem conhecido e amplamente usado para quantificar incerteza, esta teoria foi desenvolvida no século XVIII por Thomas Bayes (1702 – 1761), (Morgan e Henrion 1990; Kawano s.d.). Esta teoria é bastante utilizada no tratamento de incertezas, em recursos hídricos, advindas da aleatoriedade natural dos processos físicos relacionados à água.

A *Teoria dos Conjuntos Difusos* foi desenvolvida por Zadeh em 1965, e ocasionou grandes mudanças no tratamento das incertezas, por sua possibilidade de trabalhar com termos linguísticos e amplas subjetividades, o que aprimorou a possibilidade de tratar,

2.9.5. Propagação das Incertezas em Modelos Espaciais

As incertezas dos dados de entrada se propagam até a incerteza do resultado final. Considerando as incertezas inseridas em cada campo do dado de entrada, pode-se visualizar sua propagação através de álgebras de mapas em análise multicriterial espacial, como uma forma de funções com variáveis independentes e dependentes que segundo (Heuvelink, 1998; Filgueiras 1999), podem ser representadas da seguinte maneira:

- *Dados, mapas e álgebras de mapas* – $Y(u) = f(A_1(u), A_2(u), \dots, A_N(u))$.

Sendo u a localização do dado de entrada, onde o mapa inicial assume um valor através de uma função A_N , e $Y(u)$ é o valor final na posição u resultante da função f através da álgebra de mapas destas funções A_N , onde as incertezas se propagam totalmente para o resultado final (Figura 2.4).

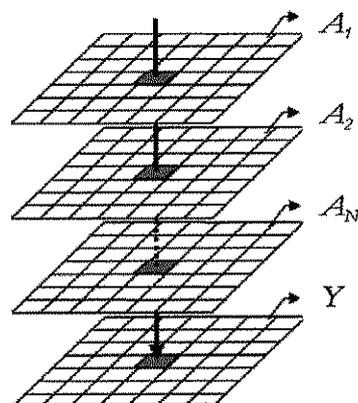


Figura 2.4 – Operações pontuais (célula a célula para cada posição u), adaptado de Heuvelink (1998).

2.10. Critérios na Escolha de Métodos para o Tratamento das Incertezas

São diversos os critérios existentes para a escolha de um método para o tratamento de incertezas, onde estes dependem da habilidade e experiência que o analista possui, do grau de importância do tratamento das incertezas, da contribuição dos parâmetros sobre o modelo, dos recursos computacionais disponíveis, dos custos e recursos humanos necessários para a aplicação do método, como também do tipo de modelo, os tipos de operações realizadas e os tipos de dados existentes (Morgan e Henrion, 1990).

O conhecimento do modelo e as operações que podem ser implementadas no mesmo, são de extrema importância para a escolha do método de análise de incerteza. As possibilidades que os modelos oferecem em sua estrutura interna através de operações que podem ser realizadas, como a própria natureza do modelo, é um componente fundamental para a escolha do método de representação e avaliação das incertezas.

É necessário conhecer se as fontes dos dados são confiáveis, ou seja, a sua qualidade, se são suficientes em quantidade, e o quanto é aceitável a imprecisão ou possíveis erros nas suas estimativas, como também que tipos de informações serão gerados por estes dados.

Como foi explicitada anteriormente, seção 2.8, a natureza da informação define a estrutura da natureza da incerteza, e são sugeridos por Malczewski (1999) e Klir e Folger (1988) estruturas matemáticas a partir desta análise para o tratamento destas incertezas.

2.11. Gestão de Recursos Hídricos em Zonas Costeiras

As zonas costeiras fazem parte do todo integrado do meio ambiente marinho que é uma componente essencial do sistema que possibilita a existência de vida sobre a Terra. São exigidas novas abordagens de gerenciamento e desenvolvimento marinho e costeiro nos planos nacional, sub-regional, regional e mundial. Abordagens integradas do ponto de vista do conteúdo e que ao mesmo tempo se caracterizem pela precaução e pela antecipação, como demonstram as seguintes áreas de programas (Agenda 21, cap 17.1):

- a) Gerenciamento integrado e desenvolvimento sustentável das zonas costeiras;
- b) Proteção do meio ambiente marinho;
- c) Utilização sustentável e conservação dos recursos marinhos vivos de alto mar;
- d) Utilização sustentável e conservação dos recursos marinhos vivos sob jurisdição nacional;
- e) Análise das incertezas críticas para o manejo do meio ambiente marinho e a mudança do clima;

- f) Fortalecimento da cooperação e da coordenação no plano internacional, inclusive regional;
- g) Desenvolvimento sustentável das pequenas ilhas.

Na área costeira existe habitat diversos e produtivos, importantes para os estabelecimentos humanos, para o desenvolvimento e para a subsistência das populações locais. Os recursos costeiros, como também o meio ambiente costeiro, vêm sofrendo danos através de um processo acelerado de degradação e erosão em muitos lugares do mundo. Mais da metade da população mundial habitam num raio de 60 quilômetros do litoral. Muitos dos pobres do mundo habitam nas regiões costeiras. Para pequenos Estados ou países insulares, essas são as regiões que melhor proporcionam atividades relacionadas ao desenvolvimento (Agenda 21, cap 17.3).

Os ambientes localizados em planícies costeiras em processo de urbanização possuem diversas características peculiares intrínsecas ao seu processo histórico de desenvolvimento e ocupação do uso do solo adicionado à estrutura natural do ambiente complexa e rica em termos naturais.

A Zona Costeira brasileira tem se constituído em área de interesses de uso em diversas esferas. Há uma explosão no crescimento urbano das cidades litorâneas bem como o interesse governamental no desenvolvimento comercial e turístico desse setor (Nóbrega, 2002).

As planícies costeiras contam com um meio natural diverso do estuário marinho, com mangues que são de formação típica de litoral, e estão sob ação direta das marés. Os mangues abrigam grande variedade de espécies da fauna brasileira. E devido ao acúmulo de material orgânico, característica importante desse ambiente, garante alimento e proteção para a reprodução de inúmeras espécies marinhas e terrestres. Nas planícies costeiras existe também a dinâmica marinha entre as águas superficiais doces, águas subterrâneas e a água marinha, ou seja, onde ocorre o encontro e equilíbrio das águas.

A comunhão desse meio ambiente em áreas de crescimento urbano implicou inevitavelmente em problemas de diversas magnitudes, tanto ambientais quanto urbanos. Alguns principais problemas típicos, comuns a várias planícies costeiras em processo de urbanização, que demandam ações de gestão são:

- Ainda há uma grande migração de pessoas para estas áreas, seja por interesses econômicos (no caso de grandes cidades), ou interesses turísticos ou de lazer (no caso de pequenas cidades litorâneas que recebem periodicamente um grande número de visitantes ou moradores temporários);
- Nem sempre há instrumentos reguladores, como o plano diretor de drenagem, ou no plano diretor urbanístico, quando existem, vários aspectos da drenagem não são contemplados;
- Na maioria das vezes, o poder público não consegue oferecer a infra-estrutura necessária no mesmo ritmo em que ocorre o processo de urbanização, propiciando o agravamento dos problemas e da poluição ambiental;
- O processo de urbanização muitas vezes ocorre sem a observância de restrições ambientais como a preservação de estuários ou a dinâmica marinha, com degradação quase que total destes ambientes;
- A poluição de rios e aquíferos ocorre devido a diversas fontes urbanas poluidoras;
- De uma forma mais emergencial as autoridades procuram aumentar a oferta de água para atender à crescente demanda, ou a picos de demanda (no caso de áreas turísticas) e na maioria das vezes facilitar o escoamento das águas indesejáveis (esgotos, águas pluviais, etc.) sem o planejamento adequado;
- A excessiva exploração de água subterrânea gera problemas de intrusão salina;
- O baixo gradiente topográfico das áreas costeiras normalmente dificulta o escoamento superficial, o que, aliado ao afloramento do lençol freático em períodos chuvosos, e à crescente impermeabilização do solo devido à urbanização, pode provocar inundações.

O encontro das questões ambientais e o crescimento urbano dessas áreas costeiras, demanda a interação de diversos conhecimentos e interdisciplinaridades, e políticas de interesse público, que possuem características peculiares distintas, porém que estão de alguma forma inter-relacionadas, e devem ser consideradas na realização da gestão de recursos hídricos nestes ambientes. Algumas interdisciplinaridades que podem ser citadas são:

- A relação água superficial e água subterrânea.
- Qualidade da água provocada por poluição urbana.

- A relação preservação do meio ambiente e crescimento do meio urbano.
- A relação regime hidrológico e a drenagem urbana.
- Planejamento urbano e satisfação da qualidade de vida da população relacionada à moradia e uso dessas regiões.

Um dos problemas específicos da área costeira ocorre devido à falta de informação dos planejadores para a ocupação do solo urbano costeiro. Os loteamentos são liberados sem se considerar os processos que ocorrem na dinâmica marinha (Cabral, 2001).

A ausência de informações é também uma das barreiras que devem ser superadas para implantação de processos sustentáveis nesses ambientes.

2.12. Águas Subterrâneas e Cidades

As atividades humanas estão intrinsecamente relacionadas com a evolução e dinâmica da quantidade e qualidade das águas subterrâneas (Gehrels, 2001). Em áreas urbanas, devido a diversos fatores, é cada vez mais crescente a exploração das águas subterrâneas. Os aquíferos dessas regiões vêm sendo gradativamente contaminados por agentes externos de fontes poluidoras urbanas (Dranger e Cronin, 2004).

Para a preservação da água subterrânea e a manutenção da sustentabilidade deste recurso, o planejamento urbano das cidades tem que seguir diretrizes que atenuem os impactos da exploração dos recursos hídricos subterrâneos com o desenvolvimento do meio urbano (Carmon et al., 1997).

É cada vez mais crescente a exploração dos recursos subterrâneos, devido, ao seu baixo custo e boa qualidade. Ferramentas que auxiliem aos órgãos gestores para melhor gestão destes recursos são de extrema necessidade (Freire, 2002).

A criação de um centro urbano gera alterações nas condições hidrológicas da região ao modificar a vegetação existente e as camadas de solo (Spinelli et al., 1995), o que influencia na recarga do aquífero, através da deficiência da infiltração, gerando aumento de escoamento superficial e possíveis problemas de drenagem urbana.

Nas proximidades dos centros urbanos existem problemas associados a diversas possíveis fontes de poluição dos aquíferos, entre elas: efluentes líquidos industriais e domésticos, vazamentos de depósitos de combustíveis, cemitérios, chorumes

provenientes de depósitos de lixo doméstico, descargas gasosas e de material particulado lançado na atmosfera pelas indústrias e veículos (Canter, 1995). Rios poluídos localizados nestas regiões podem contaminar os aquíferos e se estes centros urbanos estiverem localizados em regiões costeiras com descontrolada exploração da água subterrânea pode ocorrer intrusão salina.

A contaminação da água subterrânea é o resultado dos processos de transporte de poluentes através de seus fluxos, aliados às reações geoquímicas ocorridas durante a infiltração da água através da recarga do aquífero, ou em possíveis reações no armazenamento subterrâneo.

3. Materiais e Métodos

3.1. Caso de Estudo

“Inquebrantável é o desígnio da beleza. Das incertezas que falam a fonética da natureza”

-Vant-

3.1.1. Localização e características físicas

A área de estudo encontra-se na região litorânea metropolitana de João Pessoa. A cidade de João Pessoa é localizada em planície costeira no Estado da Paraíba (Figura 3.1). O litoral paraibano possui uma extensão de 138 Km, é limitado ao Sul, pelo Estado de Pernambuco, e ao norte pelo Estado do Rio Grande do Norte.

A cidade de João Pessoa tem uma precipitação média anual de aproximadamente 1.700 mm e evaporação média anual em tanque classe A de 1.310 mm. Apresenta um clima tropical úmido, com verão seco. E uma temperatura média anual de 26,1 °C. A cidade possui 210 Km² de área, e sua população recenseada pelo IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) no ano de 2000 foi de 595.429 habitantes, constituindo a maior concentração populacional do Estado da Paraíba. O município possui um índice de urbanização muito alto, não dispondo de zona rural. Os vazios urbanos correspondem praticamente a áreas de preservação (porções de mata atlântica, manguezais, restingas, espelhos d'água, etc.) e loteamentos ainda não ocupados (Silva et al., 2002).

3.1.5. Aquífero Freático e Drenagem Superficial

A drenagem superficial implantada no bairro do Bessa, não contemplou estudos hidrogeológicos, porém, em regiões costeiras, como a analisada, um estudo prévio do comportamento do aquífero freático é de suma importância para fornecer subsídios para os projetos de drenagem superficial.

O aquífero freático, na situação atual, é muito sensível às perturbações naturais ou artificiais a ele impostas, respondendo rapidamente aos processos de recarga e de descarga com elevação e rebaixamento de níveis, respectivamente. Existindo uma interferência e influência do aquífero freático sobre a drenagem superficial e vice-versa (UFPB/ATECEL, 1999; Vieira et al., 2001).

3.2. O Processo Decisório a ser Modelado

Algumas alternativas e diretrizes de gestão propostas nesta pesquisa para os ambientes costeiros em processo de urbanização, como o do caso do Bessa descrito na seção anterior, são:

- manejo adequado das águas subterrâneas, através da exploração controlada e monitorada;
- bombeamento em diferentes locais pode ajudar a rebaixar o nível do lençol freático, o que poderia auxiliar na drenagem superficial e controlar possíveis alagamentos;
- a água explotada pode atender parte ou toda a demanda de abastecimento dessas regiões;
- atendimento a padrões de qualidade da água explotada;
- considerar restrições ambientais de preservação de aquíferos e estuários marinhos com seus mangues;
- um plano diretor urbanístico que leve em consideração os recursos hídricos e o meio ambiente;
- a existência de um monitoramento hidrológico sistemático e de modelos hidrológicos e de fluxo subterrâneo calibrados;

- a participação da população nas tomadas de decisões futuras referentes a seu ambiente de moradia e utilização dessas regiões.

Entre as dificuldades existentes para a implementação da gestão podem ser citadas:

- as informações necessárias para a tomada de decisão variam em disponibilidade, precisão e confiabilidade;
- algumas são incompletas, com alta incerteza ou até ausentes;
- as informações podem ter naturezas espaciais;
- nem sempre existe monitoramento hidrológico sistemático e os modelos hidrológicos e de fluxo subterrâneo devem ser calibrados utilizando os poucos dados disponíveis;
- muitas vezes existe a necessidade à consulta a especialistas, que tenham conhecimento sobre o objeto de estudo e possam opinar baseado em seus conhecimentos adquiridos com sua experiência profissional, e esses especialistas podem ter opiniões contrárias ou com alguma divergência;
- a necessidade de utilizar informações de cunho subjetivo associado a incertezas de valores próprios dos indivíduos consultados e conseguir implementar essas informações no processo, que envolve outras informações de cunho objetivo, com possíveis variações estatísticas.

Assim, existe a necessidade da utilização dos modelos de forma a integrar informações de diversas naturezas, subjetivas, objetivas e espaciais. Algumas vezes, os diversos modelos que podem apoiar um processo decisório nem sempre têm um meio de interagir e transferir informações de forma adequada. Além disto, os próprios modelos são simplificações e não representam completamente a realidade. Muitas vezes são necessárias suposições do modelador na implementação da modelagem, e estas suposições podem conter incertezas, devido ao modelador não possuir total conhecimento sobre os processos modelados.

Um dos desafios para a gestão é definir ações neste contexto, com base nas informações disponíveis e no seu processamento intermediário, levando em conta as incertezas envolvidas em cada variável e etapa do processo decisório e assim ter uma representação mais próxima da realidade, conduzindo a um diagnóstico criterioso de tomada de decisão.

Neste trabalho, considerando a discussão precedente, elegeu-se um processo decisório a ser modelado matematicamente, levando em conta as incertezas nele envolvidas. A seguir são apresentados os seus objetivos, a decisão necessária para atingir os objetivos e o tipo de abordagem utilizada na modelagem do processo.

- **Objetivos**

- Rebaixar o nível do lençol freático da área de estudo.
- Contribuir para o abastecimento de água urbano.

Apesar de distintos, os objetivos estão interligados, pois como solução para a maximização do rebaixamento do nível do lençol freático tem-se a exploração de água subterrânea, que irá contribuir para o sistema de abastecimento de água urbano.

- **Decisão**

Procura-se reduzir o nível do lençol freático imediatamente antes do início do período chuvoso, para que uma parte do aquífero funcione como um reservatório de espera, de modo que as precipitações futuras possam infiltrar no solo, diminuindo a influência do nível do lençol sobre os recorrentes alagamentos. A tomada de decisão é definir:

- A quantidade de poços a explorar;
- A sua localização;
- A vazão de bombeamento de cada um deles.

- **Abordagem**

- Multi-Objetivo;
- Multi-Critério;
- Espacial.

3.3. Modelagem do Processo Decisório

Para atender aos objetivos especificados na seção anterior, devem ser definidas quais *as áreas prioritárias* onde realizar o rebaixamento do nível do lençol freático, ou seja, as áreas onde os alagamentos devem ser minimizados, *as áreas livres de possibilidade de contaminação da água subterrânea*, pois esta água será utilizada

para abastecimento humano e garantir o atendimento a *restrições ambientais* de conservação do meio ambiente dependente desta água subterrânea. A modelagem do processo decisório foi estruturada em cinco etapas.

1ª ETAPA - Definição das Áreas Prioritárias

Para delimitar as áreas que são prioritárias (AP) para o rebaixamento do nível do lençol freático, foram propostos dois tipos de avaliações distintas: estas prioridades devem ser avaliadas a partir da opinião da população e a partir da proximidade das áreas a equipamentos urbanos:

- Áreas prioritárias de acordo com as opiniões da população, obtidas através de entrevistas.
- Deve-se fazer um estudo estatístico sobre que amostra é representativa da população total, e essa amostra da população deverá indicar quais as áreas prioritárias para a redução da possibilidade de alagamentos.
- Áreas prioritárias de acordo com o critério de proximidade aos chamados equipamentos urbanos, aqueles de uso comum pela população, como, igrejas, cemitérios, associações, centros comerciais, praças e outros. A definição de equipamentos urbanos será conceituada segundo legislação posteriormente.

A prioridade da área é avaliada através das distâncias para equipamentos urbanos, ou seja, quanto mais próximo a um equipamento urbano maior a sua prioridade. Podem-se também atribuir as prioridades de forma diferente, em que certos equipamentos podem ter maior prioridade que outros.

As áreas prioritárias foram definidas a partir do uso da região, segundo critérios subjetivos dos seus usuários e critérios técnicos referente aos equipamentos urbanos.

Resultado desta etapa: escala de prioridades atribuída a áreas dentro da região estudada, para o rebaixamento do nível do lençol.

2ª ETAPA – Definição das Áreas com Possibilidade de Contaminação

Esta etapa consiste em delimitar áreas com possibilidade de contaminação das águas subterrâneas. Existem duas possíveis formas de contaminação da qualidade da água do aquífero para abastecimento de água humano, que são: as características internas do aquífero e/ou a poluição provocada pelo ambiente externo (Heath, 1983).

Um exemplo, de algumas possíveis fontes de contaminação da água, é descrito pela Figura 3.7.

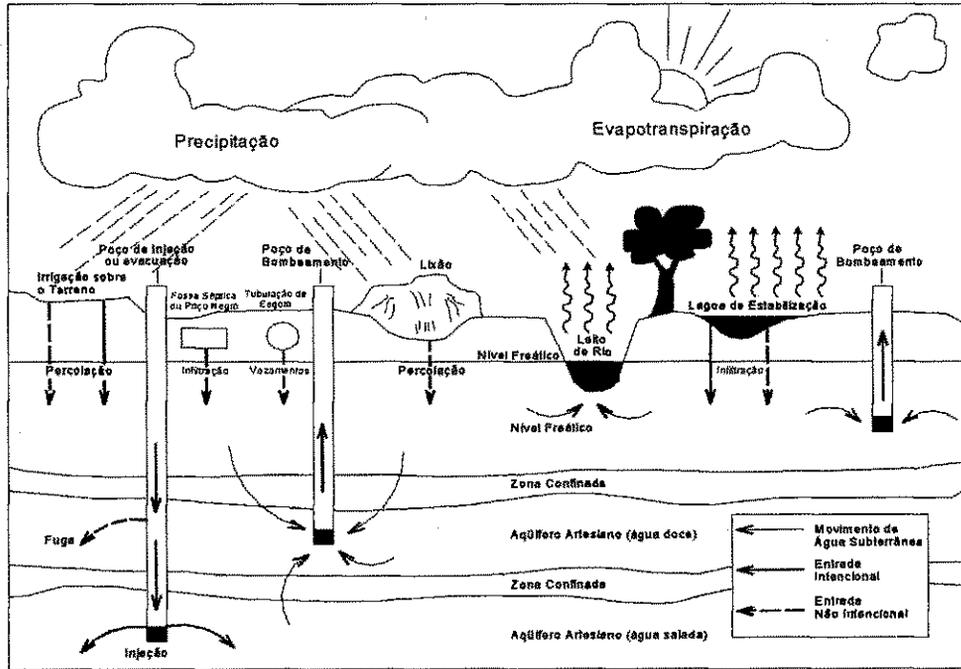


Figura 3.7 - Exemplo de fontes de contaminação de água subterrânea (Canter, 1995).

Na falta de um sistema de informação referente à qualidade de água, com o conhecimento das possíveis fontes de contaminação externas e da estrutura do aquífero, a qualidade de água subterrânea pode ser inferida, através da localização e distâncias a essas possíveis fontes:

- Estrutura do aquífero que comprometa a qualidade de água.
- Distância a fontes de contaminação pontual, como postos de gasolina, armazenamento de lixo, cemitérios, esgotamento sanitário difuso, lixões e aterros sanitários, poços abandonados ou mal tamponados, entre outras fontes;
- Distância à frente de intrusão salina (água salobra);

- Distância referente a corpos de água superficial contaminada.

Deve-se ressaltar que esta água deve ter um tratamento adequado antes de sua introdução no sistema de abastecimento público.

A avaliação da poluição da água poderia ser avaliada também através do modelo numérico do terreno da região de estudo, verificando a partir desta análise a susceptibilidade de distribuição de poluição do aquífero causada pela possível circulação do fluxo natural da água.

Resultado desta etapa: As áreas com possibilidade de contaminação da água subterrânea na região de estudo.

3ª ETAPA - Definição das Áreas de Preservação Ambiental

Consiste em definir as áreas de preservação ambiental, para a conservação das condições ecológicas locais. A decisão tomada não deve influenciar de forma negativa a preservação dos ecossistemas, conservando a qualidade do meio ambiente e o equilíbrio ecológico. Para tanto algumas restrições aos impactos da decisão são:

- Não invasão da cunha salina no aquífero, mantendo o equilíbrio necessário na interface marinha;
- Conservação de manguezais e os outros ecossistemas pertencentes aos estuários marinhos;
- Minimização da interferência rio-aquífero, para que possíveis poluições dos rios não poluam o aquífero.

Resultado desta etapa: As áreas de preservação ambiental.

4ª ETAPA – Definição da Vazão de Exploração para Abastecimento

Consiste em estimar a vazão de exploração, que será injetada no sistema de abastecimento, ou seja, a vazão máxima que pode ser utilizada pelo sistema de abastecimento, através da estimativa da vazão de demanda de água da região de estudo. Esta não é uma vazão de restrição, pois a água bombeada pode ser lançada em rios ou canais, visto que, pelo fato da área de estudo pertencer a regiões costeiras, esta água

excedente em meio superficial será escoada para a região marítima, não provocando então problemas de drenagem a jusante. Outra solução possível seria armazenar esta água excedente para uso futuro no abastecimento.

Na modelagem do processo não foram definidos valores metas para o rebaixamento, ou seja, valores referentes à restrição de máximo rebaixamento permitido, o que já daria os limites máximos para a exploração da água subterrânea.

Resultado desta etapa: Vazão máxima que pode ser absorvida pelo sistema de abastecimento.

5ª ETAPA – Tomada de Decisão

O resultado da 1ª etapa do trabalho é a delimitação das prioridades das áreas dentro da região estudada para o rebaixamento do nível do lençol freático. O resultado da 2ª etapa é correspondente às áreas onde não poderá ocorrer fluxo de água para os poços. O resultado da 3ª etapa indica as áreas onde deverão ser evitadas quaisquer interferências em seu fluxo subterrâneo natural. O resultado da 4ª etapa é a vazão máxima que pode ser absorvida pelo sistema de abastecimento.

Na última etapa, estas informações serão utilizadas associadas a um modelo de fluxo subterrâneo para suporte à tomada de decisão. Devem ser realizadas várias experimentações computacionais simulando no modelo a implantação de poços, resultando como resposta os rebaixamentos do nível do lençol freático na região.

Portanto, na modelagem procurar-se-á encontrar a simulação que atenda a máxima redução do nível do lençol freático, atendendo às prioridades de localização e não violando as restrições.

Resultado desta etapa: quantidade de poços, suas localizações e vazões bombeadas associados com o rebaixamento do nível do lençol freático.

3.4. Implementação Computacional da Modelagem do Processo Decisório

O processo decisório foi implementado em um Sistema de Suporte à Decisão Espacial, utilizando ferramentas de Análise Multicriterial Espacial. A modelagem multi-

critério foi realizada em um Sistema de Informação Geográfica através da representação das variáveis em planos de informação. Esses planos são operados através de álgebra de mapas com operações realizadas em conjuntos difusos. As informações resultantes são transferidas para o Modelo de Fluxo Subterrâneo, quando, através de simulações e análises exaustivas, se chega à decisão.

Para a implementação da modelagem do processo devem ser realizadas entrevistas aos usuários da área de estudo, consulta à legislação que dispõe sobre equipamentos urbanos, consulta a especialistas em água subterrânea e utilização de duas ferramentas computacionais um Sistema de Informação Geográfica nas primeiras três etapas e um Modelo Hidrológico Subterrâneo na última etapa.

3.4.1. Teoria dos Conjuntos Difusos

"Só sei que nada sei"

-Sócrates-

Lógica Difusa é um conjunto de métodos baseados no conceito de conjuntos difusos (fuzzy sets) e operações difusas, que possibilita a modelagem realista e flexível de sistemas. Os conjuntos difusos fornecem uma metodologia de representar algumas formas de incerteza. O tipo de incerteza tratado pela estatística difere do tipo de incerteza tratado pela lógica difusa (Klir e Folger, 1988; Aguiar e Oliveira Jr., 1999).

3.4.1.1. Conceito de Conjuntos Difusos

O conceito de Conjuntos Difusos ou Nebulosos foi proposto por Zadeh (1965), na Teoria dos Conjuntos Difusos (TCD). Na abordagem Clássica dos Conjuntos, cada elemento tem uma pertinência μ que vale 1 ou 0, indicando pertinência ou não pertinência, respectivamente. Um conjunto difuso permite vários graus de pertinência para os elementos, definidos, geralmente, no intervalo $\mu = [0,1]$, e pode ser representado através de uma função de pertinência μ (Galvão e Valença, 1999).

Formalmente um conjunto difuso é definido como:

$$\tilde{A} = \{ (x, \mu_A(x)) / x \in X \}$$

onde X é o universo onde os elementos x estão definidos, e $\mu_A(x)$ é a função de pertinência de x em \tilde{A} . A faixa de variação dos valores de $\mu_A(x)$ é qualquer, mas, usualmente, emprega-se a faixa $[0,1]$. Neste caso o conjunto difuso é *normal ou normalizado*.

Quando um conjunto difuso representa um “valor numérico”, é usualmente chamado de número difuso (ND). Um termo lingüístico pode, ser representado através de um ou vários conjuntos difusos (Galvão e Valença, 1999).

Os conjuntos difusos podem representar variáveis de um modelo de decisão originalmente expressas de modos diversos. Por exemplo, termos lingüísticos que expressem atributos de uma variável de decisão podem ser representados diretamente através de conjuntos difusos. Por exemplo, para a variável “impacto negativo na beleza da paisagem”, os atributos “alto”, “médio” ou “baixo” podem ser representados, cada um, como um conjunto difuso. A avaliação desta variável, realizada subjetivamente por especialistas ou através de consultas à comunidade, pode fornecer: “alto” com pertinência 0,7, “médio” com pertinência 0,3 e baixo com pertinência 0. Para uma variável originalmente numérica torna-se necessária à transformação do seu valor determinístico em um valor difuso, ou seja, o seu valor numérico vai pertencer, em certo grau, a um ou mais conjuntos difusos que representem em termos lingüísticos a variável. Este é o caso de muitas aplicações em Recursos Hídricos, como as saídas de um modelo de simulação de fluxo, que podem ser expressas em termos lingüísticos (por exemplo, potencial poluidor “alto” ou “baixo”).

A inferência difusa é o procedimento de avaliação de operações lógicas entre variáveis representadas através de conjuntos difusos. A inferência difusa usa a lógica difusa, extensão da lógica convencional, para avaliação dos operadores lógicos utilizados nas regras. O conjunto difuso resultante da inferência já exprime diretamente a incerteza associada ao prognóstico. Caso seja necessário obter um valor determinístico (no domínio dos números reais) que sintetize o seu significado, faz-se a chamada decomposição. Os processos decisórios podem ser modelados via Conjuntos Difusos, através de regras (Zadeh, 1973; Bardossy e Duckstein, 1995), ou na chamada “álgebra de mapas” nos sistemas de informações geográficas, via operadores lógicos ou aritméticos (Klir e Folger, 1988; Mendes e Cirilo, 2001; Câmara et al., 2002).

Os conjuntos difusos têm sido utilizados para representar conceitos lingüísticos ou de definição de classe, de incerteza relativa ao significado. Por isso, costuma-se dizer que os métodos difusos são “possibilísticos”, em contraposição aos métodos probabilísticos (Zadeh, 1978).

3.4.1.2. Ilustração Prática de Conjuntos Difusos

Segundo Aguiar e Oliveira Jr. (1999), o aspecto principal da abordagem difusa é “a capacidade de capturar com clareza e concisão as várias nuances dos conceitos psicológicos utilizados pelos seres humanos em seu raciocínio usual, sem a necessidade de, ‘violentá-lo’ por meio de enquadramento obrigatório em modelos por vezes incompatíveis com o grau de difusão apresentado no contexto em questão”.

Para exemplo ilustrativo pode-se citar uma situação comum: como, a identificação do estado do grau de preenchimento de três copos idênticos, pode ser definido utilizando apenas os predicados CHEIO e VAZIO, e como explicar a condição do copo do centro (Figura 3.8)?

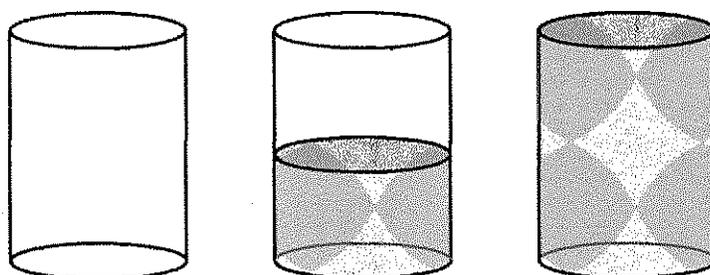


Figura 3.8 – Ilustração de um exemplo prático, adaptada de Aguiar e Oliveira Jr. (1999).

Sob análise difusa pode-se responder que:

- 1 – O copo central está CHEIO com grau de 50% e VAZIO com grau de 50%.
- 2 – O copo da esquerda está CHEIO com grau de 0% e VAZIO com grau de 100%.
- 3 – O copo da direita está CHEIO com grau de 100% e VAZIO com grau de 0%.

Pode-se escrever uma função em conjuntos difusos que representa esta realidade, considerando um copo de 180ml, onde pode ser lançado um volume qualquer (Figura 3.9), como:

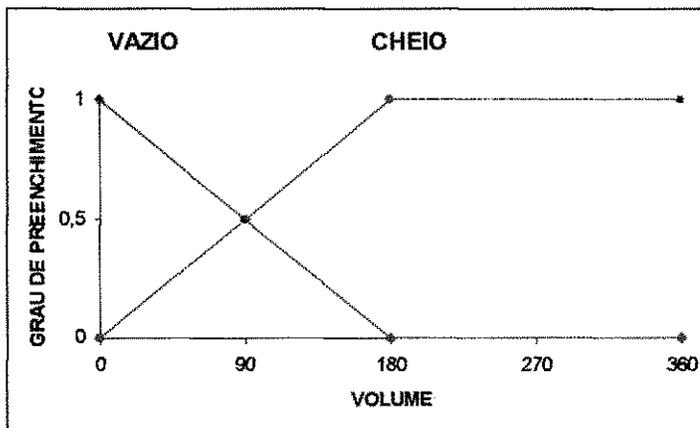


Figura 3.9 – Função de conjuntos difusos para um exemplo cotidiano.

Esta teoria pode representar de forma simples a realidade dos eventos, sem manter conceitos rígidos. E pode ser utilizada em análises de extremas complexidades (Aguiar e Oliveira Jr., 1999).

3.4.2. Representação do Conhecimento através de Conjuntos Difusos

A variável lingüística é a unidade básica de representação do conhecimento na Teoria dos Conjuntos Difusos. Ela assume categorias ou valores lingüísticos, que são associados a valores determinísticos, através de conjuntos difusos. Para descrever as variáveis lingüísticas através de funções de pertinência é recomendável (Galvão e Valença, 1999, Figura 3.10):

- deixar apenas um ponto de cruzamento das funções adjacentes, com pertinência igual a 0,5;
- havendo mais de um ponto de cruzamento, manter a soma das suas pertinências menor ou igual a um;
- usar funções de pertinência simétrica na variável de saída;
- obedecer à “condição de largura”: cada ponto do domínio das variáveis de entrada é sempre coberto por trechos de duas funções de pertinência, simultaneamente, ou seja, em duas funções adjacentes, o valor de pico de uma deve coincidir com o final da outra;
- usar domínio contínuo.

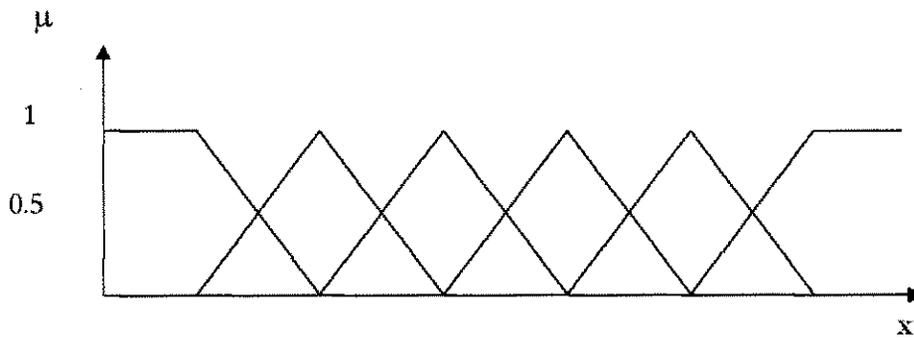


Figura 3.10 – Variável lingüística em conjuntos difusos.

As variáveis envolvidas nas três primeiras etapas do processo decisório foram modeladas como lingüísticas, representadas em categorias ALTA, MÉDIA e BAIXA, ou muitas outras categorias que podem ser adicionadas de acordo com a necessidade de representação do conhecimento, como exemplo, MUITO ALTA, MUITO BAIXA. De uma forma geral as categorias foram representadas como na Figura 3.11:

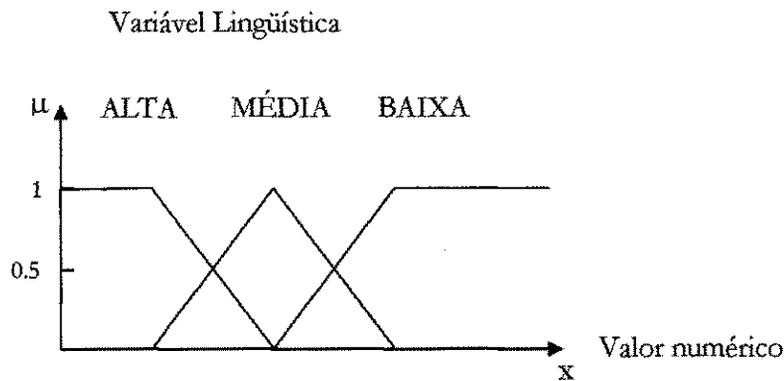


Figura 3.11 – Variável lingüística em conjuntos difusos

CATEGORIAS: ALTA, MÉDIA E BAIXA

PERTINÊNCIA DOS CONJUNTOS: [0,1]

X é o valor numérico.

Nesta representação a variável X é composta por distâncias, ou seja, cada elemento x existente nessa variável é uma distância, a partir de alguma localização. Essas distâncias foram geradas através de análises de distâncias em mapa de distâncias no ambiente do SIG.

Um mapa de distância é uma análise de proximidade (medida de distância entre objetos, comumente expressa em unidade de comprimento) que apresenta zonas com larguras especificadas (distâncias) em torno de um ou mais elementos de um mapa (Rufino et al., 2002). Para a criação de planos de informação no SIG é necessária a decomposição desta função geral, para funções individuais para cada categoria.

3.4.3. Implementação dos Conjuntos Difusos no SIG

Sabendo que em uma função matemática convencional, uma variável independente pode gerar apenas um valor de saída, uma célula no plano de informação (PI) não pode assumir dois valores, mas apenas um valor numérico. Sob esta perspectiva os conjuntos difusos são separados em três planos de informação, um para cada categoria lingüística. A Figura 3.12 apresenta a função matemática da pertinência das categorias ALTA, MÉDIA e BAIXA, dependentes da variável X.

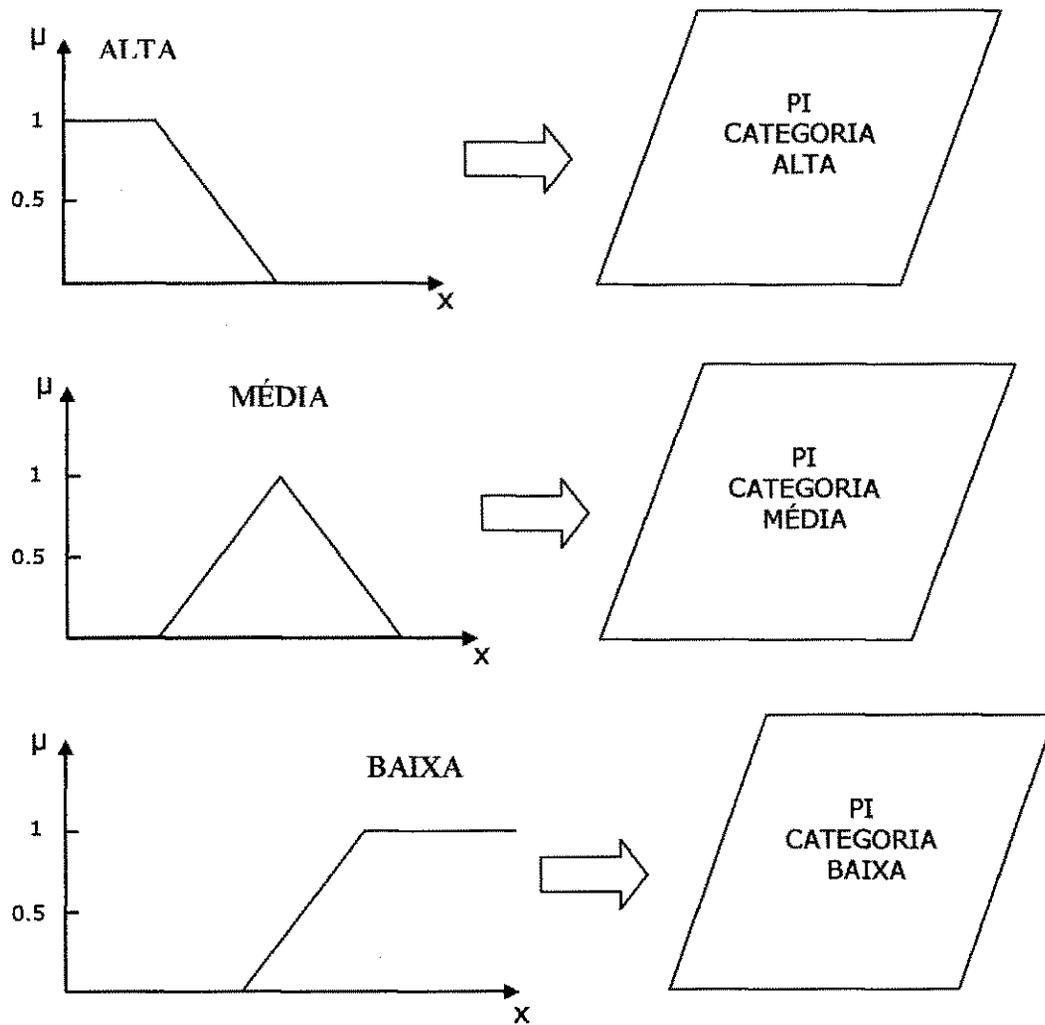


Figura 3.12 - Função matemática da pertinência das categorias ALTA, MÉDIA e BAIXA, dependentes da variável X.

Cada plano de informação obtido através da função matemática possui uma pertinência para cada categoria, em cada célula, conforme pode ser visualizado na Figura 3.13.

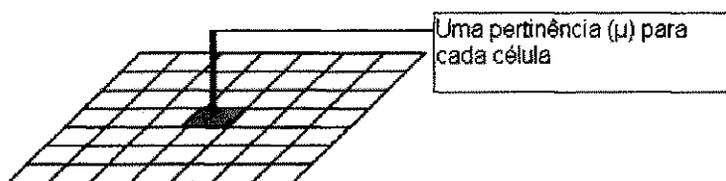


Figura 3.13 - Associação das pertinências nos planos de informação para cada categoria.

3.4.4. Operação dos Conjuntos Difusos no SIG

Depois de representadas as variáveis através de conjuntos difusos, os planos de informações devem ser operados para cada categoria, separadamente (Figura 3.14).

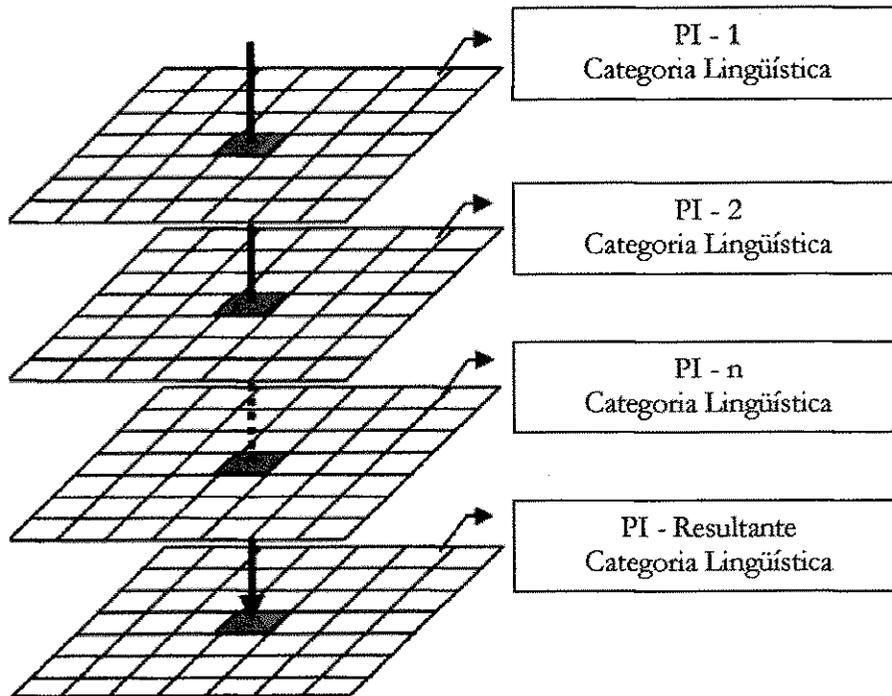


Figura 3.14 - Exemplo de como são operados os PI para cada categoria lingüística.

As operações realizadas para obtenção das informações finais podem ser diversas. A seguir tem-se a definição de algumas destas possíveis operações. São definidas para os Conjuntos Difusos operações semelhantes às da Teoria Clássica dos Conjuntos, por exemplo:

A função de pertinência de um conjunto \tilde{C} resultado da união de dois conjuntos difusos \tilde{A} e \tilde{B} é o maior valor de pertinência, aos dois conjuntos \tilde{A} e \tilde{B} , de cada elemento x :

$$\mu_C(x) = \mu_A(x) \cup \mu_B(x) = \max \{ \mu_A(x), \mu_B(x) \} \quad \forall x \in X$$

A função de pertinência de um conjunto \tilde{C} resultado da intersecção de dois conjuntos difusos \tilde{A} e \tilde{B} é o menor valor de pertinência, aos dois conjuntos \tilde{A} e \tilde{B} , de cada elemento x :

$$\mu_C(x) = \mu_A(x) \cap \mu_B(x) = \min \{ \mu_A(x), \mu_B(x) \} \quad \forall x \in X$$

A função de pertinência de um conjunto \tilde{B} , resultado da potenciação de um conjunto difuso \tilde{A} é:

$$\mu_B(x) = \mu_A^\alpha(x) = \{ \mu_A(x) \}^\alpha \quad \forall x \in X, \alpha > 0$$

O operador Max é a norma-S mais empregada para a união, enquanto o operador mínimo é a norma-T mais empregada para a intersecção (“são as chamadas normas de Zadeh”). Outras normas são apresentadas na Tabela 3.1.

Denominação	Norma-T	Norma-S
Zadeh	$\min(\mu_A(x), \mu_B(x))$	$\max(\mu_A(x), \mu_B(x))$
Média	$\frac{1}{2} [\mu_A(x) + \mu_B(x)]$	$\frac{2 \min(\mu_A(x), \mu_B(x)) + 4 \max(\mu_A(x), \mu_B(x))}{6}$
Média ²	Média ²	Média ²
Média ^{1/2}	Média ^{1/2}	Média ^{1/2}
Produto	$\mu_A(x) * \mu_B(x)$	$[\mu_A(x) + \mu_B(x)] - [\mu_A(x) * \mu_B(x)]$
Soma Limitada	$\max(0, \mu_A(x) + \mu_B(x) - 1)$	$\min(1, \mu_A(x) + \mu_B(x))$

Tabela 3.1 – Normas-T e Normas-S para dois conjuntos \tilde{A} e \tilde{B} (Cox, 1994).

Nesta análise espacial em SIG, os dados são processados no espaço de referência, dentro de variáveis lingüísticas representadas por categorias, com seus valores no intervalo de [0..1], e processados por combinação numérica, através de operações em conjuntos difusos.

O conjunto difuso resultante da inferência já exprime diretamente a incerteza associada ao prognóstico (Galvão e Valença, 1999).

A seguir (Figura 3.15) um exemplo da operação para as categorias e como as incertezas são propagadas através destas operações no ambiente do SIG.

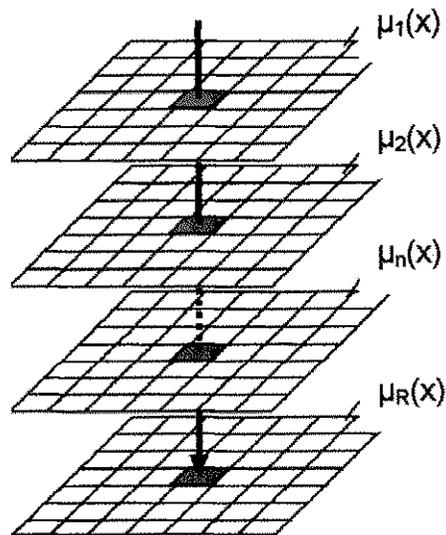


Figura 3.15 - Operação local pontual realizada em SIG.

Os valores de saída $\mu(x)$, para cada posição x , são obtidos através da operação das n pertinências de entrada dos planos que compõem a categoria, ou seja, de uma forma geral a operação pode ser visualizada como:

$$\mu_R(x) = f(\mu_1(x), \mu_2(x) \dots \mu_n(x))$$

De uma forma particular, para cada categoria tem-se:

$$\mu_{RA}(x) = f(\mu_{1A}(x), \mu_{2A}(x) \dots \mu_{nA}(x)) \text{ - para a categoria lingüística ALTA.}$$

$$\mu_{RM}(x) = f(\mu_{1M}(x), \mu_{2M}(x) \dots \mu_{nM}(x)) \text{ - para a categoria lingüística MÉDIA.}$$

$$\mu_{RB}(x) = f(\mu_{1B}(x), \mu_{2B}(x) \dots \mu_{nB}(x)) \text{ - para a categoria lingüística BAIXA.}$$

A função f que relaciona os planos de informações são operações em conjuntos difusos. Como os valores de incerteza de cada uma das representações de entrada são conhecidos, com a operação em conjuntos difusos destas entradas é possível obter incertezas dos valores de saída de $\mu_R(x)$; assim as incertezas são propagadas e conhecidas no fim do processo.

Os aspectos imprecisos e incertos das variáveis de entrada são representados através de suas pertinências em cada plano de informação e o resultado da operação

destas pertinências corresponde também a pertinências adquiridas através do processamento das informações anteriores.

Esta representação e propagação da incerteza são facilmente percebidas, através dos resultados obtidos, após a implementação da modelagem do processo.

3.5. Modelagem das Etapas do Processo Decisório

3.5.1. Avaliação das Áreas Prioritárias

As entrevistas são individuais e deve ser apresentado ao entrevistado um mapa da região em estudo. Ele atribui a cada parte/área do mapa uma prioridade (ALTA, MÉDIA E BAIXA, e/ou outras possíveis), associando a cada categoria um valor numérico.

Essas avaliações correspondentes à pertinência da área à categoria de prioridade são transformadas em planos de informação, cada plano correspondendo a uma categoria (Figura 3.16).

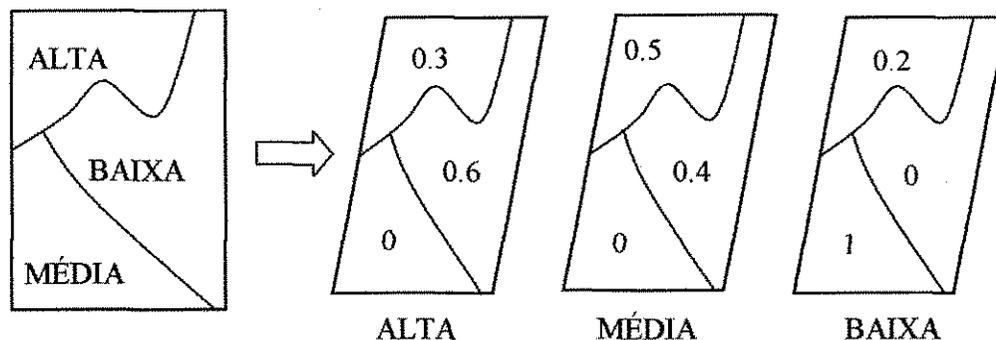


Figura 3.16 - Exemplo da transformação dos dados em planos de informação.

Os valores correspondentes às categorias da prioridade são avaliados pelos entrevistados de acordo com seus critérios. Estes valores podem variar a cada "pixel" ou área do mapa. Para cada entrevista têm-se três planos de informação, como representado acima, com N entrevistas são $N \times 3$ planos de informação. Desta forma pode-se operar as categorias separadamente, como mostra a Figura 3.17.

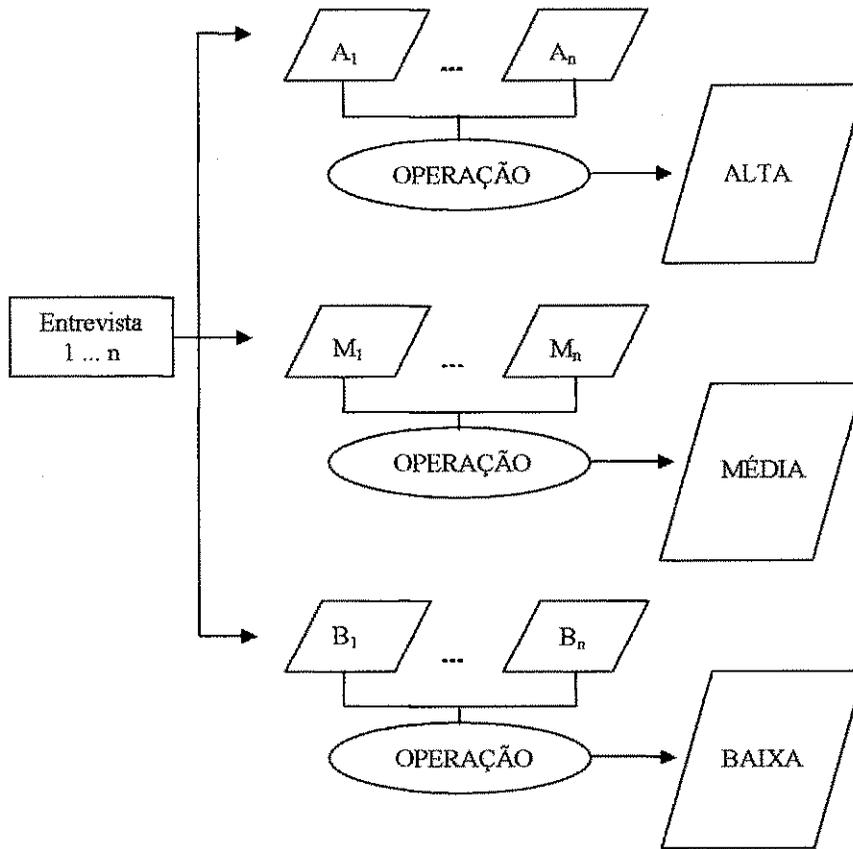


Figura 3.17 – Exemplo da operação entre os planos de informação para cada categoria separadamente.

A operação em conjuntos difusos é definida pelo modelador, que escolhe sobre sua opinião qual operação representa melhor este processo.

As funções de pertinência das categorias de prioridades de área também são descritas como uma função da distância aos equipamentos urbanos. Assim são obtidos os planos de informação referentes às categorias de prioridade das áreas.

Obtidos os resultados da prioridade das áreas através da opinião da população (OP) e do critério de proximidade a equipamentos urbanos (EU), esses resultados são operados através de operação em conjuntos difusos. É obtido assim o resultado final da prioridade das áreas. Essa operação pode ser visualizada da seguinte forma (Figura 3.18):

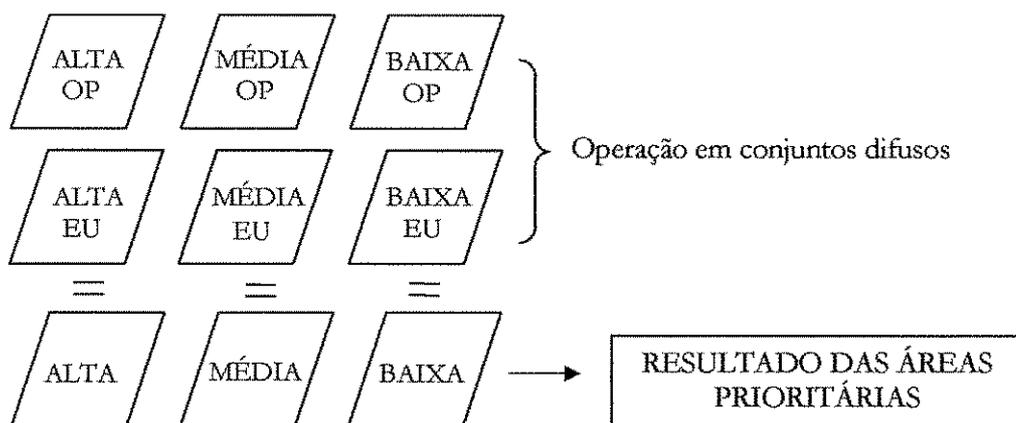


Figura 3.18 – Exemplo da operação final para a determinação das áreas prioritárias.

3.5.2. Avaliação das Áreas com Possibilidade de Contaminação da Água

Supondo que não existem informações referentes à qualidade de água da área de estudo, a avaliação da possibilidade de poluição da água pode ser obtida através de consulta a especialista.

O especialista descreve através de conjuntos difusos como a contaminação da água provocada por poluição externa, ou pela própria estrutura do aquífero, pode se apresentar no aquífero.

São escritas funções de distâncias a essas potenciais fontes de contaminação externas, ou potenciais fontes de contaminação interna. Cada função representa uma categoria para a área com possibilidade de contaminação.

Assim são obtidos os planos de informação referentes às áreas com possibilidade de contaminação a partir de cada fonte de contaminação. Esses resultados são operados e tem-se então o resultado das áreas com possibilidade de contaminação da água.

3.5.3. Avaliação da restrição ambiental

Especialistas podem descrever conjuntos difusos, compostos por funções de pertinência de distâncias a áreas de preservação, em que estas áreas devem ser evitadas, ou seja, distâncias em que estes meios podem se tornar vulneráveis pela interferência possível de ocorrer através da decisão. Cada função representa uma categoria para áreas de preservação do meio ambiente. Assim são obtidos os planos de informação referentes às categorias das áreas ambientais vulneráveis. Esses resultados são operados e tem-se então o resultado da prioridade de áreas de preservação ambiental.

3.5.4. Avaliação da Meta da Vazão

A vazão que será utilizada pelo sistema de abastecimento pode ser obtida através de estudo estatístico de previsão de demanda. E pode também ser adquirida através de consulta a órgãos públicos destinados a realizar esse tipo de estudo, como a companhia de abastecimento de água da região.

3.5.5. Tomada de Decisão

As informações precedentes são transferidas para um Modelo de Fluxo Subterrâneo. Com a visualização dos diversos planos de informação são definidas as áreas prioritárias para a redução do nível do lençol subterrâneo e as áreas onde deve ser evitada a possível transferência de contaminação pelo fluxo subterrâneo para os poços, e áreas onde deverão ser evitadas alterações do fluxo subterrâneo natural.

Os seguintes procedimentos devem ser considerados na modelagem da hidrologia subterrânea:

- Para a extração de água subterrânea deve-se simular mês a mês para uma série histórica, considerando a variabilidade climática, hidrológica e a demanda de água.
- As variáveis de decisão devem ser avaliadas sob os seguintes aspectos:
 - Número de poços - não varia no tempo.
 - Localizações de poços - não variam no tempo.
 - Vazão bombeada - pode variar mês a mês de poço para poço.

- A função objetivo para a tomada de decisão pode ser considerada como:
$$(\text{rebaixamento_do_lençol}) \times \text{peso1} + (\text{demanda_abastecimento}) \times \text{peso2}$$

O peso 1 é referente à maximização do rebaixamento do nível do lençol considerando a priorização das áreas. O peso 2 é referente à maximização da vazão que será fornecida ao sistema público de abastecimento.

Procedimentos possíveis:

- Simular exaustivamente inúmeras situações das variáveis de decisão até encontrar o melhor valor da função objetivo.
- Realizar automaticamente (por exemplo, via algoritmos de otimização) ou com apoio de hidrólogos.

As informações provenientes do SIG, que são transferidas para o modelo hidrológico, possuem a sua incerteza representada e quantificada. Ao serem simuladas as decisões com estas informações, pode ser verificada o quanto a decisão está atendendo a um critério. Por exemplo: os valores que compõem os critérios estão entre o intervalo de zero e um. Admitindo que duas áreas possuem respectivamente os valores de 0,9 e 0,6 para a categoria alta de prioridade, qual dessas representaria com mais certeza uma área prioritária? Como resposta sabe-se que a área de valor 0,9 tem mais possibilidade de ser uma área prioritária, e a área que assume valor de 0,6 possui menos possibilidade.

Deve ser escolhida como área prioritária, a que corresponde a valores maiores de possibilidades. Pode-se observar, assim, que a incerteza é representada no processo de tomada de decisão. Ao se simular uma decisão podem ser decididas escolher valores das categorias mais altas ou mais baixas de acordo com a avaliação, que é necessária, e tomar a decisão em possibilidades de maiores “certezas” que outras.

Sob esta perspectiva as decisões podem ser avaliadas mudando os critérios, ou seja, neste procedimento é determinado até onde é aceitável que um fluxo vindo de um local com alto valor de média possibilidade de contaminação, possa chegar a ser explotado. Se um valor de 0,5 de possibilidade alta de contaminação possa chegar em um poço, para rebaixar o nível do lençol em uma área priorizada, ou seja, a análise não se limita a atender ou não atender critérios e restrições, mas flexibiliza para o que é mais desejável, ou menos desejável, de acordo com os critérios de avaliação do decisor.

As informações que são utilizadas para definir o processo não são rígidas. Podem ser realizadas várias simulações de acordo com critérios diferentes. Por exemplo, é mais desejável reduzir o lençol em áreas priorizadas mesmo que isto possa deixar mais vulnerável a restrição ambiental? Ou seja, é admitido que a decisão influencie áreas que têm possibilidade de valor alto de não permitir vulnerabilidade ambiental?

A partir destas considerações utilizadas nas simulações são obtidos os resultados finais: quantidade dos poços, localização dos poços, a vazão bombeada dos poços, associados com a redução do nível do lençol freático.

3.5.6. Avaliação das Incertezas Restantes na Tomada de Decisão

Modelos de fluxo subterrâneo podem ser modelos determinísticos. Também são modelos que tentam representar a realidade física dos processos hidrológicos subterrâneos, através de equações matemáticas que dependem de parâmetros que são as variáveis que compõem as características físicas do meio estudado.

Estes parâmetros possuem possíveis variações espaciais, que podem ter uma distribuição de probabilidade conhecida (caso existam dados sistemáticos sobre esses parâmetros pode ser construída esta função de probabilidade), não sendo valores totalmente certos. As equações matemáticas que representam esses processos físicos são uma simplificação do processo físico real, ou seja, não representam com exatidão a realidade. Ou seja, na modelagem de hidrologia subterrânea não pode existir total certeza, como a representada por modelos determinísticos.

Além das incertezas obtidas através do modelo, existe também, ainda, a incerteza da meta de vazão que é obtida através da demanda da região. Esta vazão também pode ser representada através de uma de distribuição de probabilidade.

Como uma proposta para a consideração final da incerteza na tomada de decisão é tomar a decisão no modelo determinístico, com a vazão de bombeamento também considerada determinística e avaliar a incerteza dessa decisão considerando o processo como estocástico, admitindo a variabilidade espacial de seus parâmetros e a variabilidade da vazão através de sua distribuição de probabilidade. O Método Monte Carlo foi adotado para avaliação das incertezas restantes. Este método foi bastante propício, pois existem diversas incertezas no processo, que são difíceis de serem representadas e

propagadas durante a modelagem. O Método Monte Carlo é um método de tratamento de incerteza concebido pela teoria da probabilidade, sendo ele uma caixa preta cujas perturbações dos dados de saída são estudadas a partir dos dados de entrada.

Segundo Morgan e Henrion (1990), na análise por Monte Carlo, um valor é colocado aleatoriamente a partir da distribuição de cada dado de entrada. Juntas estas séries de cada valor aleatório, um para cada dado de entrada define um cenário, o qual é usado como dado de entrada para o modelo, computando o correspondente valor do dado de saída. O processo é repetido m vezes, produzindo m cenários independentes com correspondentes valores de dados de saída. Estes m valores dos dados de saída constituem uma amostra aleatória a partir da distribuição de probabilidade sobre os dados de saída induzida pela distribuição de probabilidade sobre os dados de entrada.

Uma das principais vantagens é que este método funciona através de análises dos dados de entrada e dados de saída, o que não exige que tenhamos um conhecimento tão apurado sobre o modelo utilizado, poupando assim bastante tempo; trabalha com quantidades incertas contínuas ou discretas; a imprecisão na avaliação das incertezas pode ser estimada facilmente por métodos estatísticos padrões; e as tentativas computacionais são essencialmente lineares no número de quantidades representadas como incertas.

Para a avaliação da incerteza, considerando que a incerteza também é obtida através da espacialidade, pode ser unido na implantação do Monte Carlo um método de análise de incerteza geoestatístico, a Krigagem.

Os valores de cada dado de entrada do modelo são gerados aleatoriamente de acordo com a sua distribuição de probabilidade, no caso os parâmetros utilizados para a calibração do modelo. Estas probabilidades de ocorrência dos parâmetros de calibração devem ser representadas de acordo com sua variabilidade espacial através do método geoestatístico Krigagem. Perturba-se também a vazão de bombeamento. Estes valores aleatórios, de cada dado de entrada, juntos compõem cenários.

Para cada um destes cenários, o modelo é simulado com a decisão já tomada.

O conjunto de simulações gera uma distribuição de probabilidade dos dados de saída. Esta distribuição representa a incerteza do impacto da decisão.

3.6. Implementação da Modelagem ao Caso de Estudo

Para a implementação computacional da modelagem foram realizadas algumas simplificações no processo decisório proposto, devido à dificuldade de tratamento com as ferramentas computacionais disponíveis. A 4ª etapa, a meta de vazão, não foi avaliada e nem utilizada na implementação, e foram realizadas simplificações nas outras etapas componentes do processo.

3.6.1. Composição dos Dados

A estrutura do processo decisório proposto é dependente de informações de diversas naturezas e origens. Foram utilizados no processo: dados de entrevista de opinião de indivíduos que utilizam a região, dados cadastrais advindos da Secretaria de Planejamento da Prefeitura Municipal, legislação vigente, dados adquiridos através de consulta a especialista e dados obtidos em ensaios realizados em campo (sondagens e estudos realizados pela UFPB/ATECEL, 1999).

3.6.2. Aquisição dos dados

- **Entrevistas**

Para a implementação da metodologia proposta não foi utilizada uma amostra adequada dos usuários da região, em decorrência de limitações de tempo e recursos para realizar as entrevistas. Esta limitação, entretanto, não compromete os resultados desta pesquisa do ponto de vista metodológico. Por outro lado, as recomendações concretas de gestão aqui geradas deverão ser, para sua implementação, validadas com base em dados mais realistas. As entrevistas foram realizadas com três pessoas usuárias do bairro, que foram abordadas com o questionamento: “Quais as áreas do bairro do Bessa você acha que são prioritárias para a redução de alagamentos?”. O problema dos recorrentes alagamentos do bairro é bastante conhecido por seus habitantes e por pessoas que utilizam a região para ter acesso a seus bairros, por isso não houve dificuldades de esclarecimento aos entrevistados quanto ao problema.

Foi apresentado aos entrevistados um mapa do Bessa contendo suas quadras e ruas classificadas. Foi explicado aos entrevistados que esses poderiam dar sua opinião

através de seus conceitos de prioridades para as áreas, como ALTA prioridade, MÉDIA prioridade, BAIXA prioridade, e indicar valores numéricos associados a cada conceito, podendo também uma mesma área possuir dois conceitos, desde que a soma dos valores associados aos conceitos não ultrapassassem e atingissem o valor “um”. Os entrevistados delimitaram no mapa, através de desenho, a prioridade de cada área indicando o seu valor numérico.

• Mapa Digital Urbano da Prefeitura de João Pessoa (MURBD)

A Secretaria de Planejamento da Prefeitura Municipal de João Pessoa (SEPLAN), através de seu núcleo de geoprocessamento, desenvolve o cadastramento e mapeamento sobre uma base digital georreferenciada do desenho urbano da cidade de João Pessoa. Esta base é constituída por uma aplicação digital de um levantamento aerofotogramétrico de 1998. O cadastro multifinalitário da prefeitura (fundamentado no censo municipal ocorrido em 2000) está coligado a esta base. Esta base de dados armazenada em um SIG permite uma fonte de consulta espacializada e geração de informação potencial.

Os níveis (camadas) de dados do mapa digital urbano de João Pessoa utilizados foram:

- i. Uso do solo (residencial, comercial, vazios, etc.)
- ii. Classificação das atividades (posto de gasolina, supermercado, etc)
- iii. Ocupação urbana (ocupado, em construção, vazios, estacionamentos, etc.)
- iv. Vias urbanas de circulação e acesso
- v. Hidrografia (adicionando os rios canalizados)

• Legislação

Algumas vezes, informações em um processo decisório devem ser obtidas por consulta a legislações. Para a aquisição do conhecimento em relação aos equipamentos urbanos presentes no bairro foi realizada uma consulta à legislação para esclarecimento do que são equipamentos urbanos.

A Lei Complementar Nº 434, aprovada em 5 de novembro de 1999, que dispõe sobre o desenvolvimento urbano no Município de Porto Alegre, institui o Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano Ambiental – PDDUA, e determina que são equipamentos urbanos públicos ou privados:

- os equipamentos de administração e de serviço público (segurança pública, infra-estrutura urbana, cemitérios, administrativos de uso comum e especial);
- os equipamentos comunitários e de serviço ao público (de lazer e cultura e de saúde pública);
- os equipamentos de circulação urbana e rede viária.

• **Consulta a especialista**

Na região de estudo, não existe um sistema de informação referente à qualidade de água. Para a composição da informação da qualidade de água subterrânea da região foram obtidos dados relativos a áreas com possibilidade de contaminação através de consulta à especialista.

Para o caso foi realizada consulta ao Hidrogeólogo José do Patrocínio Tomaz Albuquerque, que não é apenas um especialista, mas possui bastante conhecimento sobre a região estudada.

A consulta constou do seguinte questionamento “Conhecendo as possíveis contaminações externas da água subterrânea e suas localizações, até que distâncias essas possíveis contaminações poderiam se disseminar pelas áreas do aquífero?” O consultado foi esclarecido quanto à representação do conhecimento em conjuntos difusos e entendeu rapidamente este conceito matemático. A partir desse esclarecimento o especialista descreveu uma função em conjuntos difusos, para as áreas com possibilidade de contaminação, com as categorias de ALTA possibilidade, MÉDIA possibilidade e BAIXA possibilidade.

Outro questionamento realizado foi “Existe neste aquífero alguma característica interna à sua estrutura geológica que provoque contaminação de sua água?”. O especialista deu esclarecimentos sobre a estrutura geológica do aquífero e que esta não poderia causar qualquer contaminação ao aquífero.

• **Estudos realizados pela UFPB/ATECEL**

Foi realizada no período de doze meses pela Universidade Federal da Paraíba atendendo a solicitação da Secretária de Planejamento do Município de João Pessoa, uma avaliação do “Comportamento do Aquífero Freático no Bairro do Bessa e sua Influência sobre a Drenagem Superficial”, constando de relatórios parciais e relatório

final contendo medições realizadas em campo de características hidrogeológicas do aquífero da região. Estas medições permitiram a calibração em laboratório de um modelo de fluxo subterrâneo para a área do Bessa. Na modelagem do processo decisório foi utilizado este modelo de fluxo subterrâneo.

3.6.3. Modelagem em SIG

3.6.3.1. Ferramenta Computacional Utilizada

As informações comumente não usuais em recursos hídricos, advindas da opinião de pesquisa, planejamento urbano, legislação e de consulta a especialista foram modelados através da ferramenta computacional ArcView GIS 3.2.

O software ArcView GIS 3.2 é um SIG que pode ser usado para criar, apresentar e pesquisar informações geográficas. Este programa possui um módulo de extensão "Spatial Analyst" (ESRI, 1997). Esta extensão permite a modelagem de processos decisórios, através de álgebras de mapas, utilizando planos de informação em formato "raster", realizando operações célula a célula.

3.6.3.2. Procedimentos Metodológicos na Implementação dos Dados

Os procedimentos realizados no ambiente do SIG foram: armazenamento do banco de dados, pesquisa dos dados através de busca ao banco de dados e análises de proximidades em mapas de distâncias a dados. Os dados de entrevistas foram implementados com a associação direta da representação do conhecimento em conjuntos difusos e é descrito no próximo tópico.

Foram armazenados no banco de dados do SIG os dados do Mapa Digital Urbano associado ao cadastro multifinalitário da prefeitura. Existem dois tipos de dados no banco de dados: os dados cadastrais, com atributos associados a formatos vetoriais, e os dados apenas com o formato vetorial.

As buscas realizadas em dados cadastrais em formatos vetoriais com atributos foram:

- i. Os equipamentos urbanos identificados foram: Igrejas (Templos), praça pública, hotel, serviços de telecomunicação, apart-hotel, associações, terminal aéreo, e

quatro vias públicas, as Avenidas Argemiro de Figueiredo, Afonso Pena, e Campos Sales e a Rua Fernando Luiz Henrique dos Santos, que foram consideradas como principais vias.

- ii. As poluições pontuais identificadas foram: Postos de Gasolina.

As buscas em dados em formatos vetoriais foram:

- i. Para a fonte de contaminação por água superficial: Hidrografia da região.
- ii. Para a fonte de contaminação por intrusão salina: Divisa do bairro e o mar.

Depois da busca a estes dados vetoriais, foram realizadas análises de distâncias a estes dados, que associam diretamente um valor numérico de distâncias aos dados, ou seja, são gerados os mapas de distâncias.

3.6.3.3. Representação do Conhecimento através dos Conjuntos Difusos

- **Entrevistas**

Para as entrevistas, as áreas foram associadas a valores numéricos sem a realização de análises de distâncias. As áreas apresentadas “desenhadas” pelos entrevistados, foram também desenhadas no ambiente de SIG, através de polígonos. Foram adicionados valores numéricos (os valores numéricos obtidos na entrevista) a esses polígonos que estão em formato vetorial. Esse formato vetorial foi transformado em formato “raster”, para a operação futura entre as entrevistas.

- **Transformações das distâncias em Funções de Pertinências**

As funções de pertinência que descrevem os conjuntos difusos possuem como variáveis independentes os valores numéricos de distâncias. Sendo conhecidas estas variáveis, as funções matemáticas utilizadas possuem soluções.

Estas funções de pertinências foram implementadas através de programações individuais. O SIG utilizado possui uma ferramenta interna, “Map Calculator”, que permitiu a representação das funções e operações em conjuntos difusos concebidas nesta pesquisa.

Essas informações devem implicar diretamente na informação final ou foram operadas através de álgebra de mapas. O próximo tópico apresenta as funções de conjuntos difusos que foram implementadas e suas operações no SIG.

3.6.3.4. Implementação das Funções de Pertinência e suas Operações na Modelagem

- **Avaliação da Prioridade das Áreas a partir da Opinião da População (OP)**

Como foram realizadas três entrevistas foram obtidos nove planos de informação, três planos de informação para cada categoria.

Estes planos de informações foram operados através da operação Média pela Norma -T:

$$\mu_{OPA}(X) = \frac{1}{2} (\mu_{1A}(x) + \mu_{2A}(x) + \mu_{3A}(x)) - \text{Categoria ALTA.}$$

$$\mu_{OPM}(X) = \frac{1}{2} (\mu_{1M}(x) + \mu_{2M}(x) + \mu_{3M}(x)) - \text{Categoria MÉDIA.}$$

$$\mu_{OPB}(X) = \frac{1}{2} (\mu_{1B}(x) + \mu_{2B}(x) + \mu_{3B}(x)) - \text{Categoria BAIXA.}$$

Foi obtido por esta operação um plano de informação com valores numéricos para cada categoria ALTA, MÉDIA E BAIXA, que representam a opinião da população quanto ao valor das prioridades das áreas de acordo com seus conceitos.

- **Avaliação da Prioridade das Áreas a partir dos Equipamentos Urbanos (EU)**

A função de pertinência de prioridade da área foi descrita através de uma função da distância aos equipamentos identificados no bairro, como mostrado na Figura 3.19:

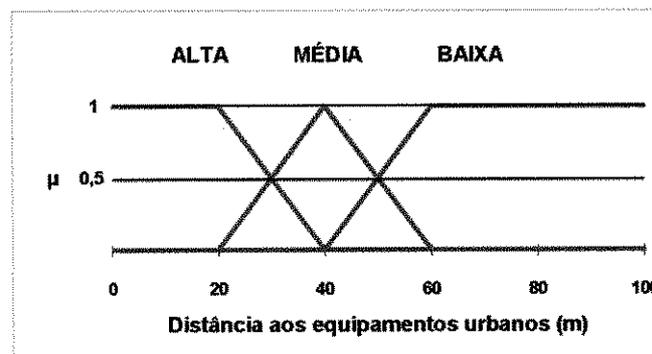


Figura 3.19 – Função de distância aos equipamentos urbanos.

Essa função de pertinência foi dividida em três funções, uma função matemática para cada categoria, que implicou diretamente nos planos de informações finais. As funções estão representadas na Figura 3.20.

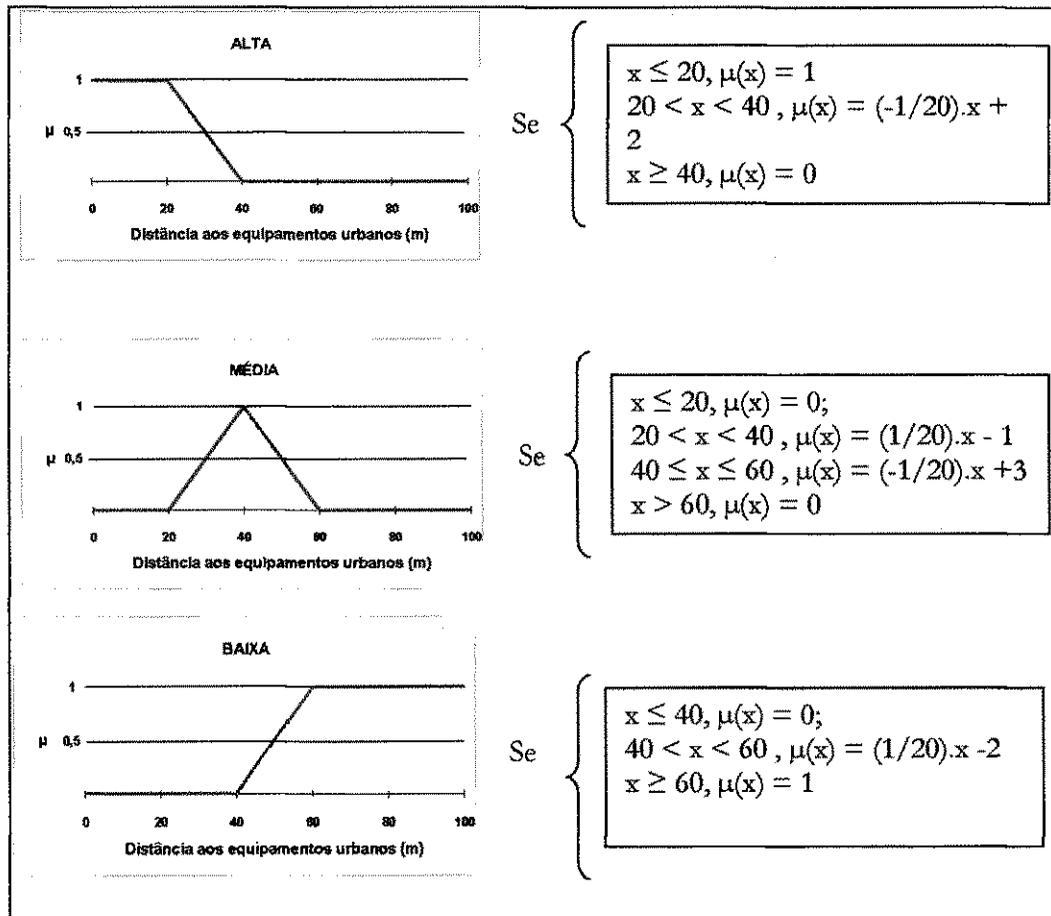


Figura 3.20 - Função de distância aos equipamentos urbanos para cada categoria separadamente.

• **Avaliação total da Prioridade das Áreas (PA)**

Os planos de informações resultantes da prioridade das áreas através da opinião da população (OP) e do critério de proximidade a equipamentos urbanos (EU), foram operados através de operação média Norma – T:

$$\mu_{PAA}(X) = \frac{1}{2} (\mu_{OPA}(x) + \mu_{EUA}(x))$$

$$\mu_{PAM}(X) = \frac{1}{2} (\mu_{OPM}(x) + \mu_{EUM}(x))$$

$$\mu_{PAB}(X) = \frac{1}{2} (\mu_{OPB}(x) + \mu_{EUB}(x))$$

Assim foi obtido o resultado final da prioridade das áreas para cada categoria lingüística ALTA, MÉDIA e BAIXA, para cada posição espacial da área do bairro.

- **Avaliação das Áreas com Possibilidade de Contaminação**

As fontes potenciais de contaminação da qualidade da água consideradas foram os postos de gasolina, todos os rios e a intrusão salina.

A função de pertinência, de áreas com possibilidade de contaminação, utilizada para o caso foi descrita por especialista, que considerou a mesma função para as diferentes fontes de contaminação.

A função através de conjuntos difusos para as áreas com possibilidade de contaminação foi definida a partir de distâncias a estas fontes externas de poluição. Esta função foi representada através de categorias de possibilidade ALTA, MÉDIA e BAIXA (Figura 3.21):

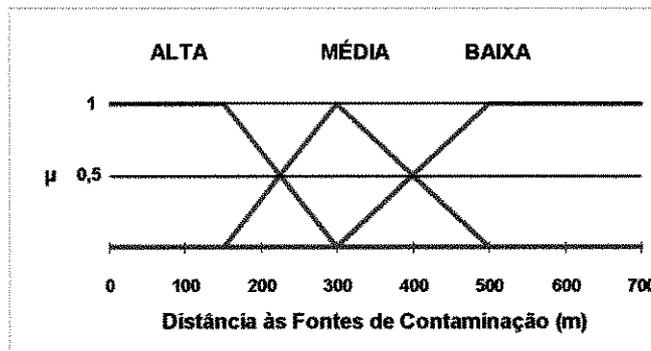


Figura 3.21 – Função de distância às fontes de contaminação.

Essa função foi dividida em planos de informação, através de função matemática para cada categoria representadas na Figura 3.22 implementadas através de programação no SIG.

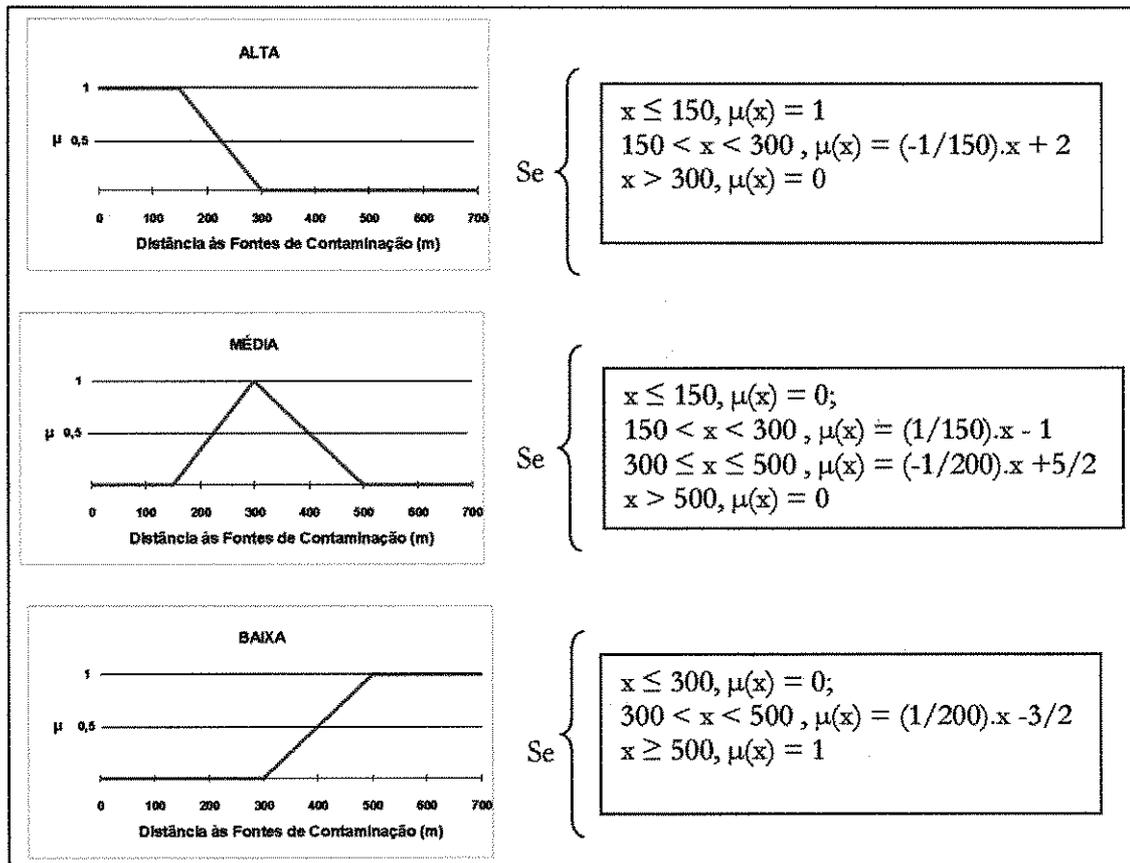


Figura 3.22 – Função de distância às fontes de contaminação para cada categoria separadamente.

Foram obtidos assim os planos de informação referentes às categorias ALTA, MÉDIA e BAIXA:

- Planos de Informações referente à possibilidade de contaminação através dos postos de gasolina (PG) de categorias ALTA, MÉDIA e BAIXA.
- Planos de Informações referente à possibilidade de contaminação através de água superficial contaminada (AS) de categorias ALTA, MÉDIA e BAIXA.
- Planos de Informações referente à possibilidade de contaminação através de intrusão salina (IS) de categorias ALTA, MÉDIA e BAIXA.

Esses resultados foram operados para cada categoria, através de operações em conjuntos difusos:

- ALTA e MÉDIA, foi implementada a operação de União Norma-S:

$$\mu_{PCA}(X) = \max(\mu_{TGA}(x), \mu_{ASA}(x), \mu_{ISA}(x)).$$

$$\mu_{PCM}(X) = \max(\mu_{TGM}(x), \mu_{ASM}(x), \mu_{ISM}(x)).$$

- BAIXA foi implementada com a operação de Intersecção Norma-T:

$$\mu_{PCB}(X) = \min(\mu_{TCB}(x), \mu_{ASB}(x), \mu_{ISB}(x)).$$

Assim foram obtidas as áreas com possibilidades de contaminação dentro das categorias ALTA, MÉDIA e BAIXA.

- Avaliação da restrição ambiental

Foi considerado para o caso a restrição ambiental de não ocorrer intrusão salina no aquífero. O dado utilizado para esse caso foi a interface marinha, admitida como estando na divisa do bairro e o mar.

A função descrita através de conjuntos difusos para as áreas de preservação do meio ambiente foi considerada a mesma que foi definida pelo especialista na fase anterior. Esta função foi definida a partir de distâncias à interface marinha.

Foram obtidas diretamente através desta função de distância as áreas de preservação do meio ambiente, ou seja, a função representa diretamente as informações das categorias ALTA, MÉDIA e BAIXA.

3.6.4. Modelagem de Fluxo Subterrâneo

3.6.4.1. Agregação das informações provenientes do SIG

Para o processo final de tomada de decisão, todas as informações resultantes obtidas através da modelagem realizada no SIG foram necessárias.

O último passo para a modelagem do processo foi a avaliação destes critérios e restrições na tomada de decisão. Estas informações possuem um valor numérico para cada célula, ou seja, possuem um formato "raster". O modelo de fluxo subterrâneo utilizado não foi capaz de receber todas estas informações neste formato. Para tanto, estas informações numéricas foram transformadas em informações vetoriais, ou seja, para o caso foram transformadas apenas em informação visual.

Estas informações resultantes da modelagem no SIG foram adicionadas a uma imagem vetorial com os vazios urbanos da região e todas as informações foram visualizadas através de uma sobreposição de imagens. Essa imagem foi transferida para o Modelo de Fluxo Subterrâneo.

3.6.4.2. Modelo de Fluxo Subterrâneo

O sistema computacional do modelo de fluxo subterrâneo foi o ASMWIN (Aquifer Simulation Model For Windows). Esse sistema possui como modelador de fluxo de água subterrânea o programa MODFLOW, que é um sistema de modelos para simulação de fluxo de águas subterrâneas e processos de transportes (Chiang et al., 1998).

Este modelo já estava disponível, devidamente calibrado por Marques (2004) para o aquífero freático que ocorre na área do bairro do Bessa, o que permitiu a simulação do comportamento do fluxo subterrâneo no aquífero quando submetido a efeitos de poços, rios ou drenos, recarga, evaporação, barramentos, etc, na região de estudo. Este modelo foi georreferenciado com as coordenadas geográficas da região de estudo. O aquífero é representado por células, em uma malha de 150 colunas x 250 linhas, dando um total de 37500 células. Os parâmetros utilizados para a calibração do modelo foram a condutividade hidráulica e a porosidade eficaz, assumindo um valor para cada célula.

Com o uso do modelo calibrado foram realizadas as simulações para o período seco, imediatamente antes das chuvas. Basicamente foi verificado o que o bombeamento em poços situados em locais estratégicos provocaria na redução do nível do lençol freático e na circulação do fluxo do aquífero.

Para a redução do nível do lençol foram preferíveis as áreas com maior valor da categoria ALTA, para a prioridade da área, verificando-se o que o bombeamento da simulação da decisão causara de rebaixamento no nível do lençol nessas áreas.

Para a circulação do fluxo subterrâneo foi evitada a ocorrência da transferência do fluxo subterrâneo das áreas de possibilidade de contaminação para a vazão bombeada, e foi evitada a interferência do fluxo natural em áreas de preservação ambiental, que apresentaram valores consideráveis na categoria ALTA, e MÉDIA

As localizações escolhidas para os poços foram restritas aos vazios urbanos da região.

Foram realizadas vinte simulações de bombeamento verificando diferentes valores de vazão, número e posição de poços e suas repostas conseqüentes ao nível do lençol e o fluxo subterrâneo.

Destas simulações foi aceita a simulação que provocou maior rebaixamento nas áreas desejadas e menor transferência do fluxo subterrâneo das áreas de possibilidades de contaminação e mudanças no fluxo subterrâneo das áreas de preservação ambiental de valores numéricos altos das categorias ALTA e MÉDIA.

Foram escolhidos quatro poços. As descrições da localização e vazão destes poços pode ser visualizadas nos resultados.

Na tomada de decisão com apoio do modelo de fluxo subterrâneo foram consideradas as incertezas nas informações advindas da modelagem realizada no SIG. A visualização destas incertezas e como elas foram consideradas no processo de decisão é visualizada e discutida no próximo capítulo.

3.6.5. Avaliação das Incertezas Restantes na Tomada de Decisão

Na última parte do trabalho a incerteza foi avaliada com a tomada de decisão, através do modelo de fluxo subterrâneo, e para tanto foi escolhido o método Monte Carlo. Os parâmetros perturbados foram de condutividade hidráulica, que variaram em sua distribuição no espaço. Foram realizadas vinte cenários diferentes possíveis.

Como resposta da perturbação da entrada da condutividade hidráulica na simulação da decisão, tem-se uma perturbação do nível do lençol freático em cada célula do modelo, provável de ocorrer na tomada da decisão. Posteriormente, foi realizada a análise estatística das respostas, a média do nível do lençol freático de cada célula individual e o desvio padrão da média em cada célula.

- 2) Foram gerados valores não condicionais, destes valores de condutividade hidráulica obtidos no item 1 usando o “gerador de campo”.
- 3) Os valores gerados pela realização não condicional (item 2) são utilizados, apenas as suas medidas locais de mesma localização da amostra (que foi interpolada através do kriging no item 1), estes valores gerados foram interpolados para cada célula utilizando o método kriging através do “Field Interpolator”.
- 4) A distribuição do item 3 é subtraída da distribuição do item 2, gerando assim os resíduos-kriging.
- 5) Os resíduos-kriging foram adicionados à distribuição obtida no item 1, gerando assim os valores da interpolação da amostra inicial adicionada a suas probabilidades de variação.

A decisão foi tomada, através de simulação, com o modelo calibrado com os parâmetros do item 1. Em seguida, foram realizadas 20 simulações do impacto da decisão tomada sobre o rebaixamento do lençol, utilizando 20 distintas parametrizações do modelo de fluxo subterrâneo geradas pelas perturbações da condutividade hidráulica segundo o procedimento acima.

Esta última etapa conclui a realização do método Monte Carlo em aquífero heterogêneo, com a utilização de mais um método de representação de incerteza espacial, o método kriging.

Foram obtidas, assim, as perturbações considerando a espacialidade da condutividade hidráulica, que possui heterogeneidade. Foram verificadas as respostas destes cenários com a simulação do bombeamento dos poços com suas mesmas localizações, número, e vazões da tomada de decisão.

3.6.5.2. Avaliação da Incerteza Restante na Tomada da decisão

Como resposta da perturbação dos parâmetros de entrada, com a simulação dos bombeamentos da decisão, tem-se uma perturbação do nível do lençol freático em cada célula do modelo, ou seja, vinte valores possíveis diferentes do nível do lençol em cada célula. Foram realizadas as análises estatísticas dos níveis do lençol freático, a média e o desvio padrão em cada célula.

A análise estatística obtida foi implementada no SIG e os valores estatísticos foram interpolados, obtendo assim de forma espacial a representação da incerteza, ou seja, a média e o desvio padrão da redução do nível do lençol freático.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

*"O que os homens realmente querem
não são conhecimentos, mas certezas."*

- Bertrand Russel -

4.1. Prioridade das Áreas a partir da Opinião da População (OP)

Para o resultado da prioridade das áreas através das entrevistas (Figura 4.1) pode-se perceber a coerência dos valores obtidos nas categorias, porque, em todas as áreas, o resultado da soma dos valores entre as categorias ALTA, MÉDIA e BAIXA não ultrapassam e sempre atingem o valor um. Isso mostra que a representação do conhecimento e operação destes foi satisfatória. Os conceitos lingüísticos foram bem representados matematicamente diante de suas incertezas e possibilidades (como exemplo, no resultado obtido em uma das áreas existe, categoria ALTA com valor zero, MÉDIA com valor 0,33 e BAIXA com valor 0,77).

Não existiram áreas de consenso para o valor 1 da prioridade da área de categoria ALTA, sendo o máximo valor dessa categoria o valor 0,67. Outra observação também pode ser analisada através de algumas áreas, como exemplo, existe área que possui alto valor na categoria ALTA, valor na categoria BAIXA maior que na categoria MÉDIA. Estes resultados podem ser explicados não como uma falha da metodologia utilizada, mas sim representa que não existe total concordância entre os entrevistados sobre as categorias e seus valores, porque nem todas as opiniões são iguais, as pessoas possuem critérios diferentes para suas avaliações. Mas, existe consenso entre a população entrevistada em algumas áreas, áreas em que categorias e valores das categorias são concordantes.

4.2. Prioridade das Áreas a partir dos Equipamentos Urbanos (EU)

Para o resultado final da prioridade da área, através do critério de equipamentos urbanos (Figura 4.2), a representação da incerteza utilizada através da função em conjuntos difusos é facilmente observada pela variação contínua dos valores das categorias e pelas categorias. As incertezas existentes no conhecimento do modelador sobre a prioridade e suas categorias foram representadas na modelagem.

Porém, talvez a função de distância pudesse ter outra forma matemática, de trechos mais largos pertencentes às categorias, atingindo distâncias maiores para as prioridades das áreas. Esta função pode ser redefinida de acordo com a necessidade ou critérios do modelador para melhor representar o processo.

4.3. Resultado Final da Prioridade das Áreas (PA)

No resultado final da prioridade das áreas (Figura 4.3) é possível perceber rapidamente algumas incertezas, através de algumas áreas que possuem em seu resultado valores próximos das categorias ALTA e BAIXA.

Uma das causas para a existência das incertezas pode ser entendida, porque existiram duas fontes para a avaliação da prioridade das áreas completamente distintas. Existiram áreas que, de acordo com a opinião da população, possuíam baixo valor de ALTA prioridade e de acordo com o critério de equipamentos alto valor de ALTA prioridade, ou áreas que de acordo com a opinião da população possuíam alto valor de BAIXA prioridade, e de acordo com o critério de equipamentos, baixo valor de BAIXA prioridade. Assim, a partir da operação utilizada entre estas categorias, em alguns casos, em um mesmo local, as categorias ALTA e BAIXA apresentaram valores próximos.

Outra causa para a existência dessa incerteza entre as categorias pode ser entendida, porque a incerteza obtida no resultado final das opiniões da população também foi propagada para o resultado final da prioridade das áreas.

Estas incertezas entre as categorias ALTA e BAIXA não existiram no resultado da prioridade das áreas a partir dos equipamentos urbanos. Isso pode ser observado na função de conjuntos difusos que descreveu estas informações na modelagem, havendo incertezas apenas em algumas posições espaciais, entre as categorias ALTA e MÉDIA, e as categorias MÉDIA e BAIXA.

Outro exemplo das incertezas pode ser visualizado no resultado da categoria ALTA, e categoria MÉDIA. Para ambas as categorias, o valor máximo atingido das possibilidades foi 0,83, ou seja, não houve consenso total de acordo com as avaliações realizadas, para as áreas de maior prioridade.

Isto representa que existem diferenças nas prioridades das avaliações, entre os entrevistados no início da avaliação da prioridade das áreas. E existem diferenças nas avaliações dos critérios, o que era de se esperar, pois foi utilizado para esse caso o uso de avaliações completamente diferentes, a opinião da população e o critério de distâncias a equipamentos urbanos.

Porém, para o processo de tomada de decisão através do modelo de fluxo subterrâneo, foram procuradas rebaixar as áreas que apresentavam o valor alto da categoria ALTA e valores baixos da categoria BAIXA. Pôde-se observar que existem conflitos entre os resultados, ou seja, incertezas, porém através dessa inferência em categorias pôde ser visto onde havia mais “certezas” da decisão atender os critérios colocados na análise.

Com a representação e operação do conhecimento implementada através da teoria dos conjuntos difusos foram utilizadas no processo informações de diferentes naturezas que puderam ser operadas, e tiveram suas incertezas propagadas, o que mostrou dessa forma esta teoria bastante adequada.

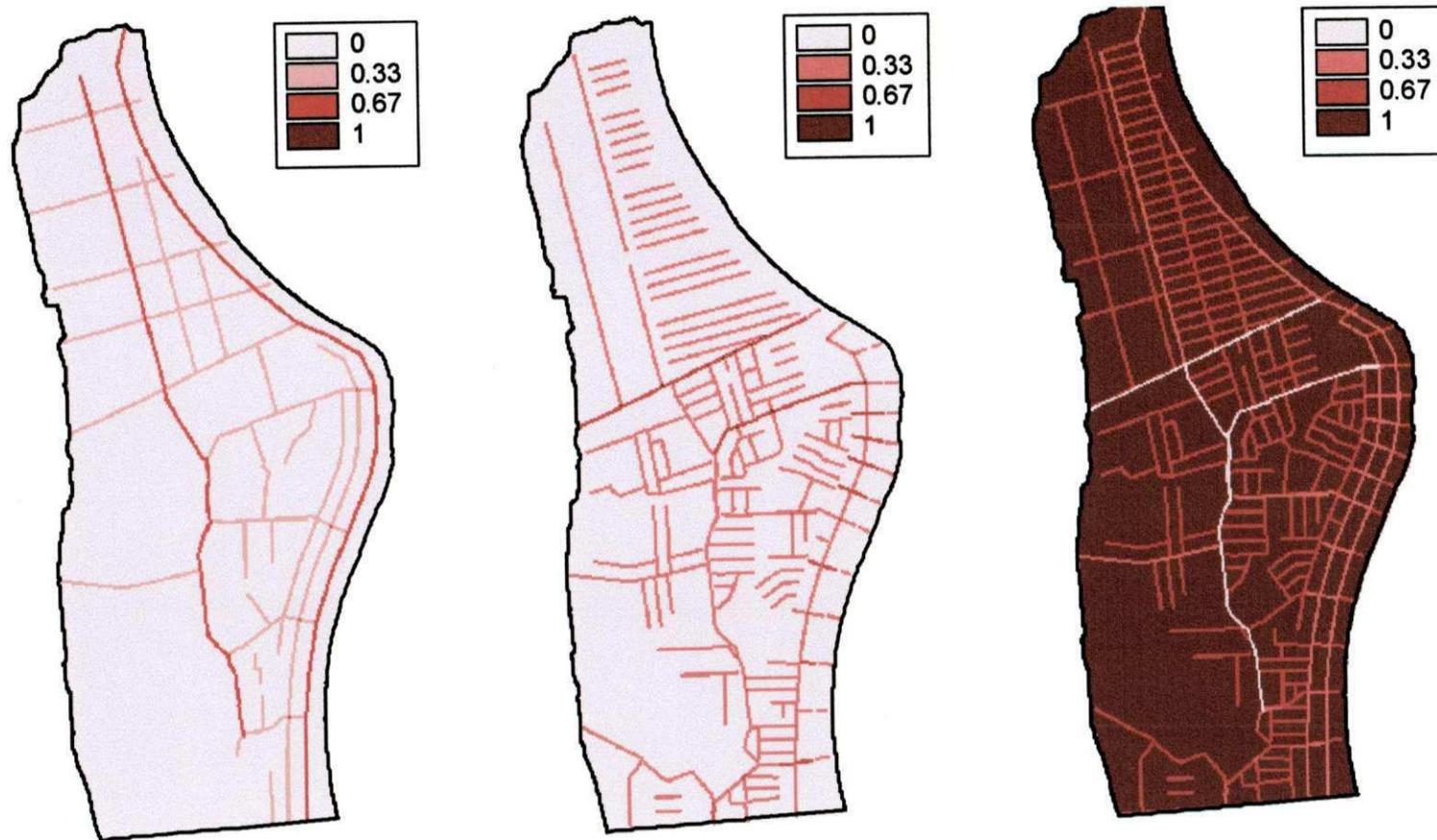


Figura 4.1 – Resultado da prioridade da área para as categorias alta, média e baixa respectivamente a partir da opinião da população.

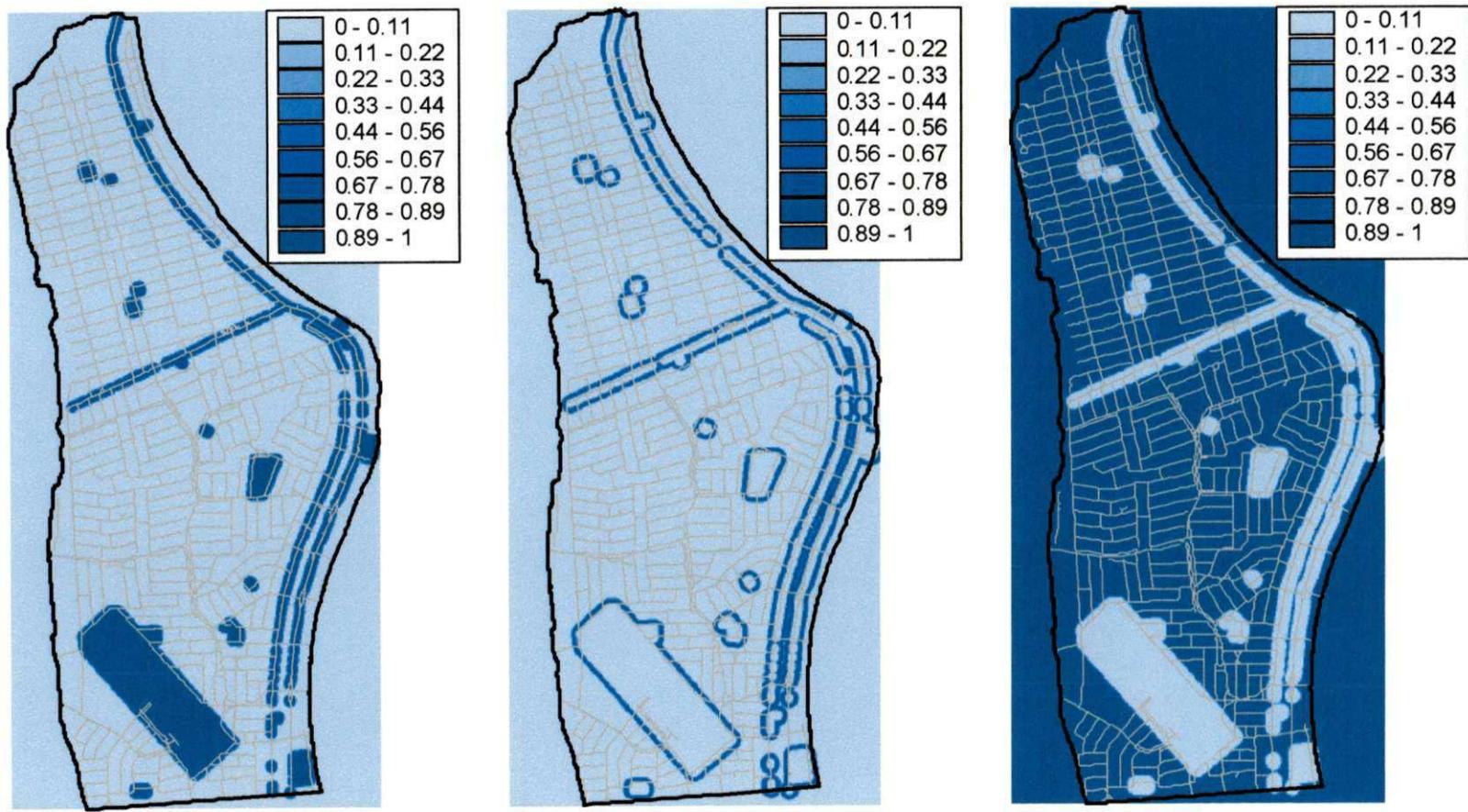


Figura 4.2 – Resultado da prioridade da área para as categorias alta, média e baixa respectivamente a partir dos equipamentos urbanos.

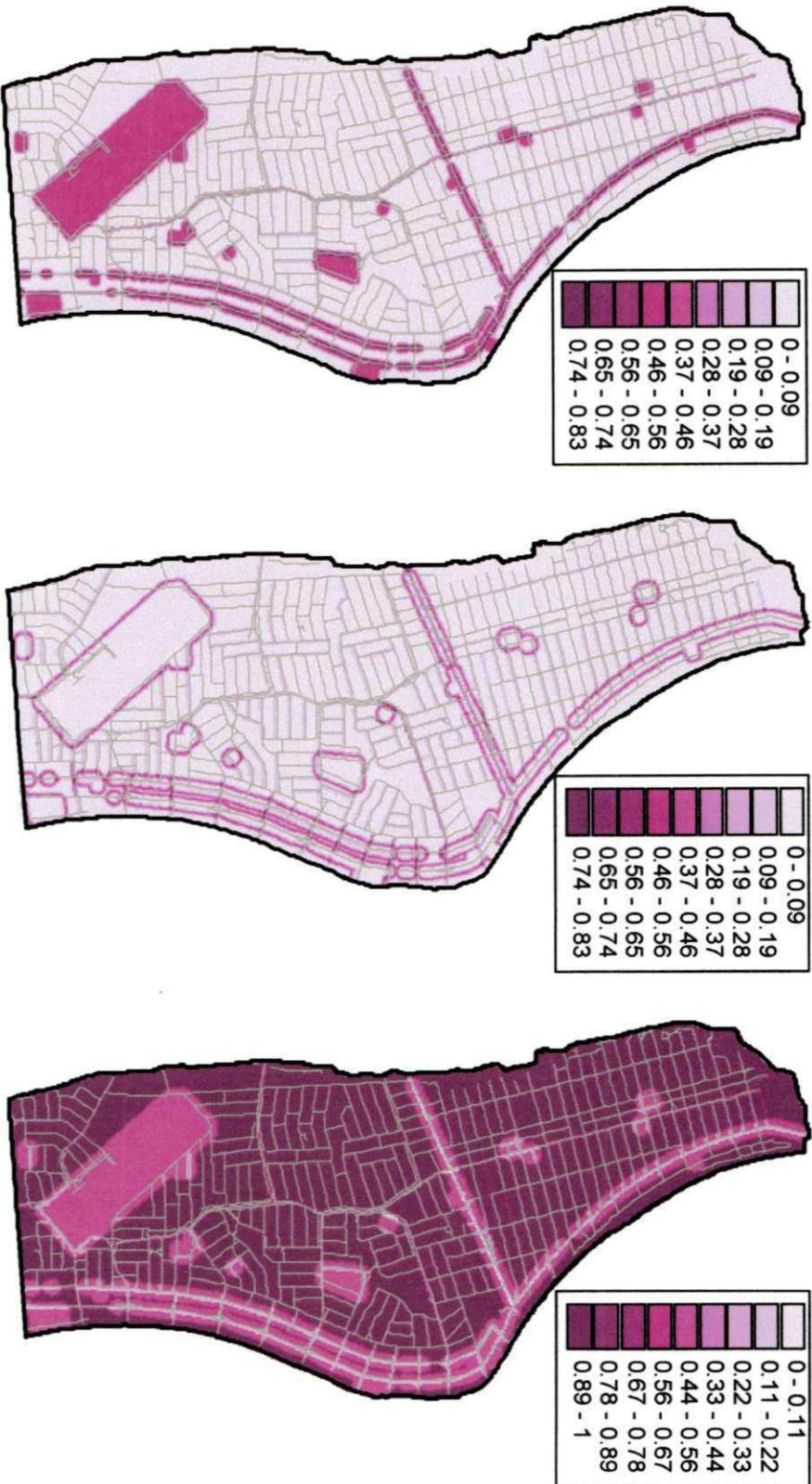


Figura 4.3 – Resultado final da prioridade da área para as categorias alta, média e baixa respectivamente a partir da opinião da população e dos equipamentos urbanos.

4.4. Áreas com Possibilidade de Contaminação

Através dos resultados das áreas com possibilidade de contaminação para cada fonte potencial de contaminação (Figuras 4.4, 4.5 e 4.6), podem-se observar que a função de pertinência proposta pelo especialista descreve as incertezas através das categorias e como estas são representadas para cada possibilidade de contaminação.

A representação da incerteza do conhecimento do especialista sobre o processo é facilmente percebida através das categorias MÉDIA em cada possibilidade. Existe uma certa faixa em que as áreas da pertinência passam de uma área de ALTA prioridade para uma área de BAIXA prioridade. A possibilidade de um conjunto estar pertencendo à categoria ALTA são maiores quanto mais próximo estiver o ponto de possível contaminação. Suas possibilidades vão diminuindo até chegaram em uma área que pode assumir possibilidades para as duas categorias ALTA e MÉDIA. Quanto mais se distancia do ponto a possibilidade atinge seu máximo da categoria MÉDIA e nenhuma possibilidade na ALTA, e quanto mais se distancia, a possibilidade da categoria MÉDIA vai diminuindo, e começa a se encontrar com uma possibilidade de categoria BAIXA, o que, com maior distância, essa possibilidade chega a ser no seu máximo BAIXA, e continua em seu máximo para a categoria BAIXA com maiores distâncias, não existindo mais nenhuma possibilidade da categoria MÉDIA.

Observa-se que são representadas duas incertezas diferentes: as incertezas da possibilidade da categoria e a incerteza entre as categorias.

As incertezas de acordo com o conhecimento do especialista foram representadas através da teoria dos conjuntos difusos. Observando os resultados percebe-se que as distâncias dadas nas funções que definem as categorias assumem valores consideráveis. Muitas áreas da região de estudo são atingidas por possibilidades de contaminação de categorias ALTA e MÉDIA. O que pode gerar uma reflexão, “será que o especialista foi rigoroso em sua avaliação?”, para esse caso talvez fosse necessária a consulta a outros especialistas, para que suas opiniões fossem avaliadas e utilizadas na modelagem do processo.

O resultado final das áreas com possibilidade de contaminação (Figura 4.7) foi obtido através de operações bastante rigorosas. Nestas operações foram considerados os valores máximos, entre as possibilidades componentes do processo, para as categorias ALTA e MÉDIA, e valores mínimos para a categoria BAIXA. Isto implicou que a soma dos valores das categorias, em algumas áreas, atingissem valores maiores que um. Isto representa que houve um excesso e extrapolação do valor total, com estas operações realizadas.

Este resultado implicou em poucas áreas do bairro com valores altos na categoria BAIXA.

É bastante interessante notar como existem valores altos em muitas áreas para as possibilidades das categorias ALTA e MÉDIA. Isto ocorreu, talvez, porque o especialista consultado tenha sido bastante rigoroso e as operações realizadas também tenham sido bastante rigorosas.

Por esta avaliação ter sido realizada com nenhum dado existente referente à qualidade da água subterrânea, pode-se observar que, talvez, tenha ocorrido uma certa extrapolação, para a inferência sobre as áreas com possibilidade de contaminação da água. Tanto do especialista quanto nas operações.

Um exemplo cotidiano que poderia esclarecer isso é: dirigir em um local à noite é diferente de dirigir em um mesmo local pela manhã. Quando se dirige à noite, normalmente se diminui a velocidade, porque muitas informações que seriam necessárias, para se ter mais segurança ao dirigir, não existem. O mesmo pode acontecer ao se inferir conhecimentos com poucas informações. Um acréscimo no cuidado durante a inferência pode gerar um aumento ou diminuição dos valores inferidos.

Diferentes especialistas em um mesmo campo, muitas vezes possuem alguns conhecimentos distintos do mesmo objeto de estudo. A composição de seus conhecimentos deve, de alguma forma, enriquecer as informações inferidas e compor melhor as informações que são utilizadas em modelagens na ausência de dados.

Sob essa circunstância, mais especialistas deveriam ser consultados e talvez devessem ser realizadas outras operações mais flexíveis. Existe, dentro da teoria da lógica difusa, aplicações que podem compor o conhecimento de vários especialistas, representando as incertezas, por possíveis contradições de opiniões entre estes. Esta

teoria também oferece a possibilidade de diversas operações que, sob a perspectiva da modelagem, pudessem representar melhor o conhecimento.

Porém, talvez, realmente existam muitas áreas com possibilidade de contaminação de valor alto de categoria ALTA, na região estudada, mas isso só pode ser comprovado através de mais avaliações.

4.5. Avaliação da restrição ambiental

O resultado de áreas de preservação ambiental pode ser vista pela Figura 4.8. Como a avaliação da restrição ambiental foi admitida a partir da função de pertinência descrita pelo especialista, parte dos comentários realizados no item 4.4 fazem parte da discussão para a restrição ambiental. A diferença para esse caso é que não foram consideradas outras restrições ambientais a não ser a da intrusão salina. Então, não houve operações para a composição da restrição, tendo a função de pertinência para as categorias descrito diretamente a informação sobre a restrição ambiental.

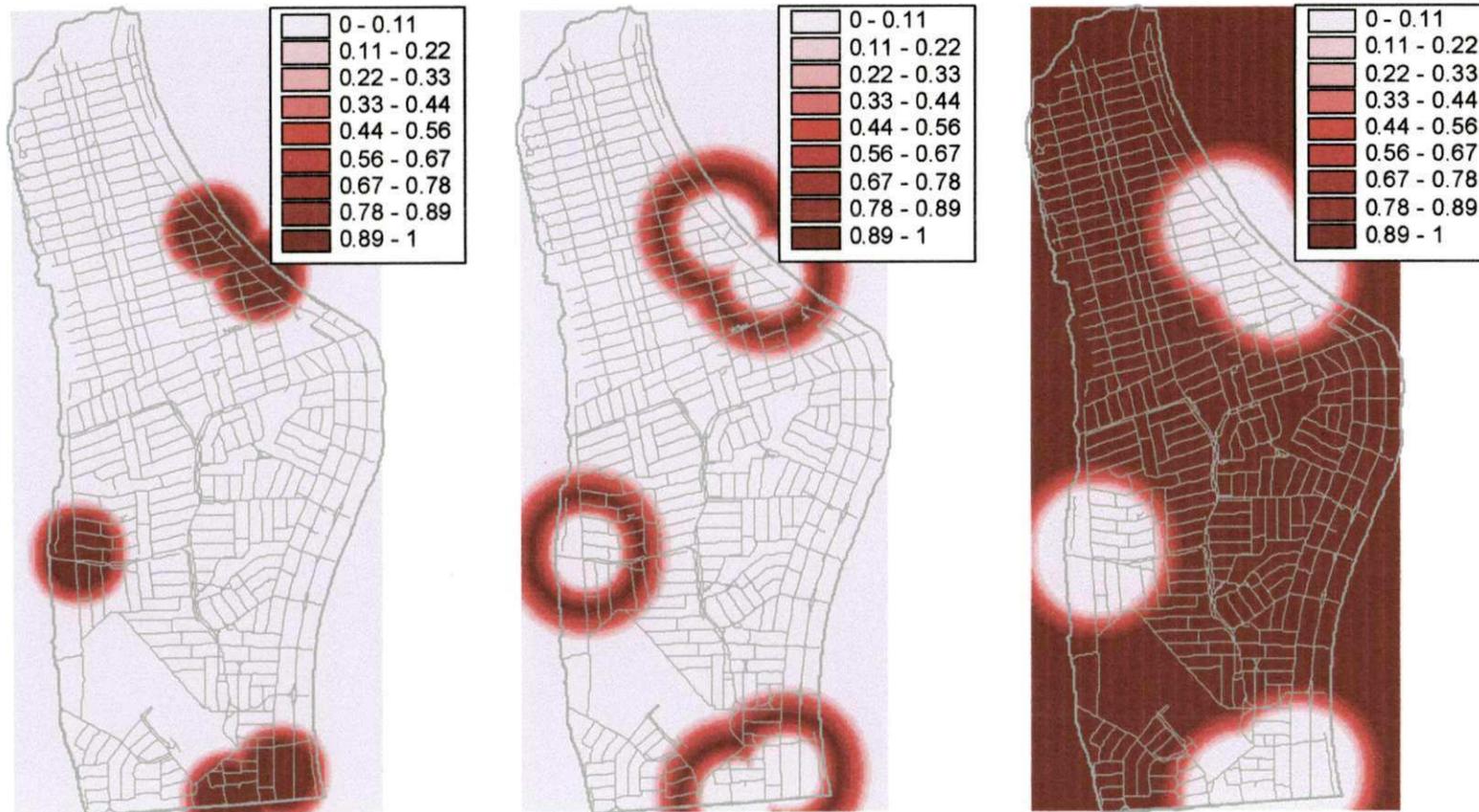


Figura 4.4 – Resultado das áreas com possibilidade de contaminação para as categorias alta, media e baixa respectivamente por de postos de gasolina.

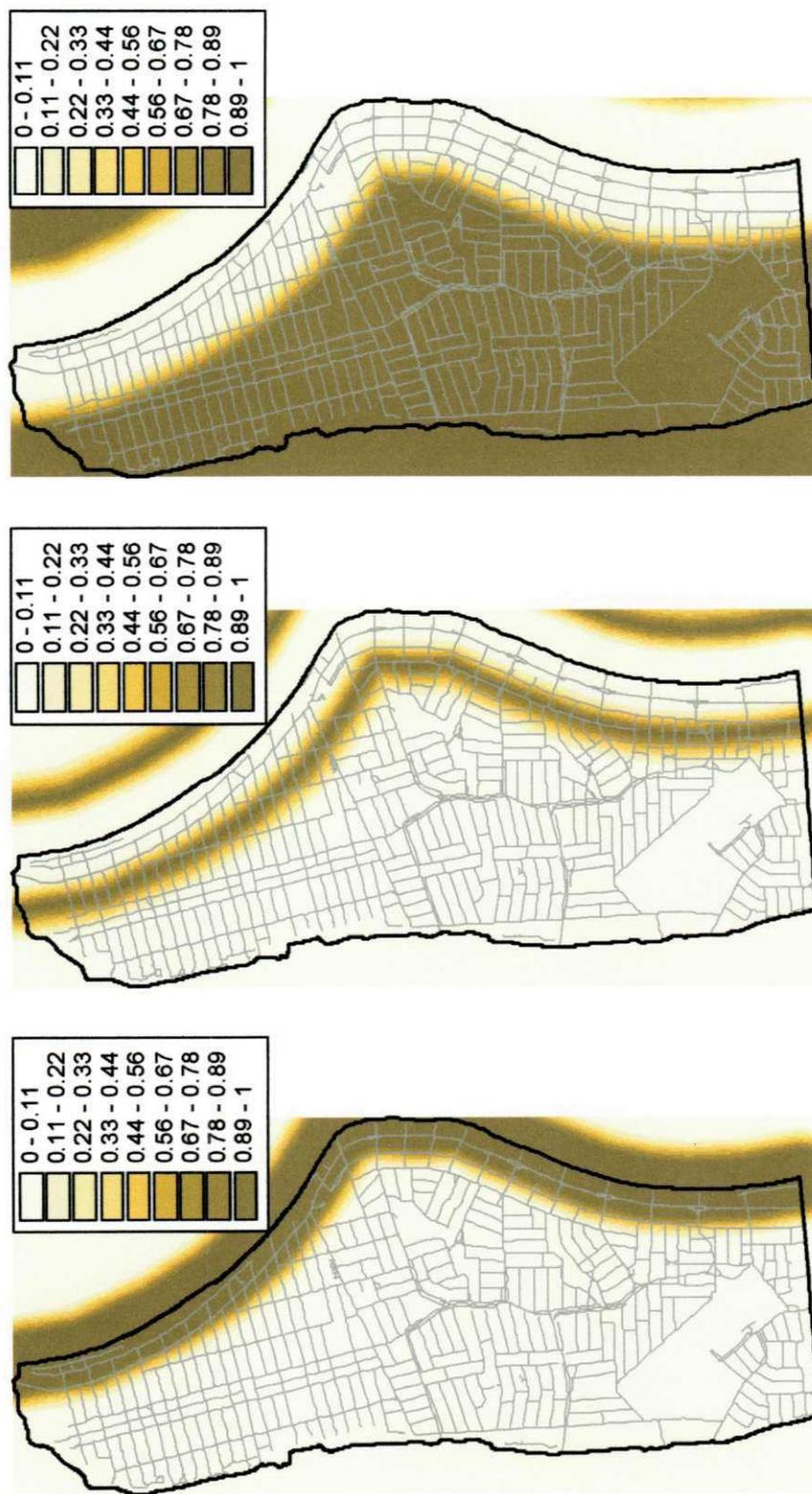


Figura 4.5 – Resultado das áreas com possibilidade de contaminação para as categorias alta, media e baixa respectivamente por intrusão salina.

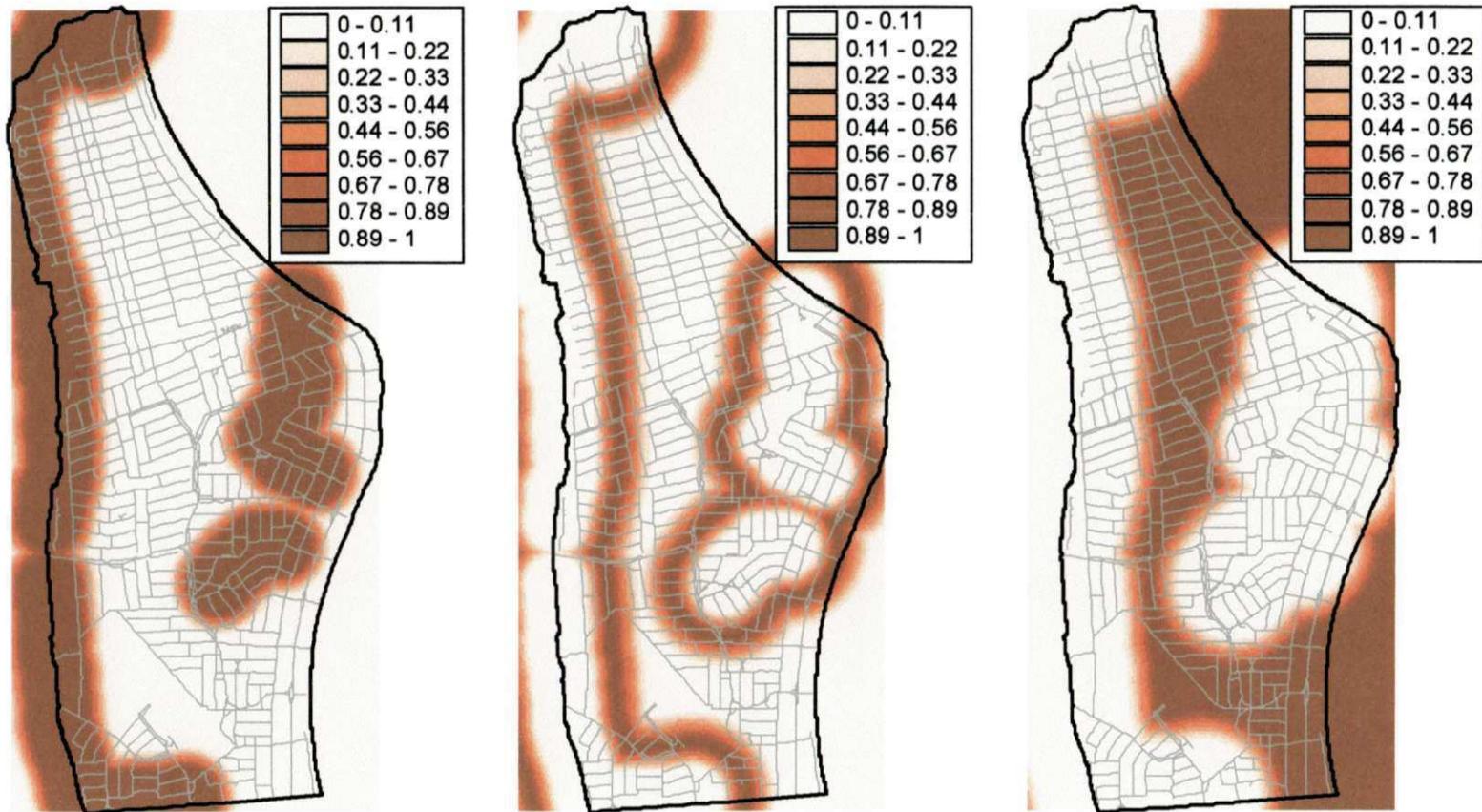


Figura 4.6 – Resultado da área possibilidade de contaminação para as categorias alta, media e baixa respectivamente por água superficial.

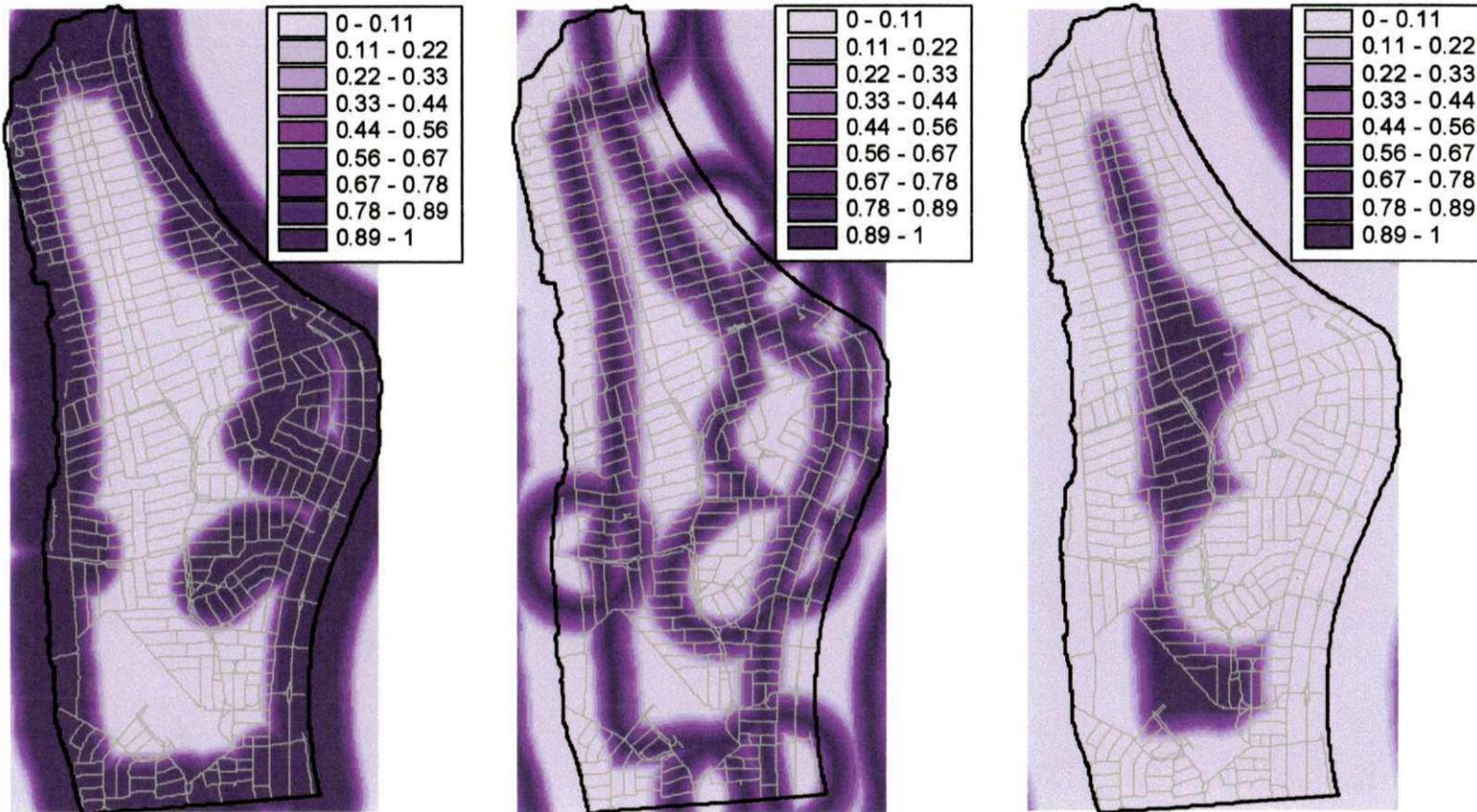


Figura 4.7 – Resultado final das áreas com possibilidade de contaminação para as categorias alta, média e baixa.

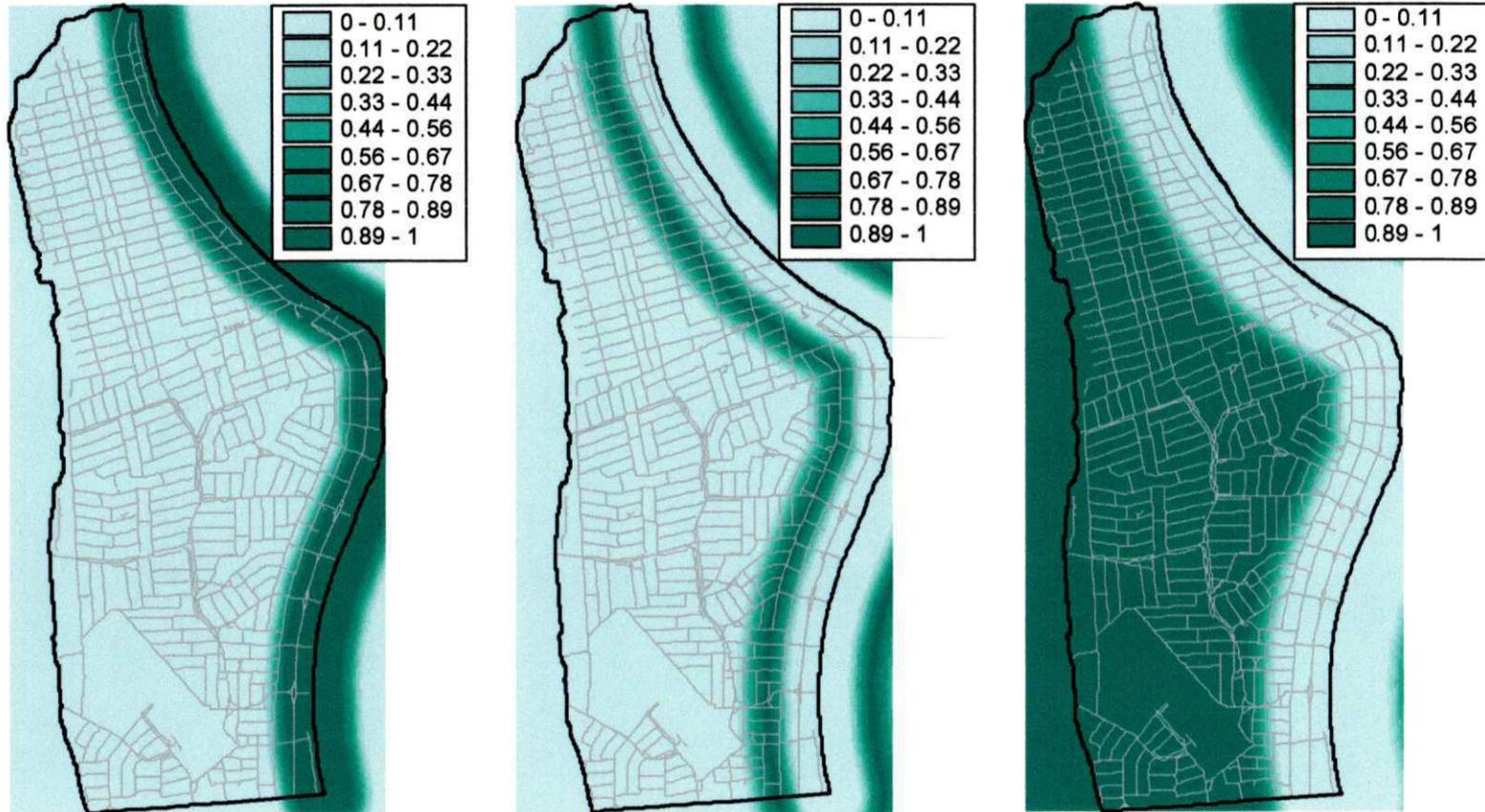


Figura 4.8 – Resultado final da restrição ambiental, áreas de preservação do meio ambiente, para as categorias alta, media e baixa.

4.6. Resultado da Agregação das informações vindas do SIG

São adicionadas incertezas na modelagem do processo decisório através da transferência de informações, entre os modelos computacionais utilizados, pois estes não possuem uma interface coesa para transferir e interagir informações.

A composição da agregação das informações, obtidas da modelagem no SIG, foi realizada em uma composição visual de imagens, um overlay, (Figura 4.9), o que diminui um pouco a qualidade das informações numéricas e visuais, que haviam sido obtidas pela modelagem. Isto aumenta as incertezas do processo, porém essas incertezas foram consideradas no processo de simulação, porque foram evitadas as áreas em que as informações parecessem duvidosas, ou então, foi procurada confirmar o valor da informação, voltando a conferir a informação no SIG.

4.7. Resultado da Tomada de Decisão Considerando as Incertezas Propagadas na Avaliação dos Critérios

A incerteza foi considerada nesse processo como foi explicitado anteriormente. As incertezas foram propagadas através da modelagem realizada no SIG, e foi facilmente possível integrá-las na tomada de decisão realizada no modelo de fluxo subterrâneo.

A tomada de decisão foi a localização, o número e a vazão dos poços escolhidos (Figura 4.10), onde o bombeamento ocorrerá imediatamente antes do período chuvoso. A decisão dependeu de rebaixar o nível do lençol das áreas com alto valor (valores próximos de 0,8) de prioridade apenas na categoria ALTA, o que foi discutido anteriormente no resultado da prioridade das áreas. As áreas em que havia incertezas, quanto a esta categoria, foram evitadas. A transferência de fluxo subterrâneo, nas áreas com possibilidade de contaminação, e áreas de preservação ambiental, de valores altos nas categorias ALTA e MÉDIA foram evitadas, procurando atingir apenas as categorias BAIXAS de maior valor (valores próximos de um). Porém, em alguns lugares foi admitido a transferência de fluxo da categoria MÉDIA com valor alto (próximo de um), mas em poucas áreas, e quando os fluxos de transferência, a partir destas áreas, foram pequenos. Ou seja, na hora de tomar a decisão a incerteza foi considerada.

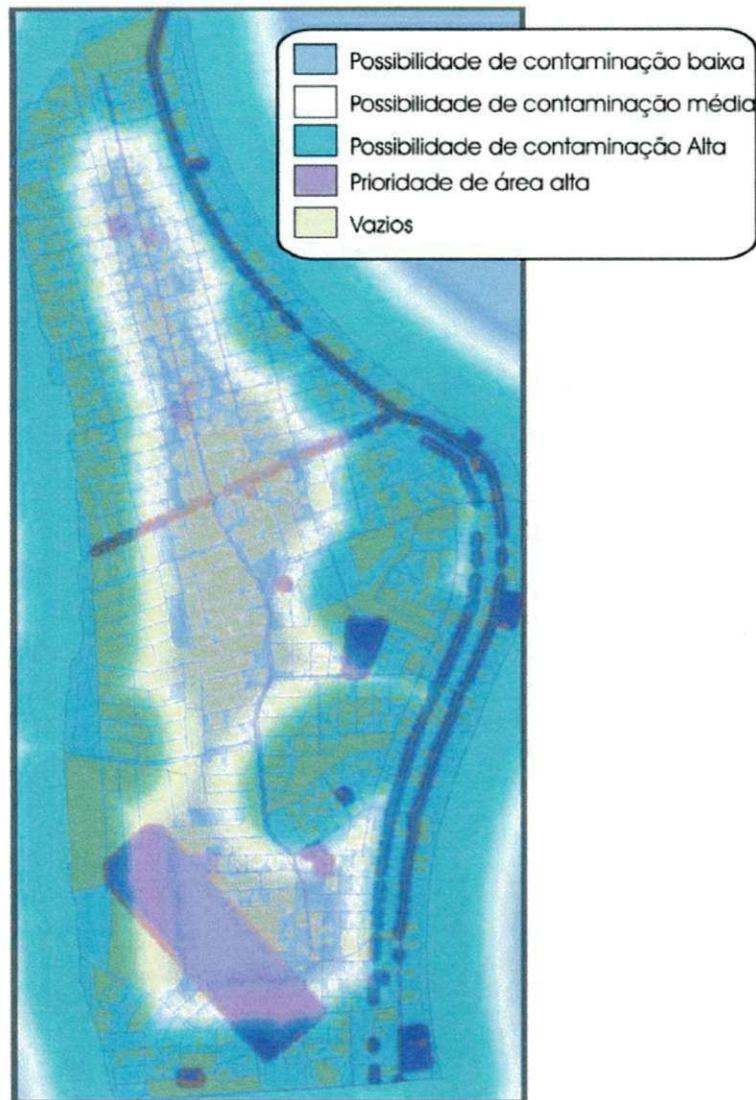


Figura 4.9 – Overlay das Informações originadas do SIG.

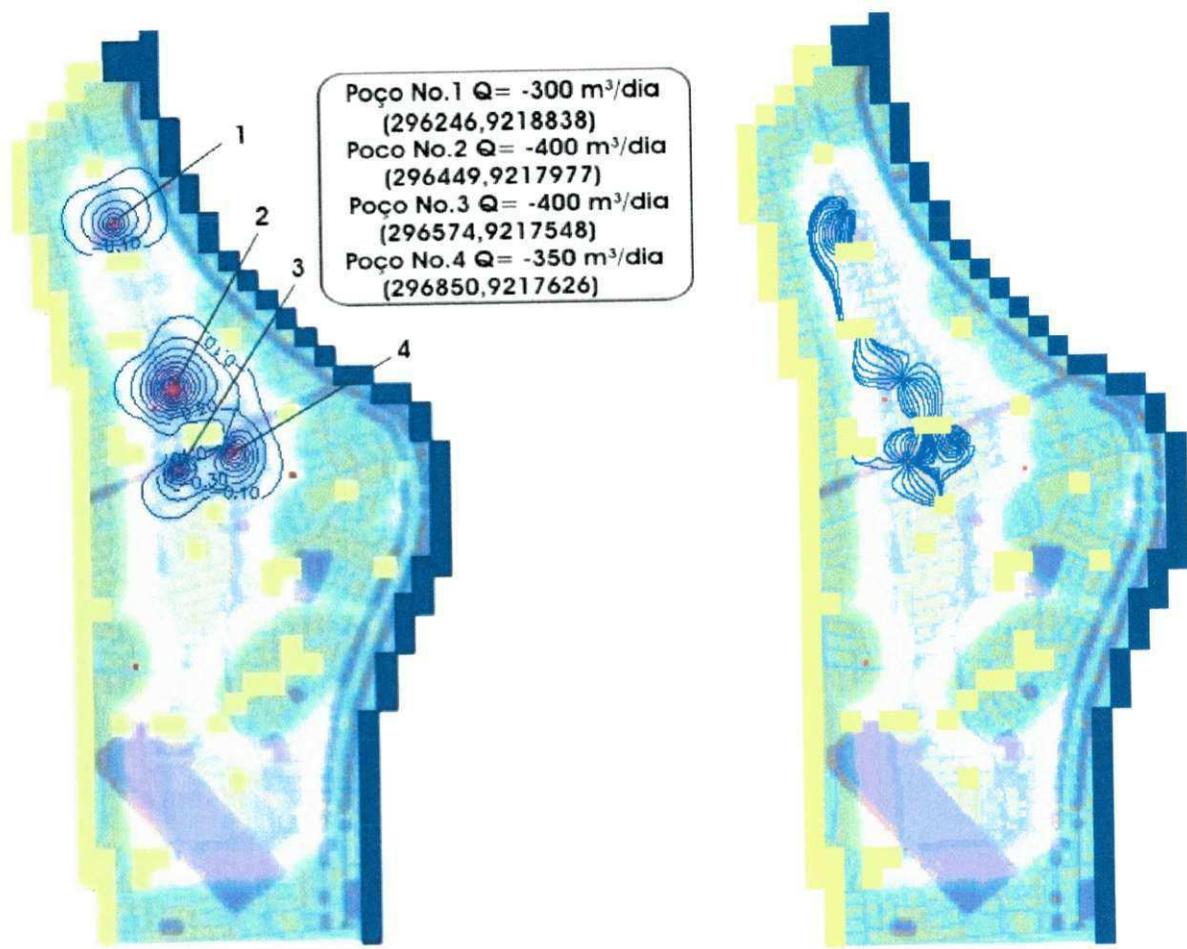


Figura 4.10 – Resultado final da tomada de decisão, número, localização e vazão dos poços, associado com rebaixamento e fluxo do lençol freático respectivamente.

4.8. Rebaixamento do Lençol Freático e Incertezas Restantes na Tomada de Decisão

Existe na decisão a incerteza também adquirida através da modelagem do fluxo subterrâneo. Como as incertezas advindas dos critérios e restrições, na tomada de decisão foi considerada na avaliação da decisão, faltando apenas avaliar a incerteza restante do processo.

O nível do lençol freático com a simulação da tomada de decisão, e a estatística da média do nível do lençol com a tomada da decisão obtida através das perturbações dos parâmetros e o desvio entre estes (Figura 4.11) não possuem grandes diferenças em muitas áreas, a não ser em alguns locais específicos. Não existem grandes diferenças, porém esta estatística não é referente ao desvio padrão, mas sim ao desvio entre o lençol freático e a média final do lençol. Este comentário ocorre em condição de comparação entre os resultados. Mas pode ser observado que este desvio é menor que o desvio padrão do lençol freático. A referência topográfica para a determinação do nível do lençol foi uma cota (em metros) a partir do nível do mar.

A incerteza da tomada de decisão está no *desvio padrão* do nível do lençol freático, o desvio entre todas as células de mesma localização espacial, este é o desvio representativo da estatística das diferenças possíveis de ocorrerem célula a célula (Figura 4.12).

O desvio padrão do nível do lençol freático possui uma faixa de variação espacial de zero a 0,92m. O rebaixamento do nível do lençol freático (Figura 4.12) provocado pelo bombeamento possui, aproximadamente, uma variação no poço nº 1 de 0,30 a 1,20m, no nº 2 de 0,30 a 2,40m, no nº3 de 0,30 a 1,40m e no nº4 de 0,30 a 1,70m. Pode-se observar que o desvio padrão para os valores destes rebaixamentos possui um valor considerável, ou seja, que as incertezas da tomada de decisão são altas. O rebaixamento do nível do lençol freático foi considerado como a diferença (em metros) entre o nível do lençol antes do bombeamento e o nível do lençol após o bombeamento.

Com a visualização das áreas prioritárias de categoria ALTA para o rebaixamento do lençol e o desvio padrão da tomada de decisão (Figura 4.13), sobrepostos, pode ser avaliado que as incertezas foram maiores próximas aos poços.

Para esta análise estatística, a incerteza final da tomada de tomada é avaliada através de uma comparação entre o nível do lençol freático obtido na simulação de decisão e o desvio padrão possível de ocorrer com a decisão.

Estes desvios assumiram os maiores valores próximos à localização e à área de influência dos poços nº2, nº3 e nº4, quanto mais próximo ao poço, maior o desvio padrão. Para a parametrização e calibração do modelo de fluxo, existem diversas incertezas devido a simplificações matemáticas, pelo desconhecimento da realidade física do aquífero, e a variabilidade real em seus componentes físicos. Porém, ao se simular o bombeamento, mais uma equação para representar a física do aquífero é adicionada. É suposto diretamente que esta equação também é uma simplificação e por isso adiciona incerteza ao processo. Pelo fato da incerteza ser maior próximo onde os poços estão localizados, a equação matemática que representa o rebaixamento (o cone de depressão) deve possuir mais falha quanto à sua representação matemática próximo aos locais de bombeamento.

Mas próximo ao poço nº1 não houve um aumento do valor do desvio padrão. Talvez o porquê dessa ocorrência, seja o pouco número de cenários realizados, talvez a aplicação de mais cenários apresentasse maior desvio nas proximidades do poço. Outro motivo, também pode ser porque os poços que apresentaram valores maiores de desvios padrões estavam próximos. Talvez a influência desta localização próxima, possa ter gerado maiores desvios padrões.

Para a calibração do modelo foram utilizados dados do nível do lençol freático da região, obtidos em poços de observação (piezômetros). Com a visualização dos poços de observação sobrepostos ao desvio padrão espacializado (Figura 4.14) percebe-se que na maioria das áreas (áreas mais ao leste) existe um desvio padrão de maiores valores que em outras áreas. Com esta sobreposição, observa-se que nestes locais existem menos poços de observação, o que pode ter provocado maiores falhas na representação do modelo de fluxo subterrâneo nestes locais.

Diante destas incertezas consideráveis é recomendado para este caso um retorno à estrutura do processo decisório, para reavaliar a decisão, e talvez mudar a composição do processo da modelagem com a utilização de um modelo de fluxo subterrâneo melhor calibrado, que represente, com menos incertezas, o processo físico da interferência por bombeamento no aquífero.

Também pode ser ressaltado que os rebaixamentos não assumiram valores muito altos, com valor máximo aproximadamente de 2,40m. Talvez valores de bombeamentos maiores, relaxando as restrições ambientais ou critérios de qualidade de água, provocando maiores rebaixamentos do nível do lençol freático tornasse menores os desvios padrões em relação aos valores dos rebaixamentos, fazendo com que o desvio padrão ou as incertezas possíveis não provocassem grande influência na tomada de decisão.

O questionamento sobre a análise estatística que pode ser levantado é: “Porque apenas média e o desvio padrão? Porque não acrescentar na análise os valores máximos e mínimos possíveis e comparar com a resposta da tomada de decisão?” A resposta para este possível questionamento é: a análise estatística foi realizada célula a célula, para o nível do lençol freático com a simulação dos bombeamentos, então, os máximos e os mínimos para cada célula podem ocorrer em cenários diferentes. Supor que todos os máximos ou todos os mínimos pudessem ter a probabilidade de ocorrer ao mesmo tempo, em todas as células, a partir dos diferentes cenários, seria irreal.

Mas, a análise estatística da média e desvio padrão para cada célula representa bem as incertezas, porque esta análise não quebra nenhum fundamento lógico, pelo contrário, representa as variabilidades naturais possíveis de ocorrer em cada célula, através de uma análise estatística básica.

Muitas análises e propostas de modelagem podem se criadas com o reconhecimento e conhecimento das incertezas. Outros estudos de estatística poderiam ser adicionados, como a distribuição de probabilidade de cada célula do modelo, porém, mas esforços devem ser feitos para melhor elaboração da análise probabilística.

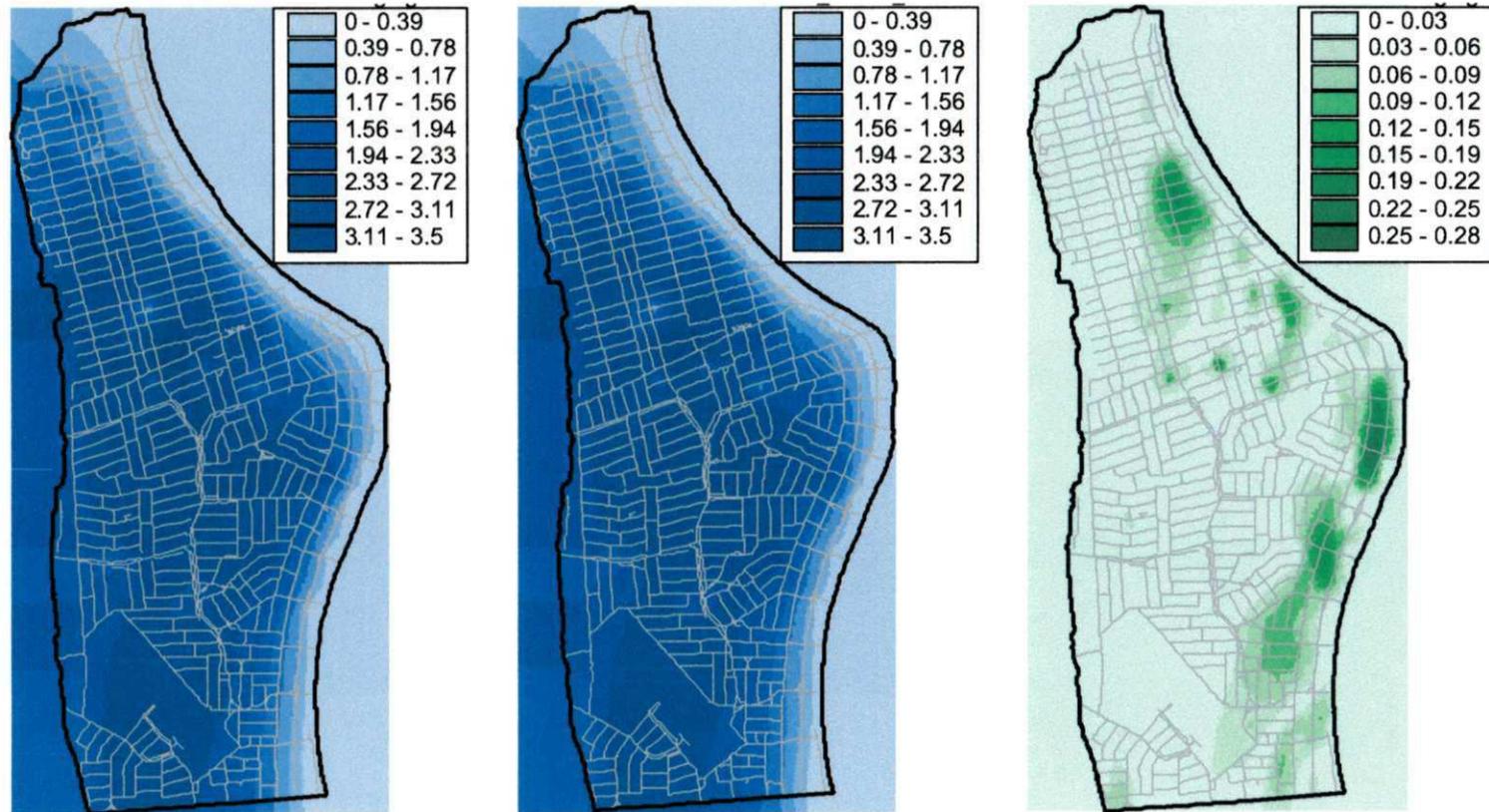


Figura 4.11 – Nível do lençol com a tomada de decisão, média do nível do lençol com a aplicação do Monte Carlo, e diferenças (desvios) entre o nível e a média do nível respectivamente (m).

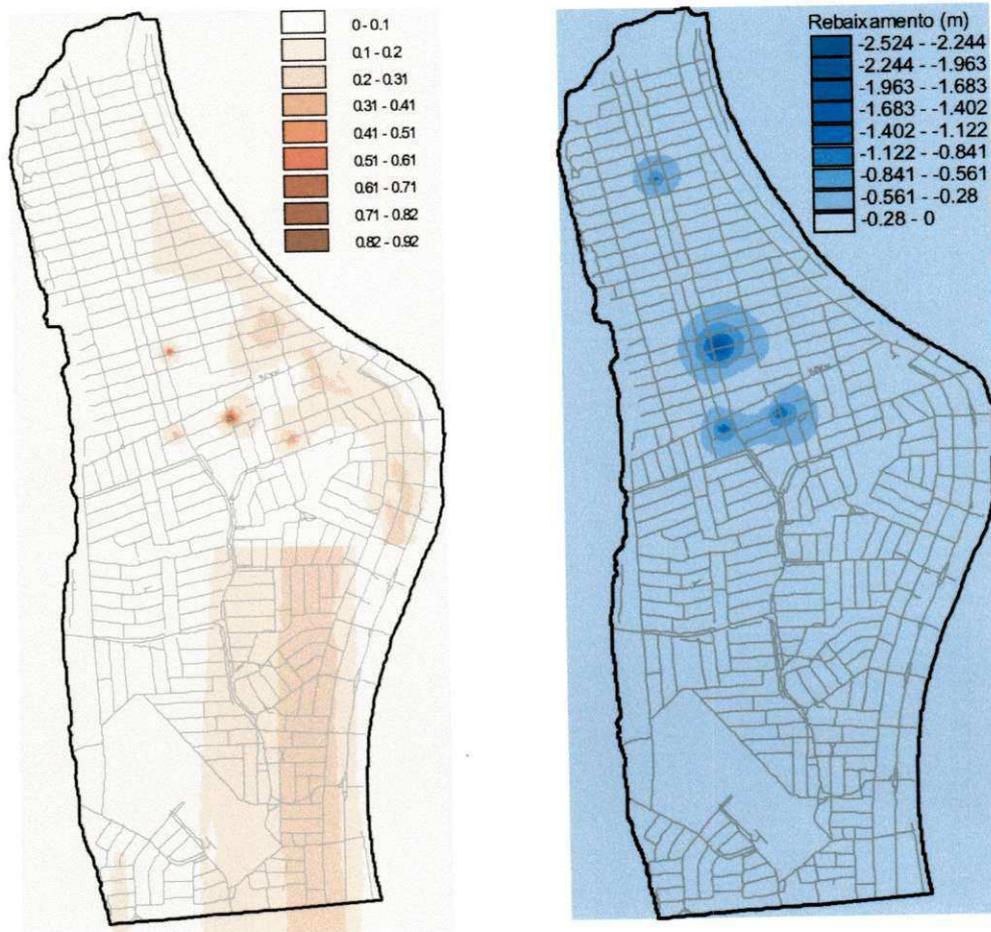


Figura 4.12 – Desvio padrão do nível do lençol freático (m) com a tomada de decisão, e rebaixamento do nível do lençol freático (m) com a tomada de decisão, respectivamente.



Figura 4.13 – Desvio padrão e prioridade das áreas de categoria ALTA em overlay.

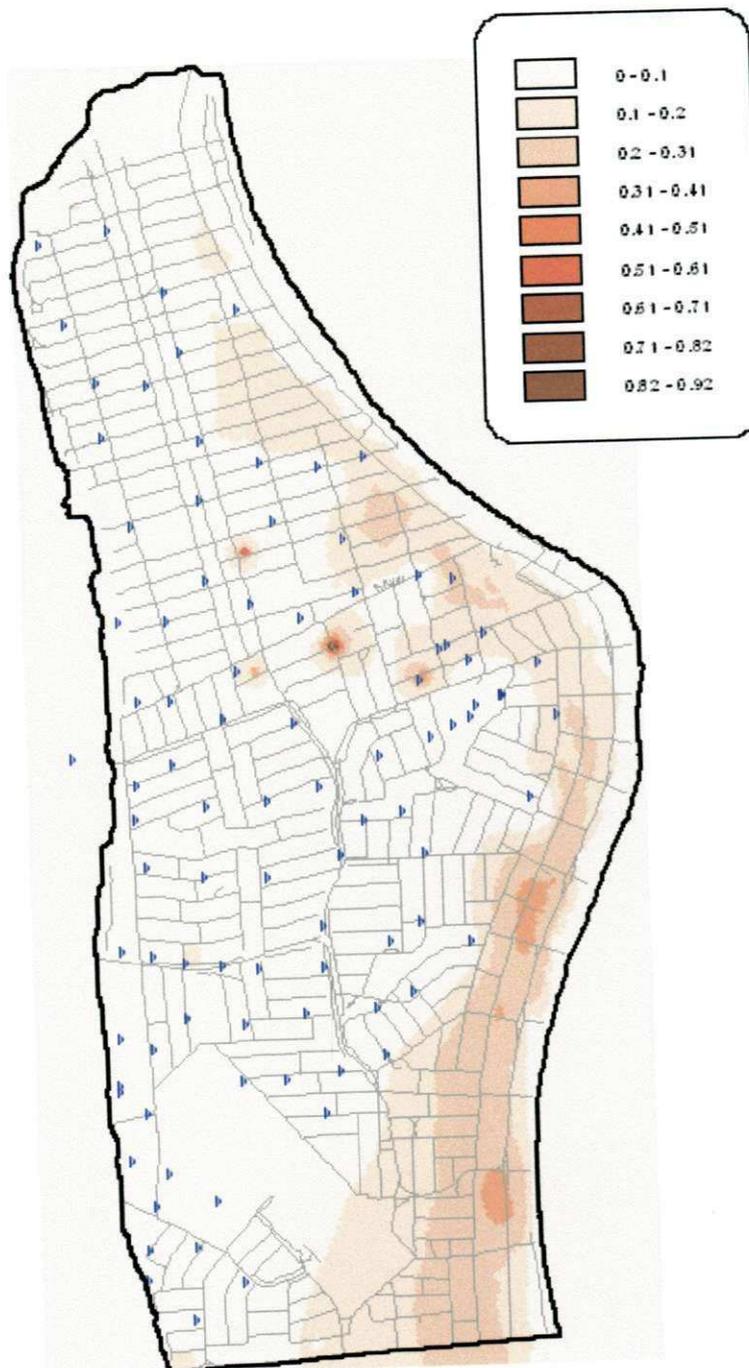


Figura 4.14 – Desvio padrão do nível do lençol freático (m), com a tomada de decisão com a localização dos piezômetros em azul.

4.9. Discussão Geral

De acordo com várias fontes de incertezas que podem existir dentro de um processo decisório, implementado em um ambiente de sistemas de informações geográficas e de modelos hidrológicos subterrâneos, esta pesquisa contribuiu em como representar as incertezas das informações não usuais em recursos hídricos com alta subjetividade, podendo propagar a incerteza dessas informações e envolvê-las com incertezas em informações mais comuns em recursos hídricos de natureza estocástica e probabilística, que são processadas em modelos hidrológicos.

Muitas incertezas não foram consideradas na modelagem do processo decisório, como:

- a origem dos dados, se o cadastro urbano está ou não atualizado;
- a variável de condutividade hidráulica, se é ou não realmente representativa para a análise estatística,
- a representação digital do bairro, se pode ter erro através de sua digitalização, ou se a escala considerada para ser realizada a modelagem é satisfatória,
- os níveis de incertezas dos métodos de interpolação geralmente utilizados nos recursos computacionais no SIG, não foram considerados na metodologia do tratamento da incerteza, com a aplicação da teoria dos conjuntos difusos.
- as simplificações na modelagem e considerações realizadas pelo modelador e seu sistema de suporte a decisão espacial.
- as incertezas quanto à origem dos dados e seu processamento através de alguns recursos utilizados não foram consideradas, nem muitas outras que foram citadas na fundamentação teórica.

5. Conclusões

5.1. Considerações Finais

“Não há nenhum defeito naquele que procura a verdade baseada em suas próprias luzes; é mesmo um dever de cada um de nós”.

-Mohandas Gandhi-

Conseguiu-se, na modelagem do caso de gestão analisado, implementar processos decisórios de diversas naturezas em modelos computacionais diferentes. Uma parte das incertezas associadas a estes processos foram representadas e propagadas durante a modelagem até a tomada de decisão. Outras incertezas foram consideradas avaliando a robustez da tomada de decisão.

A metodologia para a modelagem e análise das incertezas foi obtida através de um arcabouço matemático híbrido, através da Teoria dos Conjuntos Difusos e da Teoria das Probabilidades, com o Método Monte Carlo associado a um método Geoestatístico.

A representação do conhecimento por categorias lingüísticas e suas operações através da Teoria dos Conjuntos Difusos modelaram bem as variáveis subjetivas e permitiram grande flexibilidade no processo de modelagem. Sua implantação possibilitou avaliar incertezas e inserir variáveis não usuais em recursos hídricos.

A utilização de conjuntos difusos foi bastante satisfatória para a implementação da opinião da população e dos critérios de equipamentos urbanos. A representação do conhecimento do especialista e a incerteza admitida pelo mesmo foram facilmente implementadas. As incertezas foram representadas e puderam ser visualizadas espacialmente, possibilitando verificar onde existiram maiores e menores possibilidades da decisão atender aos critérios e restrições, o que permitiu mais opções de escolhas na fase final de seleção das alternativas de gestão.

O uso de geoestatística associada ao Monte Carlo adicionou, à metodologia proposta, a representação da incerteza espacial da parametrização do modelo de fluxo subterrâneo. Apesar da facilidade do entendimento da aplicação do Método Monte Carlo, sua implementação demanda um grande recurso computacional e conhecimento do analista, para a geração dos diversos cenários necessários em modelagens como as de processos decisórios em gestão de recursos hídricos. Com as respostas estatísticas finais implementadas em um sistema de informação geográfica, pôde-se facilmente visualizar as incertezas, e representar a informação da tomada de decisão espacialmente.

O resultado final da incerteza da tomada de decisão assumiu valores consideráveis, o que deixa claro que a decisão adotada pode não atender aos objetivos propostos.

Apesar de todo esforço para representação das incertezas de forma criteriosa, muitas não foram avaliadas, devido à diversidade existente em processos decisórios em gestão de recursos hídricos, o que impediu sua representação total nesta modelagem.

Experimentou-se dificuldade para tratar as incertezas em processos decisórios espaciais em gestão de recursos hídricos, devido à abordagem de integração, interdisciplinaridade, complexidade, à aleatoriedade natural dos processos da água e a carência de informações. Os conceitos sobre incerteza são muito dispersos em diversas áreas de conhecimentos, assim como os métodos existentes para o seu tratamento. Integrar metodologias e conhecimentos em diversos campos, com certeza, ainda é uma barreira que deve ser superada. E esta foi a maior dificuldade encontrada nesta pesquisa, possuir e interagir conhecimentos sobre as incertezas e os conhecimentos matemáticos e possibilidades computacionais necessários para a implementação destas na modelagem.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agenda 21 (1999). Documento Agenda 21 Brasileira da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento.
URL: <http://www.mma.gov.br/port/se/agen21/capa/>.
- Aguiar, H., Oliveira, Jr. (1999). Lógica Difusa Aspectos práticos e aplicações. Ed. INTERCIÊNCIA, Rio de Janeiro.
- Bardossy, A. e Duckstein, L. (1995). Fuzzy rule-based modeling in geophysical, economic, biological, and engineering systems. Boca Raton, CRC Press.
- Cabral, J. et. al. (2001). A problemática da drenagem urbana em áreas planas costeiras no Nordeste Brasileiro. In: Villanueva, A. et. al. (org.) Soluções para a Drenagem Urbana em Países da América Latina. Ed. ABRH, Porto Alegre.
- Cawano, (s.d.). Os números do acaso. Eureka.
URL: <http://revistagalileu.globo.com/Galileu/0,6993,ECT705269-680,00.html>.
- Câmara, G., Davis, C., Monteiro, A. M. V. (2002). Introdução à ciência da geoinformação. São José dos Campos: INPE.
- Campos, N. (2001). Gestão de Águas: Novas visões e paradigmas. In: Campos, Nilson e Studart, Ticiania (organizadores). Gestão de Águas: Princípios e Práticas. ABRH, Porto Alegre.
- Campos, N. (2001a). Política de Águas. In: Campos, Nilson e Studart, Ticiania (organizadores). Gestão de Águas: Princípios e Práticas. ABRH, Porto Alegre.
- Campos, N. (2001b). O Modelo Institucional. In: Campos, Nilson e Studart, Ticiania (organizadores). Gestão de Águas: Princípios e Práticas. ABRH, Porto Alegre.
- Canter, L. W. (1995). Manual de Evaluación de Imapacto Ambiental (Seg. Ed.). Mc GrawHill, Madrid.

- Carmon, N. et. al. (1997). Water-sensititive Urban Planning: Protecting Groundwater. In: Journal of Environmental Planning and Management, n.40, University of Newcastle.
- Chiang, W. H. et. al. (1998). Aquifer Simulation Model for Windows. Berlin, Borntraeger.
- Congalton, R. G. (1999). Multi-scale Resource Data in Natural Resource Management Balancing the Technical-Political Equation. In: Morain S. A., (Ed.), Onword Press, USA
- Corwin, D.L., Loague, K., Ellsworth, T.R. (1999). Introduction: assessing non-point source pollution in the vadose zone with advenced information technologies. In: Corwin, D.L., Loague, K., Ellsworth, T.R. (ed.) Assessment of non-point source pollution in the vadose zone. Whahington: American Geophysical Union, p.1-20.
- Cox, E. (1994). The fuzzy systems handbook. Boston: AP Professional.
- Dranger, J. O., Cronin, A. A. (2004). Use and abuse of the urban groundwater resource: Implications for a new management strategy. Hydrogeology Journal.
- ESRI, (1997). Arcview 3D Analyst: 3D Surface Creation, Visualization and Analysis. Manual do Usuário, Environmental Systems Research Institute, USA.
- Figueiras, C.A. (1999). Modelagem ambiental com Tratamento de Incertezas em Sistemas de Informação Geográfica: O Paradigma Geoestatístico por Indicação. Tese de Doutorado. Curso de Pós Graduação do Laboratório Associado de Computação e Matemática Aplicada, INPE.
- Freire, C.C. (2002). Modelo de Gestão para a Água Subterrânea. Tese de Doutorado. Curso de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Galvão, C. O., Valença, M. J. S. (1999). Sistemas Inteligentes; aplicações a recursos hídricos e ciências ambientais. Porto Alegre: Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul e Associação Brasileira de Recursos Hídricos.
- Geherls, H. (2001). Preface. In: IAHS – International Association Hydrological Sciences Publication. Número 269. IAHS Press, Centre for Ecology and Hydrology, Wallingford, UK.
- Goodman, I. R., Nguyen, H. T. (1985). Uncertainty models for knowledge-based systems. Amsterdam: North-Holland.

- Heath, R. C. (1983). Hidrogeologia Básica de Água Subterrânea. United States Geological Survey Water Supply Paper 2220, USA.
- Heuvelink, G. B. M. (1998). Error Propagation in Environmental Modeling with GIS. Bristol, Taylor and Francis In. UK, USA.
- International Association of Hydrological Sciences (2003). International Hydrology Today. IAHS. Wallingford, UK. p. 26-28.
- Kaden, S. O. (1993). GIS in water-related environmental planning and management: problems and solutions. In: HydroGIS'93 – Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources. Wallingford: IAHS. p. 385-397.
- Klir, G. J. (1989). Methodological Principles of Uncertainty in Inductive Modelling: a New Perspective. In: Erickson, G. J., Smith, C. R. (Eds), Maximum – Entropy and Bayesian Methods in Science and Engineering Vol. I.
- Klir, G. J., Folger, T. A. (1988). Fuzzy sets, uncertainty and information. New York: Prentice Hall.
- Kundzewicz, Z.W. (1995). Hydrological Uncertainty in Perspective. In: KUNDZEWICZ, Z. W. (Ed.), New Uncertainty Concepts in Hydrology and Water Resources. International Hydrology Series, Cambridge University Press, Cambridge.
- Malczewski, J. (1999). GIS and Multicriteria Decision Analysis. John Wiley & Sons, New York.
- Marques, J. G. (2004). Modelagem Espacial do Processo Decisório na Gestão de Recursos Hídricos em Ambientes Urbanos Costeiros. Relatório de Pesquisa (Não-publicado). Campina Grande, UFCG.
- Mathéron, G. (1963). Principles of Geostatistics. Economic Geology (58). p.1246-1266.
- Mejía, J. M., Rodríguez-Iturbe, I. (1974). On the Synthesis of Random Field Sampling From the Spectrum: An Application to the Generation of Hydrologic Spatial Process. Wat. Res. Res. v.10, n.4, p.705-711.
- Mendes, C. A. B., Cirilo, J. A. (2001). Geoprocessamento em Recursos Hídricos: Princípios, Integração e Aplicação. Ed. ABRH, Porto Alegre.
- Morgan, M.G., Henrion, M. (1990). Uncertainty: A Guide to Dealing with Uncertainty in Quantitative Risk and Policy Analysis. Cambridge University Press, New York.

- Nóbrega, T. M. Q. (2002). A problemática da drenagem em áreas urbanas planas: O caso da planície costeira da cidade de João Pessoa. Dissertação de Mestrado, UFPB/CCEN, João Pessoa.
- Plate, E. J., Duckstein, L. (1987). Reability in Hidraulics Design. In: Duckstein, L., Plate, E. J. (Eds), Engeneering Reability and Risk in Water Resources, NATO ASI Series, Serie E: Applied Sci., Nº 124, Nijhoff, Dordrecht, Netherlands.
- Porto Alegre, Lei Complementar nº 434 de 5 de novembro de 1999 .Titulo IV: Dos Instrumentos de Regulação para a Intervenção no Solo. Capítulo VII: Dos Equipamentos Urbanos e das Áreas Especiais. Institui o Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano Ambiental-PDDUA. URL: <http://www.portoalegre.rs.gov.br/planeja/spm/default.htm>.
- Porto, R.L.L., Azevedo, L.G.T. (1997). "Sistemas de Suporte a Decisão aplicados aos Recursos Hídricos, In: Porto, R. La Laina et. al. (org.) Técnicas Quantitativas para o gerenciamento de recursos hídricos. Ed. Universidade UFRGS/ABRH, Porto Alegre.
- Prusky, F.F. et. al. (2001). Sistema especialista para o manejo integrado dos recursos hídricos. UFV, Viçosa. URL:<http://www.iica.org.br/aguas>.
- Rufino, I. A., Galvão, C. O., Srinivasan, V. S. (2002). Representação Espacial de Processos Decisórios na Gestão dos Recursos Hídricos em Áreas Urbanas. In: Anais do VI Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. Maceió.
- Seixas, J. (s.d). Erro e incerteza em Sistemas de Informação Geográfica. Fontes de erro, métodos para gestão de incerteza. URL:<http://gasa.dcea.fct.unl.pt/gasa/tig/AulaT8/erroincerteza.htm>.
- Silva, A. C. S. et. al. (2002). Avaliação e espacialização das características dos poços do município de João Pessoa – Paraíba. In: SILVA, Tarciso C. et al (org). Bacia do Rio Gramame: Hidrologia e Aspectos Ambientais para Gestão dos seus Recursos Hídricos. Editora UFPB, João Pessoa.
- Siminovic, S. P. (1997). Risk in Sustainable Water Resources Management. In: Sustainability of Water Resources under Increasing Uncertainty (Proceeding of Rabat Symposium S1, April 1997). IAHS Publ. nº.240.
- Siqueira, H. S. G. (s.d.a). "AS TRÊS DIMENSÕES TEMPORAIS: certeza da incerteza". URL: <http://www.angelfire.com/sk/holgonsi/index.tempo1.html>.
- Siqueira, H. S. G. (s.d.b). "Pós- Modernidade: a questão da incerteza". URL: <http://www.angelfire.com/sk/holgonsi/incerteza.html>.

- Souza Filho, F. A. e Gouveia S. X. (2001). Sistemas de Suporte às Decisões. In: Campos, Nilson e Studart, Ticiania (organizadores). Gestão de Águas: Princípios e Práticas. Ed. ABRH, Porto Alegre.
- Spinelli, J. et.al. (1995). Inclusão de Variáveis Hidrológicas no Planejamento Urbano. In: Anais do VI ENA. Brasília.
- Studart, T. M. C. (2000). Análises das Incertezas na Determinação de Vazões Regularizadas em Climas Semi-Áridos. Tese de Doutorado. Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil – Recursos Hídricos, Universidade Federal do Ceará.
- SUDENE, (1978). Inventário Hidrogeológico Básico do Nordeste, Recife, p.167.
- Tyagi, A., Haan, C.T. (2001). Uncertainty analysis using corrected first-order approximation method. *Water Resources Research*, v.37, n.6, p.1847-1858.
- UFPB/ATECEL (1999). Estudo do comportamento do aquífero freático no Bairro do Bessa e de sua influencia sobre a drenagem superficial. Campina Grande: UFPB/ATECEL.
- Vieira, L.J.S., Rego, J.C. Albuquerque, J.P.T., Góis, R.S.S. (2001). Um estudo da influencia do aquífero freático sobre a drenagem superficial. In: anais do XIV Sítio Brasileiro de Recursos Hídricos. Aracaju: ABRH. Em CD-ROM.
- Vieira, V.P.P.B. (2001). Análise de Risco. In: Campos, Nilson e Studart, Ticiania(organizadores). Gestão de Águas:Princípios e Práticas. ABRH, Porto Alegre, 2001.
- Wong, H.S., Yeh, W.W.G. (2002). Uncertainty analysis in contaminated aquifer management. *Journal of Water Resources Planning and Management*, v.128, n.1, p.33-45.
- Zadeh, L.A. (1965). Fuzzy Sets, *Information and Control*, V 8, p.338-353.
- Zadeh, L.A. (1973). Outline of a new approach to the analysis of complex systems and decision processes. *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics*, v. SMC-3, n1, p.28-44.
- Zadeh, L.A. (1978). Fuzzy sets as a basis for a theory of possibility. *Fuzzy Sets and Systems*, v.1, p.3-28.