

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

CRISTIANO BERNARDO MILEK



AVALIAÇÃO DO RISCO DE CONTAMINAÇÃO DA ÁGUA
SUBTERRÂNEA EM UMA ÁREA URBANA DO AQUÍFERO CARSTE
EM ALMIRANTE TAMANDARÉ

CURITIBA
2011

CRISTIANO BERNARDO MILEK

**AVALIAÇÃO DO RISCO DE CONTAMINAÇÃO DA ÁGUA
SUBTERRÂNEA EM UMA ÁREA URBANA DO AQUIFERO
CARSTE EM ALMIRANTE TAMANDARÉ**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre no Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental do Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Dra. Regina Tiemy Kishi
Co-orientador: Dr. Júlio Gomes

CURITIBA
2011



TERMO DE APROVAÇÃO

CRISTIANO BERNARDO MILEK

“AVALIAÇÃO DO RISCO DE CONTAMINAÇÃO DA ÁGUA SUBTERRÂNEA EM UMA ÁREA URBANA DO AQUÍFERO CARSTE EM ALMIRANTE TAMANDARÉ”

Dissertação aprovada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental do Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná, pela comissão formada pelos professores:

PRESIDENTE:

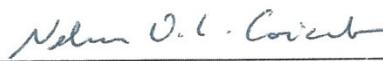


Regina Tiemy Kishi
Universidade Federal do Paraná
Orientadora

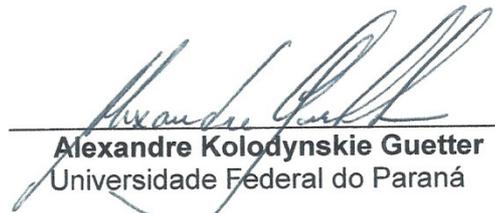
MEMBROS:



Júlio Gomes
Universidade Federal do Paraná
Co-Orientador



Nelson Oswaldo Luna Caicedo
Universidade Federal do Rio Grande do Sul



Alexandre Kolodynskie Guetter
Universidade Federal do Paraná

Curitiba, 11 de março de 2011

Aos meus pais, Valério e Maria de
Lourdes, e a minha esposa, Ana Paula.

AGRADECIMENTOS

Na elaboração desta pesquisa pude contar com a colaboração de várias pessoas e entidades, sem as quais seria impossível a realização deste trabalho. Assim, gostaria de agradecer em especial:

À professora Regina Tiemy Kishi, pela orientação fornecida a esta dissertação.

Ao professor Júlio Gomes, pela orientação a temas específicos abordados neste trabalho.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, oferecido pela Universidade Federal do Paraná, pela oportunidade de realizar esta pesquisa.

Aos professores e colaboradores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, pelos conhecimentos, experiência e auxílio oferecidos durante todo o desenvolvimento da pesquisa.

Ao Instituto de Águas do Paraná, em especial à Jaqueline Dorneles de Souza pela colaboração na obtenção de dados da área de estudo.

À Coordenação da Região Metropolitana de Curitiba - COMEC - pela disponibilização de dados da área de estudo.

À minha esposa Ana Paula pela sua grande ajuda neste trabalho, compreensão, paciência e amor nos momentos difíceis.

Aos meus pais que me apoiaram na realização deste trabalho.

Aos meu familiares e amigos pelo incentivo nos momentos difíceis.

"A mente que se abre a uma nova
ideia jamais voltará ao seu
tamanho original"

Albert Einstein

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 3.1 - ESTRUTURAS TÍPICAS DO SISTEMA CÁRSTICO	19
FIGURA 3.2 - SOLUBILIDADE DO CALCÁRIO CALCÍTICO EM FUNÇÃO DA PRESSÃO PARCIAL DE CO_2	22
FIGURA 3.3 - EVOLUÇÃO DAS FORMAS CÁRSTICAS.....	23
FIGURA 3.4 - FLUXO RADIAL PARA POÇO EM AQUÍFERO NÃO CONFINADO	25
FIGURA 3.5 - MÉTODOS DE AVALIAÇÃO DA VULNERABILIDADE EM FUNÇÃO DOS DADOS.....	36
FIGURA 4.1 - LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DA ÁREA DE ESTUDO	46
FIGURA 4.2 - COMPARTIMENTAÇÃO DO CARSTE EM CÉLULAS.....	48
FIGURA 4.3 - MAPA DA LOCALIZAÇÃO DOS POÇOS NA REGIÃO	51
FIGURA 4.4 - BALANÇO HÍDRICO NA BACIA DO RIO BARIGÜI: 1985-2000 ...	53
FIGURA 6.1 - PROFUNDIDADE CLASSIFICADA SEGUNDO OS MÉTODOS SINTACS E DRASTIC.....	67
FIGURA 6.2 - INFILTRAÇÃO CLASSIFICADA SEGUNDO OS MÉTODOS SINTACS E DRASTIC.....	69
FIGURA 6.3 - ZONA NÃO SATURADA CLASSIFICADA SEGUNDO OS MÉTODOS SINTACS E DRASTIC	70
FIGURA 6.4 - CLASSIFICAÇÃO DOS SOLOS SEGUNDO OS MÉTODOS SINTACS E DRASTIC.....	71
FIGURA 6.5 - AQUÍFERO CLASSIFICADO SEGUNDO OS MÉTODOS SINTACS E DRASTIC	72
FIGURA 6.6 - CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA NA ÁREA DE ESTUDO.....	75
FIGURA 6.7 - CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA CLASSIFICADA SEGUNDO OS MÉTODOS SINTACS E DRASTIC.....	76
FIGURA 6.8 - CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA -10%, CLASSIFICADA SEGUNDO OS MÉTODOS SINTACS E DRASTIC	77
FIGURA 6.9 - CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA +10% CLASSIFICADA SEGUNDO OS MÉTODOS SINTACS E DRASTIC	78
FIGURA 6.10 - DECLIVIDADE TOPOGRÁFICA CLASSIFICADA SEGUNDO OS MÉTODOS SINTACS E DRASTIC.....	79
FIGURA 6.11 - SISTEMA AQUÍFERO PARA DETERMINAÇÃO DOS PESOS CLASSIFICADOS SEGUNDO O MÉTODO SINTACS.....	80
FIGURA 6.12 - MAPA DE VULNERABILIDADE DRASTIC.....	81
FIGURA 6.13 - MAPA DE VULNERABILIDADE SINTACS.....	82
FIGURA 6.14 - MAPA DE VULNERABILIDADE DRASTIC DESCONSIDERANDO A COMPARTIMENTAÇÃO.....	83
FIGURA 6.15 - MAPA DE VULNERABILIDADE SINTACS DESCONSIDERANDO A COMPARTIMENTAÇÃO.....	84
FIGURA 6.16 - MAPA DE VULNERABILIDADE DRASTIC CONSIDERANDO CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA EM -10%	86
FIGURA 6.17 - MAPA DE VULNERABILIDADE DRASTIC CONSIDERANDO CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA EM +10%	87
FIGURA 6.18 - MAPA DE VULNERABILIDADE SINTACS CONSIDERANDO CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA EM -10%	88
FIGURA 6.19 - MAPA DE VULNERABILIDADE SINTACS CONSIDERANDO CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA EM +10%	89

FIGURA 6.20 - SUBTRAÇÃO DO ÍNDICE DRASTIC MENOS DRASTIC CONSIDERANDO CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA EM - 10%	91
FIGURA 6.21 - SUBTRAÇÃO DO ÍNDICE DRASTIC MENOS DRASTIC CONSIDERANDO CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA EM +10%	92
FIGURA 6.22 - SUBTRAÇÃO DO ÍNDICE SINTACS MENOS SINTACS CONSIDERANDO CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA EM -10%	93
FIGURA 6.23 - SUBTRAÇÃO DO ÍNDICE SINTACS MENOS SINTACS CONSIDERANDO CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA EM -10%	94
FIGURA 6.24 - MAPA DE PERIGO.....	95
FIGURA 6.25 - MAPA DE RISCO COMBINADO COM O ÍNDICE DRASTIC	98
FIGURA 6.26 - MAPA DE RISCO COMBINADO COM O ÍNDICE SINTACS.....	99
FIGURA 6.27 - MAPA HOMOGENIZADO DO RISCO COMBINADO COM O ÍNDICE SINTACS.....	100

LISTA DE TABELAS

TABELA 3.1 - PESO POR PARÂMETRO NO ÍNDICE DRASTIC	37
TABELA 3.2 - VULNERABILIDADE DO ÍNDICE DRASTIC	37
TABELA 3.3 - CLASSES DE VULNERABILIDADE DO ÍNDICE SINTACS	38
TABELA 3.4 - PESOS (WJ) EM FUNÇÃO DE PARÂMETROS E VULNERABILIDADE	39
TABELA 3.5 - γ_R - COEFICIENTE DE INFILTRAÇÃO	40
TABELA 3.6 - γ_S - COEFICIENTE DE INFILTRAÇÃO NO SOLO.....	40
TABELA 3.7 - ÍNDICE DE PERIGO EM FUNÇÃO DO USO DO SOLO.....	43
TABELA 4.1 - QUALIDADE DA ÁGUA DO CARSTE NA GRANDE CURITIBA ...	49
TABELA 4.2 - POSIÇÃO GEOGRÁFICA DE POÇOS EM EXPLORAÇÃO NO CARSTE.....	52
TABELA 4.3 - BALANÇO HÍDRICO NA BACIA DO RIO BARIGÜI: 1985-2000 ...	53
TABELA 5.1 - VALORES TÍPICOS DE CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA	60
TABELA 5.2 - CLASSES DE VULNERABILIDADE DO ÍNDICE DRASTIC.....	62
TABELA 5.3 - PESOS SEGUNDO O MÉTODO SINTACS	63
TABELA 5.4 - CLASSES DE VULNERABILIDADE DO ÍNDICE SINTACS	63
TABELA 5.5 - ÍNDICE DE PERIGO EM FUNÇÃO DO USO DO SOLO.....	63
TABELA 5.6 - ÍNDICE DE PERIGO E CORES ADOTADAS.....	64
TABELA 5.7 - ÍNDICE DE RISCO E CORES ADOTADAS	65
TABELA 6.1 - ZONA NÃO SATURADA REPRESENTADA NO MAPA.....	69
TABELA 6.2 - OCORRÊNCIAS DE SOLOS NA ÁREA DE ESTUDO	72
TABELA 6.3 - SISTEMA AQUÍFERO E PERCENTUAL DE OCORRÊNCIA	73
TABELA 6.4 - DADOS DOS POÇOS EM EXPLORAÇÃO	74
TABELA 6.5 - CLASSIFICAÇÃO DO PERIGO NA ÁREA DE ESTUDO	96

LISTA DE QUADROS

QUADRO 3.1 - COMPARAÇÃO ENTRE ALGUNS MÉTODOS DE AVALIAÇÃO DE VULNERABILIDADE	34
QUADRO 5.1 - BASE DE DADOS PARA OS ÍNDICES SINTACS E DRASTIC ..	55
QUADRO 5.2 - MATERIAL DA ZONA NÃO SATURADA E DESIGNAÇÃO POR MÉTODO.....	58
QUADRO 5.3 - TIPOS DE SOLOS NA ÁREA DE ESTUDO E DESIGNAÇÃO POR MÉTODO.....	58
QUADRO 5.4 - SISTEMA AQUÍFEROS NA ÁREA DE ESTUDO E DESIGNAÇÃO POR MÉTODO.....	59

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	OBJETIVO DA PESQUISA	17
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
3.1	AQÜÍFERO CARSTE.....	18
3.2	HIDRODINÂMICA NO CARSTE.....	23
3.3	POLUIÇÃO	28
3.4	VULNERABILIDADE INTRÍNSECA E MÉTODOS DE AVALIAÇÃO	30
3.4.1	Escolha do Método	35
3.4.2	Índice DRASTIC	36
3.4.3	Índice SINTACS.....	38
3.4.3.1	Profundidade da superfície piezométrica - S	39
3.4.3.2	Infiltração - I.....	39
3.4.3.3	Atenuação da zona não saturada - N	40
3.4.3.4	Capacidade de atenuação do solo - T	41
3.4.3.5	Características hidrogeológicas do aquífero - A	41
3.4.3.6	Condutividade hidráulica do aquífero - C.....	42
3.4.3.7	Efeito da declividade topográfica - S.....	42
3.4.4	Avaliação de Perigo e Risco de Poluição	42
4	ÁREA DE ESTUDO.....	45
5	MATERIAIS E MÉTODOS.....	54
5.1	MAPEAMENTO DA VULNERABILIDADE	54
5.1.1	Profundidade da Superfície Piezométrica (PI-PROF)	55
5.1.2	Recarga (PI-REC).....	57
5.1.3	Zona Não Saturada (PI-ZV)	57
5.1.4	Tipo de Solo (PI-SOLO).....	58
5.1.5	Aquífero (PI-AQ)	58
5.1.6	Condutividade Hidráulica (PI-CONDU)	59
5.1.7	Declividade Topográfica (PI-DECL).....	61
5.2	MAPA DE VULNERABILIDADE	61
5.3	MAPEAMENTO DO PERIGO	63
5.4	MAPEAMENTO DO RISCO.....	65
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	66
6.1	PLANOS DE INFORMAÇÕES CLASSIFICADOS SEGUNDO OS MÉTODOS SINTACS E DRASTIC	66
6.1.1	Profundidade da Superfície Piezométrica.....	66
6.1.2	Recarga	68
6.1.3	Zona Não Saturada.....	69
6.1.4	Solo.....	71
6.1.5	Aquífero	72
6.1.6	Condutividade Hidráulica	73
6.1.7	Declividade Topográfica	78
6.1.8	Pesos do Método SINTACS	79
6.2	ÍNDICES DE VULNERABILIDADE	80
6.3	MAPEAMENTO DO PERIGO	95

6.4	MAPEAMENTO DO RISCO.....	96
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS	101
	REFERÊNCIAS	105
	ANEXOS.....	109

RESUMO

A água subterrânea é um importante recurso do abastecimento urbano e zelar pela sua integridade é uma das metas prioritárias na gestão dos recursos hídricos. Mundialmente são estudadas ferramentas de gestão com intuito de proteção, e uma delas é a determinação dos riscos de contaminação. O risco de contaminação de sistemas aquíferos está relacionado à sobreposição dos efeitos da vulnerabilidade intrínseca com o perigo de potenciais fontes de poluição. O mapeamento do risco de contaminação permite gerar cenários para a criação de diretrizes no planejamento urbano, objetivando a conservação ou até mesmo a remediação da água subterrânea, assim como planos de contingência a acidentes para a defesa civil. A metodologia de mapeamento dos indicadores de gestão está baseada no uso de ferramentas de Sistema de Informações Geográficas (SIG). Como resultado deste geoprocessamento são obtidos mapas temáticos com os dados de vulnerabilidade, perigo e risco. Como objeto de estudo tomou-se uma área urbana do Aquífero Carste em Almirante Tamandaré, Paraná, Brasil. Aquíferos dessa natureza apresentam uma resposta muito rápida à contaminação, uma vez que na zona carstificada as velocidades de escoamentos são altas se comparadas ao fluxo na zona porosa. Através do método mais rigoroso de avaliação, toda a área de estudo apresentou classificação de vulnerabilidade acima do valor médio. Cerca de 29% da área apresentou classificação de risco como alto ou moderadamente alto, nestas áreas encontram-se 8 poços de um total de 17 poços considerados neste trabalho.

Palavras-chave: Carste. Vulnerabilidade. Risco à Contaminação.

ABSTRACT

Groundwater is an important feature of urban water supply and ensure its integrity is one of the priority targets in water resources management. Worldwide management tools are studied with the aim of protection, and one of this is the assessing the risk of contamination. The risk of contamination of aquifers is related to the overlap of the effects of intrinsic vulnerability with the hazard of potential pollution sources. Mapping the risk of contamination generate scenarios for the creation of guidelines on urban planning, aiming at the preservation or even remediation of the groundwater as well as contingency plans for accidents to civil defense. The mapping methodology of management indicators is based on the use of tools of Geographic Information System (GIS). As result of this GIS are obtained thematic maps with the data of vulnerability, hazard and risk. As object of study has become an urban area of the Karst Aquifer in Almirante Tamandaré, Paraná, Brazil. Aquifers of this nature have a very quick answer to the contamination, since in the Karst area flow speeds are very high if its compared to the flow in the porous zone. Through more rigorous method of evaluation, the entire study area showed vulnerability rating above the median. About 29% of the risk classification showed high or moderately high, these areas are 8 wells of a total of 17 wells considered in this work.

Key Words: Karst. Vulnerability. Risk to Contamination.

1 INTRODUÇÃO

O planejamento territorial pode utilizar-se de ferramentas para gestão, onde o foco está na preservação dos recursos hídricos. Em face da crescente degradação dos corpos hídricos superficiais as alternativas de abastecimento encontram lugar na exploração dos mananciais subterrâneos.

Mundialmente há a preocupação com relação a esses recursos hídricos, cuja situação local passa a estar fragilizada por vários fatores: características próprias da região (aridez), demandas espacialmente concentradas ou por atividades poluidoras, que levam à necessidade da gestão dos recursos hídricos integrado ao planejamento territorial.

A água subterrânea é um dos mais importantes recursos no abastecimento humano mundial. Na Região Metropolitana de Curitiba (RMC), pode-se destacar a importância do aquífero Carste, assim como a sua utilização em um plano integrado para o abastecimento das cidades no entorno deste sistema aquífero.

O Carste na RMC atende aproximadamente 185 mil pessoas, dentre as quais, 80 mil são do município de Curitiba. Todavia, o aquífero Carste tem um potencial de exploração de até 15,35 m³/s, o que seria suficiente para o abastecimento sustentável de aproximadamente sete milhões de pessoas. A exploração neste nível representaria apenas 30% do potencial total, deixando o restante para a manutenção da vazão ambiental (ROSA FILHO *et al.*, 2002).

Com o aumento da população e suas atividades, assim como a forma de desenvolvimento predominante, a água subterrânea sofre ameaças, tanto na manutenção de seu volume (exploração sem controle), quanto na manutenção da sua qualidade (poluição). A poluição tem atingido os sistemas aquíferos e freqüentemente ocorre por uma grande variedade de poluentes de fontes diversas. Tem-se principalmente a poluição de águas subterrâneas devido a rejeitos de efluentes sem tratamento ou resíduos sólidos provenientes de atividades antrópicas, assim como oriundos do uso indiscriminado de produtos agroquímicos. Substâncias depositadas no solo contribuem para a poluição da água subterrânea, uma vez que a água, ao infiltrar-se através do solo até o lençol freático, pode carregá-las consigo.

É cada dia maior a prioridade em manter as fontes de água potável seguras e sustentavelmente limpas, protegendo-as dos efeitos da poluição (DAVIES e MAZUMDER, 2003) e a importância da preservação dos sistemas hidrogeológicos

toma lugar de destaque no contexto de sustentabilidade urbana. A água subterrânea requer uma política que identifique, documente e reduza riscos na bacia. Esses riscos são definidos como a interposição dos efeitos do perigo de contaminação com as características intrínsecas do aquífero (vulnerabilidade), o que resulta na possibilidade do recurso hídrico tornar-se contaminado a um nível inaceitável, e a minimização de riscos é uma parte imprescindível das políticas para a manutenção dos recursos hídricos subterrâneos.

A vulnerabilidade, ou seja, a sensibilidade à poluição superficial está embasada na ocorrência do processo de atenuação natural da poluição no solo. O grau de atenuação é definido pelas características hidrogeológicas e geológicas intrínsecas de um sistema aquífero e do meio sobrejacente (LEITÃO *et al.*, 2003; SINAN e RAZACK, 2009; DOERFLIGER *et al.*, 1999). Quanto ao perigo de poluição, este é definido como fonte potencial de contaminação resultado de atividades antrópicas na superfície do solo (MIMI e ASSI, 2009). Risco à poluição, portanto, pode ser estimado por uma interação entre a carga de contaminante e a vulnerabilidade à poluição. Com o conhecimento do comportamento da qualidade da água associada aos fatores vulnerabilidade e uso, podem-se gerar cenários de desenvolvimento que direcionam para a proteção do sistema aquífero.

Esta pesquisa visa avaliar uma estratégia de proteção de aquíferos subterrâneos baseada em mapeamento da vulnerabilidade do sistema, uma solução indicada por vários cientistas (MOHAMMADI e NIKNAM, 2009; CHITSAZAN e AKHTARI, 2009; DOERFLIGER *et al.*, 1999), conjuntamente com mapeamentos de perigo de contaminação e de risco à poluição (MIMI e ASSI, 2009; ZWAHLEN, 2003) para auxiliar na gestão. Gestão de bacias tem sido denominada pela Agência Ambiental Americana (US EPA) como “chave do futuro” (PECKENHAM *et al.*, 2005) e definição de métodos adequados e eficientes que auxiliam nessa tarefa torna-se imprescindível.

Com a existência de vários métodos para determinação de vulnerabilidade, objetiva-se avaliar dois métodos para a área mais urbanizada no aquífero Carste no município de Almirante Tamandaré, Paraná, Brasil, realizando uma comparação entre os níveis atuais de qualidade e do risco associado na área de estudo. O resultado desta avaliação proporcionará uma proposta para a interpretação dos dados de qualidade, estabelecendo o relacionamento com o mapa de risco, servindo, assim, como subsídio a uma proposta de desenvolvimento de uma

metodologia voltada para o planejamento urbano com foco na gestão dos mananciais subterrâneos.

Todavia, independentemente das conclusões e resultados que serão apresentados, esta pesquisa deve proporcionar ao gestor da área em estudo informações e ferramentas para auxiliar na tomada de decisão ao que se refere ao planejamento territorial.

2 OBJETIVO DA PESQUISA

O objetivo geral da pesquisa é avaliar o risco de contaminação de um aquífero subterrâneo por poluição superficial baseado na vulnerabilidade e no perigo (ameaça) de contaminação para auxiliar na gestão de bacias. Este instrumento de avaliação poderá servir como fonte para elaboração de planos diretores de uso e ocupação do solo, assim como planos de contingência a acidentes para defesa civil.

É usada como estudo de caso a área de influência direta e indireta do aquífero Carste, delimitado pela Bacia Hidrográfica do Rio Barigüi no município de Almirante Tamandaré, Paraná, Brasil. Os objetivos específicos do estudo devem produzir elementos para avaliar o risco, como função da vulnerabilidade e perigo:

- comparar dois métodos já existentes para avaliação da vulnerabilidade do Aquífero;
- determinar e quantificar as áreas com maior risco à poluição.

No desenvolvimento deste trabalho, ao se alcançar os objetivos definidos, estes podem ser de grande utilidade na gestão territorial local.

Em termos gerais, segundo o estado da arte, este trabalho deve abordar esse segmento da gestão territorial com enfoque na qualidade da água subterrânea, consolidando informações de características intrínsecas do sistema ao uso do solo.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 AQÜÍFERO CARSTE

O termo Carste tem origem na língua eslovena (*Karst*), podendo ser traduzido como “campo de pedras calcárias”. Esta designação foi inicialmente adotada para a região compreendida no nordeste da Itália até os Alpes Dináricos da Croácia, na Istra, passando pela parte ocidental da Eslovênia. A designação Carste é assim adotada para os sistemas aquíferos onde ocorre o processo de dissolução da rocha matriz (CHRISTOFELETTI, 1980), não se restringindo à região citada.

O processo de “carstificação” refere-se à formação de cavidades na rocha matriz que compõem o sistema aquífero. Assim aquíferos cársticos são aqueles que contêm cavidades geradas pela solubilização de rochas carbonáticas, o que permite transporte rápido das águas subterrâneas, muitas vezes em fluxo turbulento e freqüentemente transportando uma carga sedimentar. Na maior parte dos aquíferos, ocorre um desencontro de muitas ordens de magnitude entre a vazão de água subterrânea dentro do aquífero e fluxo na superfície terrestre. Em aquíferos cársticos, freqüentemente ocorre uma descontinuidade de vazão de tal forma que o sistema de águas subterrâneas em aquíferos desta natureza pode apresentar características de escoamentos superficiais e subterrâneos (DELLEUR, 1998).

Segundo Christofeletti (1980), para que ocorra o pleno desenvolvimento de um sistema cárstico é necessário a existência de algumas condições básicas:

- a) existência na superfície, ou em sua proximidade, de considerável espessura de rochas solúveis;
- b) região deve receber quantidade moderada de precipitação, pois a dissolução da rocha só pode ocorrer se houver água em quantidade suficiente;
- c) a amplitude topográfica, ou a altura da área acima do nível do mar, deve ser elevada para permitir a livre circulação das águas subterrâneas e o pleno desenvolvimento das formas cársticas.

O relevo do ambiente cárstico é caracterizado por regiões rebaixadas, que sofreram um processo de desgaste físico-químico, intercaladas por elevações constituídas por rochas menos solúveis (ARAÚJO, 2006). A Figura 3.1 representa

um perfil característico do sistema cárstico com as suas principais estruturas, redes de condutos e relação com o relevo sobrejacente. As estruturas que compõem o sistema cárstico representam formas provenientes de fraturas na rocha matriz e de uma posterior dissolução dessa rocha em virtude da ação de agentes externos.

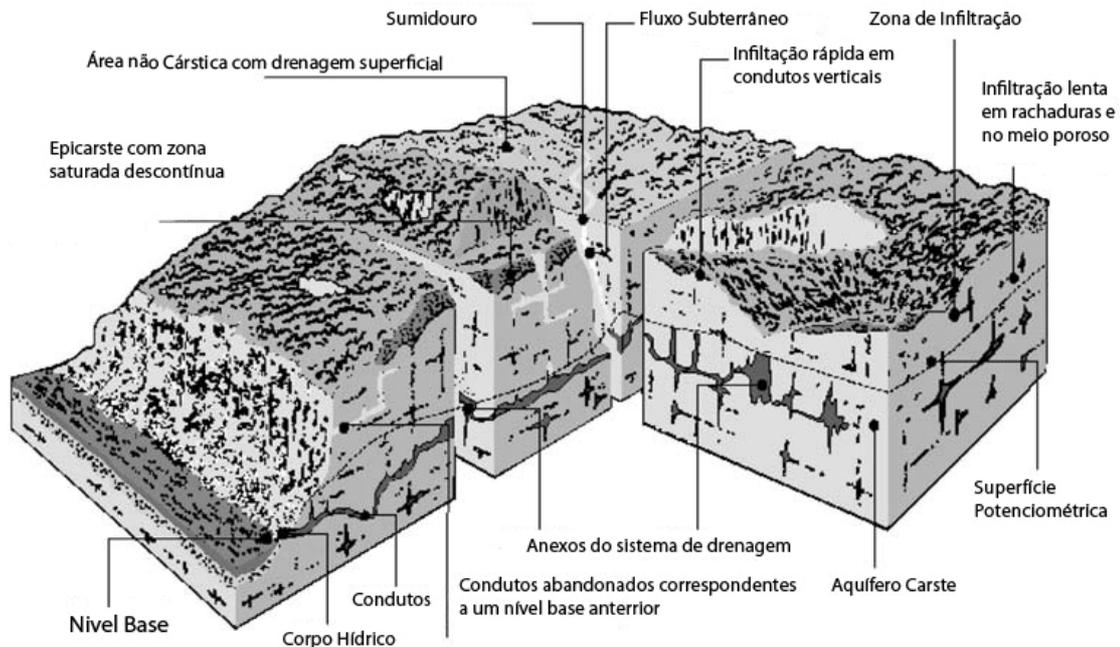


FIGURA 3.1 - ESTRUTURAS TÍPICAS DO SISTEMA CÁRSTICO

FONTE: Adaptado de BAKALOWICZ (2005)

O desenvolvimento dos fenômenos cársticos também é condicionado pelo clima, pois enquanto existir circulação hídrica, que depende diretamente do clima, ocorrerá a dissolução da rocha carbonática (BONACIM, 1996). Os elementos fisioclimáticos influenciam diretamente o funcionamento do sistema hidrogeológico cárstico, controlando a principal entrada no sistema, a precipitação. A parcela de água precipitada que efetivamente se infiltra e se transforma em recarga do aquífero cárstico depende do processo de interceptação vegetal e dos solos, que provocam diferentes índices de infiltração e, conseqüentemente, variações no volume armazenado (LISBOA, 1997).

Com relação às suas características, observa-se que a água fria dissolve mais gás carbônico do que a água quente, entretanto, a água com uma temperatura maior dissolve com maior rapidez o cálcio que a água fria. Além disso, a existência

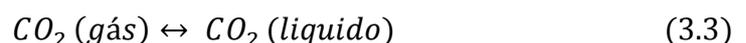
de um solo ácido, rico em humos ou em sílica, acentua a acidez da água e, conseqüentemente, seu poder de dissolução. O resultado dessas considerações é que a carstificação é mais rápida nas regiões úmidas que nas regiões secas, mantidas as outras variáveis, mas não está perfeitamente certo que o processo de carstificação é mais rápido em regiões tropicais que nas regiões frias (CHRISTOFOLETTI, 1980).

Segundo Bonacim (1996), a precipitação é o fator climático que mais favorece o surgimento das feições cársticas. Em áreas carbonáticas sob a influência de climas úmidos, as feições cársticas apresentam-se bem desenvolvidas. Em climas áridos e semi-áridos, as estruturas cársticas são ausentes, pobremente desenvolvidas ou reliquias de épocas climáticas mais úmidas.

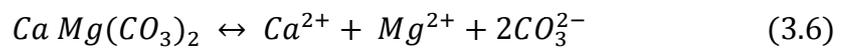
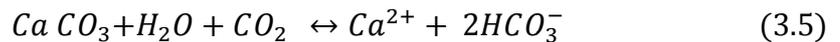
O processo de carstificação ocorre principalmente pela dissolução da matriz de rochas carbonáticas devido à acidez da água que recarrega o sistema. O dióxido de carbono (CO_2), presente na atmosfera ou no solo de cobertura, combina-se com a água formando o ácido carbônico (H_2CO_3). Este ao atingir as rochas carbonáticas, compostas principalmente por carbonato de cálcio ($CaCO_3$), dissolve a matriz de rocha, formando cavidades no interior do aquífero. As Equações 3.1 e 3.2 exemplificam essas reações:



O dióxido de carbono (CO_2) está presente na atmosfera na fração de 381 ppm (HOFFMAN, 2008), sendo a atmosfera um reservatório constante deste gás. Entretanto, a concentração de dióxido de carbono no solo pode apresentar-se bem maior devido à respiração das raízes das plantas, decomposição da matéria orgânica e a ação de micro-organismos (DELLEUR, 1998). O ácido carbônico é formado a partir do dióxido de carbono gasoso em duas etapas, ocorrendo primeiro a reação da Equação 3.3, para então a formação do ácido carbônico da reação da Equação 3.1:



O ácido carbônico molecular na fase aquosa tem uma concentração menor e compreende apenas 0,17% do CO_2 dissolvido (DELLEUR, 1998). As reações de ácido e base em sistemas cársticos podem envolver tanto o calcário calcítico (Equações 3.4 e 3.5), quanto o dolomítico (Equações 3.6 e 3.7):



Neste processo de carstificação a concentração de dióxido de carbono é um fator determinante para a dissolução da rocha matriz. A Figura 3.2 apresenta a solubilidade do calcário calcítico em função da pressão parcial de CO_2 . Observa-se que a dissolução da rocha matriz deve se acentuar com o aumento da concentração de gás carbônico. Entretanto, a ação do aumento da concentração desse gás na atmosfera descrito por Hofmann (2008) deve ser investigada como potencial forma de aceleração no processo de carstificação.

Segundo Christofeletti (1980), as principais formas cársticas são:

- a) Lapies: correspondem a sulcos superficiais nas rochas calcárias. Podem estar recobertas por uma camada de solo ou aflorarem a céu aberto;
- b) Dolinas: são depressões ovaladas com contornos sinuosos. Geralmente correspondem a forma fundamental do relevo cárstico, e são de tamanho e morfologia variável. A coalescência de dolinas gera as uvalas que se destacam por apresentarem formas alongadas;

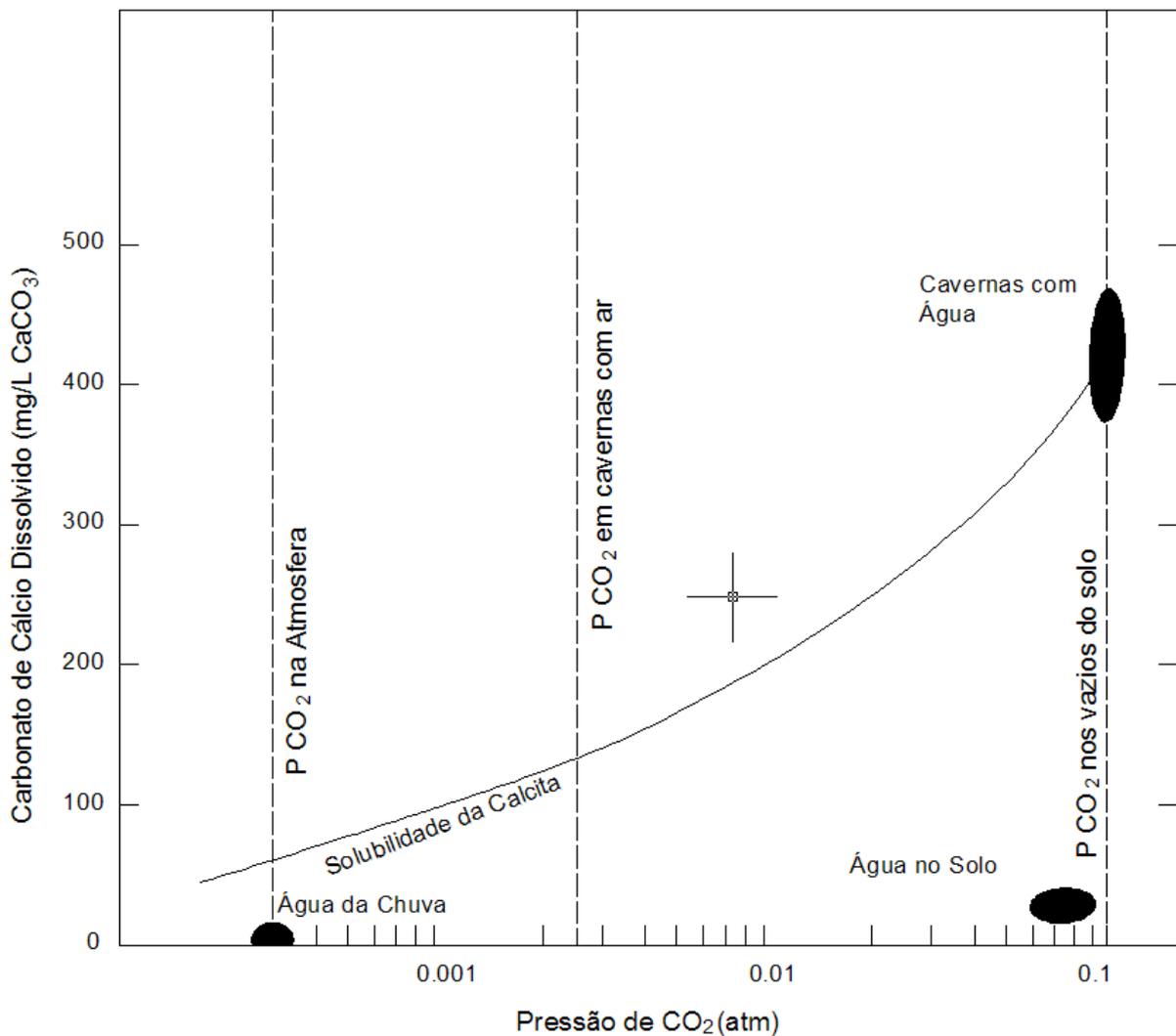


FIGURA 3.2 - SOLUBILIDADE DO CALCÁRIO CALCÍTICO EM FUNÇÃO DA PRESSÃO PARCIAL DE CO_2 (TEMPERATURA DE 10 °C)

FONTE: Adaptado de DELLEUR (1998)

- c) Poljé: é utilizado para designar uma planície cárstica. Os fundos dos poljés dão origem a bacias niveladas, virtualmente cobertas por aluviões;
- d) Cones cársticos ou abismos: são protuberâncias cônicas que caracterizam o modelo cárstico nos trópicos úmidos;
- e) Cavernas: uma caverna pode ser definida como um leito natural subterrâneo e vazio, podendo se estender verticalmente e horizontalmente e apresentar um ou mais níveis. Na atualidade, podem ou não estar ocupadas por rios.

A Figura 3.3 representa algumas formas características do sistema cárstico, demonstrando a evolução de dolinas em poljé ou abismo.

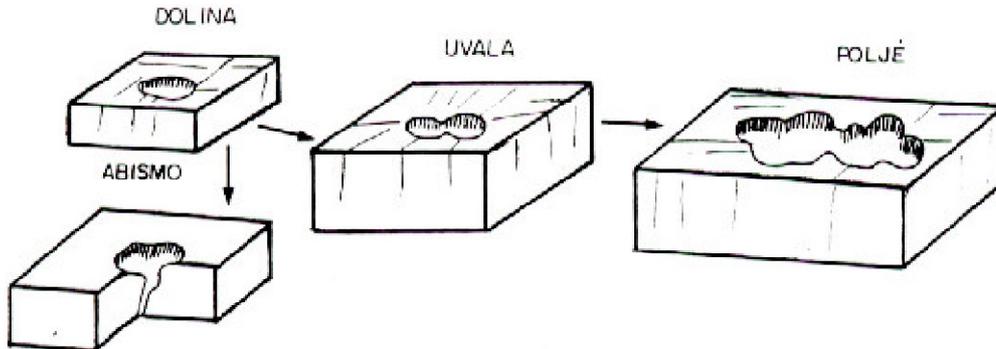


FIGURA 3.3 - EVOLUÇÃO DAS FORMAS CÁRSTICAS

FONTE: BIGARELLA *et al.* (1994)

A rede de condutos em rochas carbonáticas usualmente é constituída de três tipos de estruturas: meios porosos, fissuras e espaços vazios (características do processo de carstificação). Desta forma em sistemas cársticos, a porosidade pode assumir dois ou três valores distintos, devido à peculiaridade do seu sistema de condutos e estruturas.

Na escala de planejamento territorial, Mimi e Assi (2009) propõem que estas estruturas possam ser consideradas relativamente homogêneas, principalmente no que se refere à determinação do coeficiente de condutividade hidráulica do sistema aquífero, obtendo-se resultados compatíveis com o objetivo esperado. Esta hipótese simplificadora deve ser adotada em modelos de vulnerabilidade baseados em índices, uma vez que a determinação diferencial de cada elemento seria de difícil obtenção, não sendo o objetivo a precisão da condutividade nesses modelos.

3.2 HIDRODINÂMICA NO CARSTE

Morfologicamente, o sistema cárstico apresenta peculiaridades no que concerne ao fluxo de água, podendo apresentar tanto características de escoamento em meios porosos, como fases de escoamentos livres, chegando a regimes turbulentos (DELLEUR, 1998). Esta configuração implica que uma quantidade de água infiltra diretamente na rede de condutos, de modo que a atenuação de

contaminantes efetivamente não ocorre como em aquíferos granulares (DOERFLIGER *et al.*, 1999).

Em aquíferos de formação cárstica, ocorre, muitas vezes, a presença de canais subterrâneos que aumentam muito a mobilidade do fluxo de água no interior do sistema. Os processos de transporte da água da superfície até o lençol freático sofrem o efeito direto das condições de formação deste trajeto. Aquíferos cársticos são particularmente vulneráveis à contaminação, devido a espessura dos solos, a concentração de fluxo no epicarste (região mais exposta do aquífero, muitas vezes fraturado e com pouca proteção) e a existência de pontos de recargas diretos através de sumidouros. Os contaminantes podem atingir facilmente as águas subterrâneas, podendo ser transportados rapidamente pela rede de condutos do sistema aquífero, atingindo grandes distâncias (MIMI e ASSI, 2009).

Segundo Delleur (1998), o sistema cárstico pode ser dividido em três principais grupos, com características próprias de permeabilidade e escoamento. As principais formas de escoamento ocorrem na matriz porosa granular, fraturas e por meio de condutos. Assim o escoamento no Carste pode ser descrito por uma mescla de leis que referem-se ao escoamento laminar, fluxo fissural e de conduto.

Para a matriz permeável do sistema, onde ocorre o fluxo em regime laminar no meio poroso granular, são válidas as Leis de Darcy.

Henry Darcy foi um engenheiro francês que estudou o escoamento em leitos horizontais de areia. Como resultado deste estudo, Darcy inventou um aparato que mede a perda de carga do fluxo ao percorrer uma certa distância (FREEZE e CHERRY, 1979). Darcy concluiu que o fluxo é proporcional à perda de carga e inversamente proporcional ao caminho percorrido pelo fluxo.

Generalizando, a lei de Darcy para fluxos unidimensionais, pode ser escrita por:

$$v = -k \frac{\partial H}{\partial x} \quad (3.8)$$

Onde k é a condutividade hidráulica [L/T], H a carga hidráulica e x a distância percorrida pelo fluxo.

Para a determinação *in situ* da condutividade hidráulica pode se efetuar testes de bombeamento em poços. Ao se perfurar poços, alguns dados são coletados, entre eles os níveis dinâmico e estático, litologia, diâmetro do poço e vazão. Em casos especiais esses poços continuam sendo monitorados constantemente, onde se observa o nível dinâmico e a vazão que eles fornecem (MAXIMIANO, 2005).

Considerando a Figura 3.4, a partir da Equação de Darcy (3.8), Tood (1959) descreve a equação do fluxo radial permanente em aquíferos não confinados fazendo uso da condutividade hidráulica.

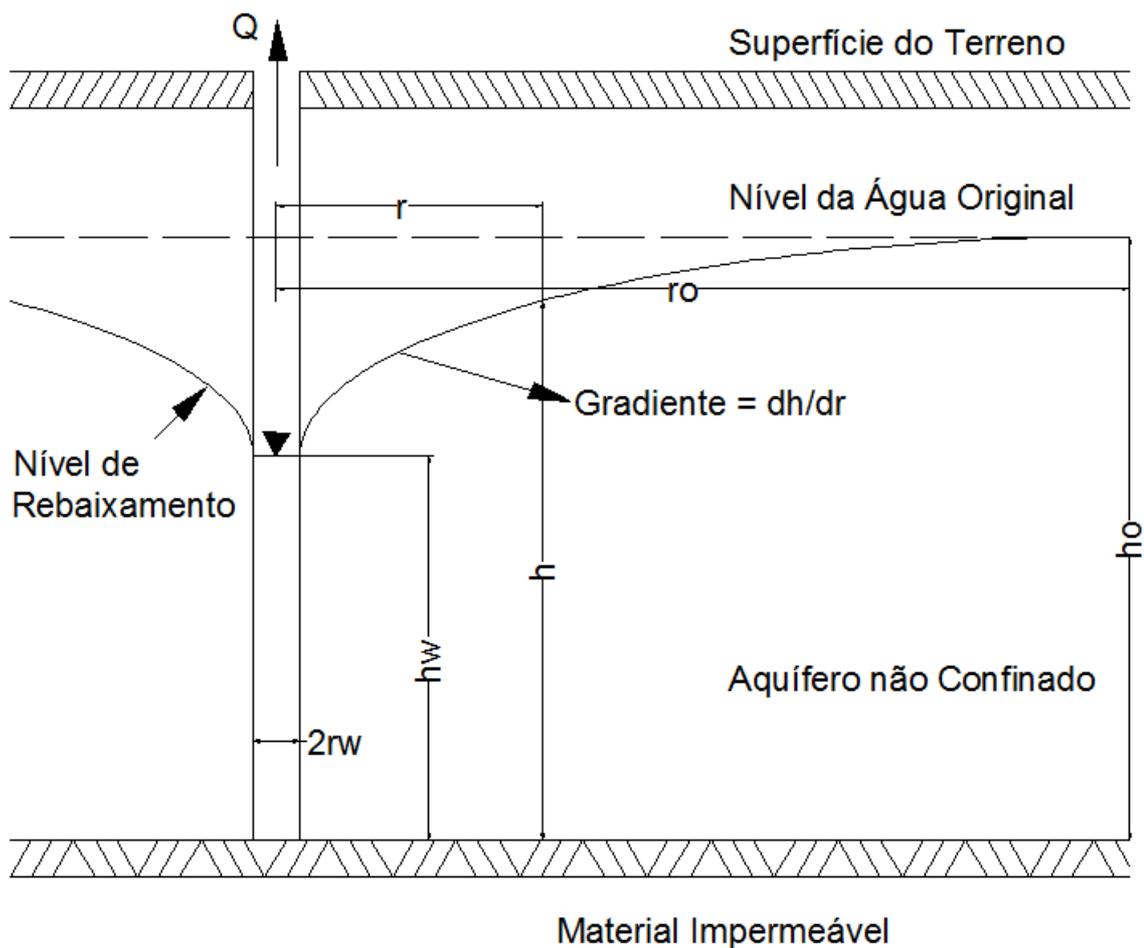


FIGURA 3.4 - FLUXO RADIAL PARA POÇO EM AQUIFERO NÃO CONFINADO

FONTE: Adaptado de TOOD (1959)

Sendo,

$$Q = U.A \quad (3.9)$$

$$Q = 2\pi kh \frac{\partial h}{\partial r} \quad (3.10)$$

integrando-se nos limites $h=h_w$ e $r=r_w$ e $h=h_0$ e $r=r_0$:

$$Q = \pi k \frac{h_0^2 - h_w^2}{\ln\left(\frac{r_0}{r_w}\right)} \quad (3.11)$$

Isolando-se a condutividade hidráulica, tem-se:

$$k = \frac{Q \ln\left(\frac{r_0}{r_w}\right)}{\pi (h_0^2 - h_w^2)} \quad (3.12)$$

Onde h_0 é o nível freático, h_w a altura do nível dinâmico do poço até a base do aquífero, r_w o raio do poço e r_0 o raio de influência do poço. Caso se desconheça o valor de r_0 , Tood (1954) propõe usar um valor arbitrário entre 150 e 300 metros, uma vez que a vazão tem pequena variação para uma grande mudança no valor de r_0 .

Em meios fraturados que não tenham sido significativamente modificados pelo processo de carstificação, o fluxo das águas subterrâneas não é diferente de outros tipos de aquíferos. A principal peculiaridade é que os gradientes hidráulicos no sistema fraturado são freqüentemente voltados para o sistema de canais e não para o fluxo de superfície onde a água subterrânea é descarregada (DELLEUR, 1998).

Na rede de condutos a maior parte do fluxo ocorre em regime turbulento. A geometria dos condutos é altamente variável com seções que vão desde uniformes formas elípticas, altas e estreitas fissuras, até formas irregulares parcialmente preenchidos com fragmentos de rocha. A água pode fluir em um canal aberto sujeito apenas aos gradientes gravitacionais, ou em condutos fechados com o fluxo sob

pressão. Ambos os regimes podem ocorrer em trechos diferentes do mesmo conduto (DELLEUR, 1998).

O regime de fluxo em tubos fechados é descrito pelo número de Reynolds, definido como:

$$N_R = \frac{\rho v R h}{\eta} \quad (3.13)$$

Onde ρ [M/L³] representa a massa específica, v [L/T] a velocidade, η a viscosidade cinemática [L²/T] e $R h$ [L] o raio hidráulico do conduto.

Não existe nenhuma equação definida, para as diferentes geometrias de condutos, em regimes turbulento. Em vez disso, o habitual ponto de partida é uma relação empírica, a equação de Darcy-Weisbach (DELLEUR, 1998):

$$h_f = \frac{f L v^2}{4 g r} \quad (3.14)$$

Onde h_f é a perda de carga, f é um fator adimensional de fricção, L o comprimento do conduto, g a aceleração da gravidade e r o raio de um conduto circular. O termo f é definido como:

$$f = \frac{64}{N_R} \quad (3.15)$$

Em condutos abertos, o fluxo é descrito pela equação de Manning:

$$v = \frac{R h^{2/3}}{n} S^{1/2} \quad (3.16)$$

Onde $R h$ é o raio hidráulico da seção, n o coeficiente de Manning e S a declividade do conduto.

Assim, a determinação do fluxo em aquíferos cársticos representa um problema de difícil determinação, uma vez que os dados do sistema são de difícil obtenção, sendo a determinação das condições de escoamento um problema de modelagem matemática que deve utilizar-se de ferramentas avançadas de cálculo.

3.3 POLUIÇÃO

Convencionou-se chamar, neste trabalho, de contaminação a entrada de poluente no sistema através de qualquer fonte, natural ou antrópica, e de poluição a contaminação em função de atividades do homem. Assim, a poluição em aquíferos pode ser definida como a entrada de contaminantes no sistema em decorrência de atividades antrópicas. No entanto, podem existir sistemas contaminados sem a ação de atividades humanas, como a intrusão de uma cunha salina no aquífero, devido a condições naturais de alterações hidrogeológicas, ou o aporte de nitrogênio devido à ação da decomposição natural de matéria orgânica.

Poluentes de águas subterrâneas existem em muitas formas, e a classificação destes poluentes pode ser baseada em diversas características físico-químicas. Por exemplo, podem ser classificados com base na sua preferência pela associação com a fase aquosa ou com material particulado (DELLEUR, 1998). As características do poluente podem ser determinantes na escolha da forma que será adotada para a descontaminação ou remediação do sistema.

Os processos de transporte da água da superfície até o lençol freático sofrem o efeito direto das condições de formação deste trajeto. Quando ocorre a presença de um contaminante na superfície, este pode ser transportado até o lençol por processo de solubilização ou lixiviação. Dentro deste trajeto percorrido pelo eventual contaminante ocorre um processo de atenuação natural. Dependendo das condições do trajeto, esta capacidade de atenuação pode apresentar diferentes graus de eficiência. Em geral, existe uma grande chance de ocorrer a atenuação natural quando a profundidade do aquífero é elevada, devido principalmente ao tempo de percurso do contaminante para atingir o lençol freático (CHITSAZAN e AKHTARI, 2009).

Por se tratar de um meio aquoso, os processos de poluição em aquíferos seguem também efeitos decorrentes das características do sistema que o compõem,

tais como pH e temperatura. A ação do meio suporte, ou matriz do aquífero e das camadas adjacentes, é igualmente relevante no aspecto físico-químico, uma vez que podem determinar a atenuação de um determinado poluente.

Em situações extremas, o poluente pode ser armazenado por muito tempo no sistema ou ainda ser transportado por grandes distâncias muito rapidamente (MIMI e ASSI, 2009). Quando ocorre um transporte muito rápido do contaminante, o tempo de residência é curto e o processo de atenuação natural pode não ser efetivo em sistemas cársticos. Entretanto, nas zonas de drenagem que transmitem rapidamente toda a contaminação recebida sem filtração e sem depuração, este tempo de permanência curto contribui para que os contaminantes desapareçam rapidamente se a fonte de contaminação é suprimida. Em regiões onde ocorre um maior tempo de permanência no reservatório subterrâneo, os processos de dissolução e atenuação natural podem contribuir para limitar o nível de contaminação na exutória do sistema aquífero (ROSA FILHO *in* UFPR, 1994).

O Carste necessita de uma atenção especial no que concerne à proteção do sistema. Aquíferos cársticos são geralmente considerados muito vulneráveis à poluição, devido à sua estrutura original, sendo esta altamente heterogênea. O Carste pode ser considerado como uma rede de condutos de alta permeabilidade cercado por grandes volumes de rocha de baixa permeabilidade (DOERFLIGER *et al.*, 1999). A vulnerabilidade de sistemas aquíferos não se restringe unicamente a sistemas cársticos, mas é um problema mais complexo quando aplicado a este tipo de aquífero (GOLDSCHIEDER, 2005).

As medidas que envolvem a prevenção dos mananciais subterrâneos incluem uma vasta gama de aplicações. A prevenção pode contar com sistemas de gestão territorial, monitoramento, técnicas de engenharia e educação ambiental, entre outros.

O monitoramento da qualidade da água subterrânea vem como ferramenta para acompanhar os processos de contaminação que possam representar riscos a saúde humana e ao meio ambiente. O objetivo de um programa de monitoramento de águas subterrâneas deve ser definido antes de sua implantação, assim como os procedimentos adequados, técnicas e análises devem ser planejadas para atender às necessidades específicas do projeto. Um programa de monitoramento deve servir para avaliar a natureza e a extensão dos contaminantes que foram detectados no

aqüífero e para coletar dados que possam ser necessários para realizar um projeto de remediação das águas subterrâneas (DELLEUR, 1998).

A necessidade de recuperação de águas subterrâneas poluídas geralmente é estabelecida com base nos resultados de uma avaliação de águas subterrâneas ou um programa de monitoramento. Em geral, se os resultados das águas subterrâneas monitoradas indicam que existem poluentes em concentrações que ameaçam a saúde humana ou meio ambiente, essas águas subterrâneas precisam ser remediadas. Em decorrência disto, a importância de um programa de monitoramento.

3.4 VULNERABILIDADE INTRÍNSECA E MÉTODOS DE AVALIAÇÃO

Vários autores no Brasil (SOUZA, 2009; SANTOS *et al.*, 2010; BROLLO *et al.*, 2000) tem proposto a análise da vulnerabilidade como ferramenta de gestão territorial. A vulnerabilidade de um aqüífero pode ser definida como o inverso da capacidade de atenuação natural de um perfil de solo para a eliminação de um eventual poluente. As características intrínsecas do aqüífero e do meio sobrejacente condicionam a susceptibilidade das suas águas à poluição, isto é, a sua vulnerabilidade à poluição (LEITÃO *et al.*, 2003). Segundo Babiker *et al.* (2005), a vulnerabilidade intrínseca pode ser relacionada com a possibilidade de percolação e difusão de um contaminante superficial atingir o sistema de águas subterrâneas.

Dentro do conceito de vulnerabilidade, deve-se destacar que existe uma diferença quanto ao risco de poluição. A vulnerabilidade existe independente da presença de um contaminante. O conceito de vulnerabilidade de aqüíferos pode ser visto num contexto mais amplo, associado ao conceito de contaminação ambiental, cujo conhecimento assume grande importância quando são ressaltados seus efeitos ambientais e toxicológicos (BROLLO *et al.*, 2000).

É possível existir um aqüífero com um alto índice de vulnerabilidade, mas sem risco de poluição, caso não haja carga poluente significativa, ou de haver um risco de poluição excepcional apesar do índice de vulnerabilidade ser baixo (LEITÃO *et al.*, 2003). Cabe salientar que a vulnerabilidade está diretamente relacionada com o tipo de poluente considerado. Assim, podem existir regiões muito vulneráveis a um determinado poluente, todavia pouco a outro.

Segundo Souza (2009), os componentes da vulnerabilidade de um aquífero não são diretamente mensuráveis, mas sim determinados por meio de combinações de vários fatores. Destaca, também, que os mapas de vulnerabilidade devem ser interpretados com certa precaução, uma vez que não existe uma vulnerabilidade geral a uma poluente universal, num cenário típico de poluição.

Existem vários métodos desenvolvidos para avaliar vulnerabilidade de sistemas aquíferos (MASETTI, 2009; MIMI e ASSI, 2009). Eles podem ser divididos em 3 categorias principais (MASETTI, 2009): métodos baseados em processos (simulação matemática); métodos estatísticos e métodos de índices. Métodos baseados em processos são modelos numéricos que simulam o transporte de poluente numa determinada área e, normalmente, requerem grande quantidade de dados. Métodos estatísticos utilizam dados observados e, na opinião de especialistas, também requerem grandes quantidades de dados para uma adequada análise estatística. Para maiores detalhes desta categoria, pode ser consultado MASETTI (2009). Os métodos de índices combinam vários atributos físicos, cada qual com pesos de importância na vulnerabilidade do aquífero, de acordo com opinião de especialistas. Assim, os métodos de avaliação da vulnerabilidade das águas subterrâneas variam de sofisticados modelos numéricos, simulando os processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no subsolo, ao uso de técnicas de ponderação de fatores que afetam a vulnerabilidade e também ao uso de dados estatísticos (GOGU e DASSARGUERS, 2000).

Dentre os métodos desenvolvidos para avaliação da vulnerabilidade intrínseca de aquíferos, destacam-se os métodos EPIK (DOERFLIGER *et al.*, 1999), EPPNA (PORTUGAL, 1998), GOD (FOSTER apud FOSTER e SKINER, 1995), AVI (VON STEMPVOORT apud LEITÃO *et al.*, 1992), PI (GOLDSHEIDER *et al.* 2000), DRASTIC (ALLER *et al.*, 1987) e SINTACS (CIVITA e DE MAIO, 2000).

O método EPIK é um método de multi-atributos para o mapeamento de vulnerabilidade que leva em consideração o comportamento específico hidrogeológico dos aquíferos cársticos. EPIK é baseado em um modelo conceitual dos sistemas hidrológicos cársticos, considerando quatro atributos do aquífero: (1) epikarst, (2) cobertura, (3) as condições de infiltração e (4) desenvolvimento da rede de condutos. Cada um destes quatro atributos é subdividido em classes que são mapeadas sobre a bacia hidrográfica. Os atributos e suas classes são então

ponderados e os mapas dos atributos são sobrepostos a fim de obter um mapa de vulnerabilidade final.

No método EPPNA (Equipe do Projeto do Plano Nacional da Água – Portugal, 1998), a vulnerabilidade é definida em função das características litológicas e hidrogeológicas dos sistemas aquíferos.

Foster (*apud* FOSTER e SKINER, 1995) propõe o método GOD, onde a vulnerabilidade é função do tipo de confinamento do aquífero; consolidação e litologia do sistema aquífero; e da profundidade da superfície piezométrica. Para cada fator é atribuído um sub-índice, em conformidade com as características do sistema. O índice GOD é calculado multiplicando-se os três fatores. O valor do índice varia de 0,0 a 1,0, sendo que o valor nulo representa a ausência de sistema aquífero. Quando existe o aquífero, o valor mínimo do índice GOD é 0,016.

O método AVI (Índice de Vulnerabilidade do Aquífero), proposto por Von Stempvoort (*apud* LEITÃO *et al.*, 1992), baseia-se em dois fatores físicos: (1) *di* - espessura de cada camada sedimentar acima do lençol freático (zona não saturada) mais próxima da superfície; (2) *Ki* - condutividade hidráulica de cada camada.

No método PI, proposto por GOLDSHEIDER *et al.* (2000), a vulnerabilidade é representada pelo produto de dois fatores: (1) P - Proteção do aquífero atribuído valores de 1 a 5 em função de características litológicas e hidrogeológicas do sistema sendo P=1 para um grau de proteção muito baixo e P=5 para proteção extrema; (2) I - Condições de infiltração no sistema, observando-se declividade e permeabilidade na área de estudo. Os valores da vulnerabilidade variam de 0,0 a 5,0 neste método.

O método DRASTIC (ALLER *et al.* 1987) considera sete parâmetros para quantificar a vulnerabilidade: (1) D - Profundidade da superfície piezométrica; (2) R - Recarga do Aquífero; (3) A - Material do Aquífero; (4) S - Tipo de Solo; (5) T - Topografia; (6) I - Influência da Zona Vadosa; (7) C - Condutividade Hidráulica do Aquífero. O método atribui pesos e valores para cada parâmetro em função das características do sistema.

O método SINTACS (CIVITA e DE MAIO, 2000) é baseado no método DRASTIC, utilizando os mesmos sete parâmetros, todavia, com uma abordagem diferenciada, atribuindo pesos que podem variar em função do tipo de sistema aquífero ou apresentar uma abordagem específica para a vulnerabilidade à nitratos.

O Quadro 3.1 apresenta alguns métodos de vulnerabilidade e seus parâmetros. Como pode ser observado no Quadro, os parâmetros mais utilizados na literatura são:

- espessura, textura e mineralogia do solo;
- características hidrogeológicas na zona não saturada;
- profundidade da saturada;
- características hidrodinâmicas do aquífero;
- condutividade hidráulica no aquífero.

Metodologia	Informação Básica															
	Referência e/ou Nome	Taxa de Precipitação e Composição Química	Superfície Topográfica e Variação da Declividade	Escoamento Superficial e Rede de Drenagem	Características do Solo					Relação do Aquífero com as Águas Superficiais	Recarga	Características Hidrológicas na Zona Insaturada	Profundidade da água	Mudança do Nível Piezométrico	Características Hidrogeológicas	Condutividade Hidráulica no Aquífero
					Espessura, Textura e Mineralogia	Umidade Efetiva	Permeabilidade	Propriedades Físico Químicas								
Vierhuff, Wagner & Aust (1980)																
Zampetti (1983)																
Fried (1987)																
Villumsen, Jacobsen & Sonderskov (1983)																
Haertle (1983)																
Vrana (1984)																
Subirana, Asturias & Casas Ponsati (1984)																
Engelen (1985)																
Zaporozec (edit., 1985)																
Breeuwsma et al. (1986)																
Sotomikova & Vrba (1987)																
Ostry et al. (1987)																
Minstr. Flemish Comm (1986)																
Goossens & Van Damme (1987)																
Carter et al. (1987)																
Palmer (1988)																
Marcolongo & Pretto (1987) method.1																
Marcolongo & Pretto (1987) method.2																
GOD Foster (1987,1988)																
Schmidt (1987)																
Troyan & Perry (1988)																
GNDCI BASIV (Civita, 1990)																
DRASTIC																
Aller et al. (1985 - 1987)																
SINTACS (Civita, 1991; Civita & De Maio, 1997, 2000)																
ISIS (De Regibus, 1994)																
AVI (Von Sempvoort et al. , 1993)																
EPPNA (Portugal,1998)																
PI (GoldSheider et al., 1987)																
EPIK (Doerfingher et al., 1999)																

QUADRO 3.1 - COMPARAÇÃO ENTRE ALGUNS MÉTODOS DE AVALIAÇÃO DE VULNERABILIDADE DE AQUÍFEROS

FONTE: Adaptado de CIVITA e DE MAIO (2004)

3.4.1 Escolha do Método

O mapeamento da vulnerabilidade das águas subterrâneas é baseado na ideia de que certas áreas de terra são mais vulneráveis à contaminação do que outras (GOGU e DASSARGUES, 2000). Para que ocorra este mapeamento deve-se atentar para os objetivos pretendidos, assim como a possibilidade de sua obtenção. Desta forma para a determinação do método de vulnerabilidade a ser utilizado devem ser considerados os dados disponíveis (ou a possibilidade de obtenção destes dados), assim como o objetivo e a precisão desejada da resposta.

Assim, uma modelagem matemática baseada em processos é utilizada onde existem os dados de entrada e as condições de contorno são conhecidas. Após a calibragem do modelo podem ser obtidas respostas rápidas e confiáveis, com uma abordagem mais técnica, geralmente aplicadas a pequenas áreas de estudos.

Os métodos estatísticos apresentam uma resposta baseada em dados observados, necessitando uma grande quantidade de informações para apresentar uma resposta confiável.

Os métodos baseados em índices apresentam uma resposta em escalas aplicadas a gestão territorial, sendo menos preciso do ponto de vista matemático do processo. Entretanto, com uma resposta confiável para a tomada de decisões.

A Figura 3.5 representa um diagrama que define a melhor abordagem adotada para a avaliação da vulnerabilidade em função dos dados disponíveis. Assim, por exemplo, caso a escala dos dados seja pequena (grande precisão) e a densidade dos pontos de informação seja alta (área concentrada), a melhor metodologia a se adotar é a da modelagem dos processos. Em outro extremo, estariam os métodos de índices como os mais apropriados para serem aplicados em situações de grandes escalas e com dados distribuídos em uma grande área. Desta forma, para fins de gestão em que uma escala macro é ideal, métodos de índices são os mais adequados em termos de disponibilidade de dados e tempo de aplicação do método, com relação aos outros dois (modelos dos processos e estatísticos).

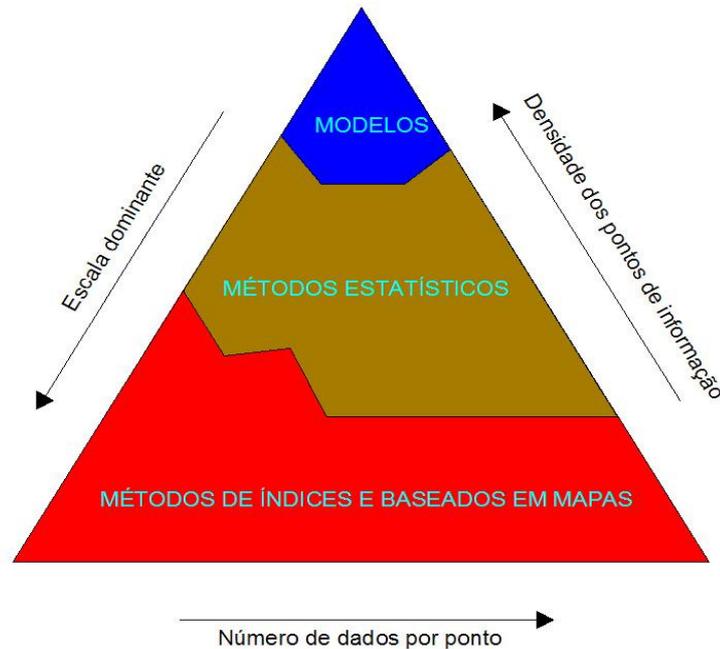


FIGURA 3.5 - MÉTODOS DE AVALIAÇÃO DA VULNERABILIDADE EM FUNÇÃO DOS DADOS
 FONTE: Adaptado de CIVITA e DE MAIO (2004)

Para Auge (2004) a escolha do método para avaliar a vulnerabilidade da água subterrânea de uma região depende de fatores tais como o conhecimento e difusão da metodologia, informações disponíveis e a escala de avaliação. Para tanto, mostram-se práticos os métodos que requerem menos valores paramétricos, como o GOD. Para os estudos de semi-detahes (escala 1:25.000 a 1:100.00) e de detalhe (maiores de 1:25.000), tem-se melhores definições métodos com maiores quantidades de parâmetros, como o DRASTIC e SINTACS.

Os métodos DRASTIC e SINTACS são métodos de índices que consideram a profundidade da superfície piezométrica, a recarga do sistema, a litologia, o tipo de solo de cobertura, o material da zona não saturada, a topografia e a condutividade hidráulica do aquífero. Estes dois métodos para avaliação da vulnerabilidade intrínseca de aquíferos, abordados neste trabalho, serão detalhados a seguir.

3.4.2 Índice DRASTIC

O método DRASTIC (ALLER *et al.*, 1987) foi desenvolvido pela *National Water Well Association, Worthington, Ohio*, como um sistema padronizado para a

avaliação da vulnerabilidade natural das águas subterrâneas frente a cargas poluentes, através de variáveis hidrogeológicas do sistema.

O DRASTIC utiliza sete parâmetros para determinar a vulnerabilidade do sistema: (1) D - Profundidade da superfície piezométrica; (2) R - Recarga do Aqüífero; (3) A - Material do Aqüífero; (4) S - Tipo de Solo; (5) T - Topografia; (6) I - Influência da Zona Vadosa; (7) C - Condutividade Hidráulica do Aqüífero, cujos pesos se encontram na Tabela 3.1. Cada parâmetro, por sua vez, é subdividido em classes relacionadas a um valor que varia de 0 a 10 (vide Anexo 1), fornecendo um sub-índice.

O índice DRASTIC é obtido pela somatória ponderada dos sub-índices. A Tabela 3.2 descreve a vulnerabilidade em função do índice DRASTIC. A classificação de cada sub-índice está apresentada no Anexo 1.

TABELA 3.1 - PESO POR PARÂMETRO NO ÍNDICE DRASTIC

Parâmetro	Peso
D - Profundidade do Aqüífero	5
R - Recarga	4
A - Aqüífero	3
S - Solo	2
T - Topografia	1
I - Impacto da Zona Vadosa	5
C - Condutividade Hidráulica	3

FONTE: ALLER *et al.* (1987)

TABELA 3.2 - VULNERABILIDADE DO ÍNDICE DRASTIC

Índice DRASTIC	Vulnerabilidade
>199	Muito Alta
160 – 199	Alta
120 – 159	Média
<120	Baixa

FONTE: ALLER *et al.* (1987)

3.4.3 Índice SINTACS

O SINTACS (CIVITA e DE MAIO, 2000) baseia-se no modelo DRASTIC, utilizando-se também de sete parâmetros para a obtenção do índice de vulnerabilidade, sendo definido pela somatória de fatores de significância (P_j) de cada parâmetro j , ponderados por um peso (W_j) associado à significância do parâmetro e à vulnerabilidade:

$$I_{SINTACS} = \sum_{j=1}^7 P_j W_j \quad (3.17)$$

A relação entre a classe de vulnerabilidade e o índice SINTACS é apresentada na Tabela 3.3, onde altos valores do índice indicam uma maior vulnerabilidade que os aquíferos estão sujeitos.

Os pesos (W_j) ocorrem em função dos parâmetros (1) S – Profundidade do aquífero, (2) I - Recarga, (3) N – Impacto da zona vadosa, (4) T – Tipo de solo, (5) A – Litologia do aquífero, (6) C – Condutividade hidráulica do aquífero e (7) S – Declividade, sendo associado um peso diferenciado em função da vulnerabilidade analisada, tal como na Tabela 3.4.

TABELA 3.3 - CLASSES DE VULNERABILIDADE DO ÍNDICE SINTACS

Índice SINTACS	Vulnerabilidade
> 210	Muito Alta
186 – 210	Alta
140 – 186	Moderadamente Alta
105 – 140	Média
80 – 105	Baixa
< 80	Muito Baixa

FONTE: CIVITA e DE MAIO (2000)

TABELA 3.4 - PESOS (WJ) EM FUNÇÃO DE PARÂMETROS E VULNERABILIDADE

Parâmetro	Normal	Riguroso	Infiltração	Carste	Fissurado	Nitratos
S	5	5	4	2	3	5
I	4	5	4	5	3	5
N	5	4	4	1	3	4
T	3	5	2	3	4	5
A	3	3	5	5	4	2
C	3	2	5	5	5	2
S	3	2	2	5	4	3

FONTE: CIVITA e DE MAIO (2000)

Os parâmetros do método SINTACS serão apresentados a seguir:

3.4.3.1 Profundidade da superfície piezométrica - S

O método supõe que com o aumento da profundidade do aquífero ocorre uma diminuição no risco de contaminação, uma vez que os processos de atenuação do contaminante são diretamente proporcionais ao percurso que o contaminante faz até alcançar o lençol de água. Desta forma, o método classifica a profundidade em valores para a composição do índice de vulnerabilidade (CIVITA e DE MAIO, 2000). A curva que representa essa relação pode ser observada no Anexo 2.

3.4.3.2 Infiltração - I

Os mecanismos de transporte de contaminantes contribuem como fator importante para a vulnerabilidade, sendo que quanto maior for o volume infiltrado, maior será a possibilidade do contaminante atingir o aquífero. Desta forma, o método atribui valores crescentes de valores de sub-índice, associados à altura de coluna de água que infiltra no solo até um certo limite, diminuindo de valor ao atingir um pico de infiltração (vide Anexo 2) (CIVITA e DE MAIO 2000).

Para a infiltração nos solos não sujeitos a alagamento, segundo Civita e De Maio (2000), o valor efetivo é dado por:

$$I = P \cdot \gamma_S \quad (3.18)$$

Em regiões sujeitas a alagamento e em corpos hídricos, a infiltração efetiva é dado pela Equação 3.19 a seguir.

$$I = (P - ET) \cdot \gamma_R \quad (3.19)$$

Onde P é a precipitação média anual, ET a evapotranspiração, γ_S o coeficiente de infiltração no solo e γ_R o coeficiente de infiltração em corpos hídricos.

Para os diferentes tipos de solos e complexos aluvionares, Civita e De Maio (2000) descrevem os coeficientes γ_R e γ_S , tal como representados nas Tabela 3.5 e 3.6 a seguir.

TABELA 3.5 - γ_R - COEFICIENTE DE INFILTRAÇÃO (PROFUNDIDADE < 1m)

Sistema (profundidade < 1m)	γ_R
Aluvião Médio-Grosso	0,65
Aluvião Médio-Fino	0,45
Lagos	1,00

FONTE: CIVITA e DE MAIO (2000)

TABELA 3.6 - γ_S - COEFICIENTE DE INFILTRAÇÃO NO SOLO

Solo	γ_S
Solos silto-argilosos	0,10
Solos areno-argilosos	0,25

FONTE: CIVITA e DE MAIO (2000)

3.4.3.3 Atenuação da zona não saturada - N

A zona não saturada pode ser definida como a região acima do lençol da água onde o solo é parcialmente preenchido com água. Nesta região, com a ocorrência de solo/ar/água, alguns processos são importantes na diminuição da concentração de contaminantes.

Na zona não saturada ou vadosa podem ocorrer processos de biodegradação, volatilização, neutralização, filtração mecânica, reações químicas e dispersão. Assim, o material nesta área influencia diretamente a vulnerabilidade do sistema. Para cada tipo de material é atribuído o valor do sub-índice para a composição da vulnerabilidade (Anexo 2) (CIVITA e DE MAIO, 2000).

3.4.3.4 Capacidade de atenuação do solo - T

A camada de solo entre o aquífero e a superfície é a primeira defesa natural que ocorre para a atenuação dos efeitos de um contaminante. Os diferentes processos envolvidos podem ser definidos pelas propriedades de alguns solos, tais como adsorção e reações químicas que possuem a característica de reter ou neutralizar um contaminante.

Os processos de atenuação natural nesta camada estão diretamente ligados a porção de matéria orgânica do solo, assim como a capacidade de trocas catiônicas. A existência de solos orgânicos e não compactados podem contribuir para a diminuição do risco da pluma de um determinado contaminante atingir o lençol da água (CIVITA e DE MAIO, 2000).

De acordo com o tipo de solo desta camada são atribuídos valores dos sub-índices de vulnerabilidade com referência à capacidade de atenuação do solo (Anexo 2).

3.4.3.5 Características hidrogeológicas do aquífero - A

O material que compõe o meio aquífero possui características que afetam diretamente o próprio sistema. Fatores como atenuação, tempo de detenção e condutividade hidráulica estão intimamente ligadas ao próprio meio que compõem um aquífero. A probabilidade de ocorrência de uma fratura na rocha, que pode provocar um deslocamento mais rápido de um determinado contaminante, influencia diretamente no fator risco potencial.

Em um meio onde a ocorrência de canais fraturados possibilite um fluxo rápido de água, como em um sistema cárstico, são maiores os fatores que afetam a vulnerabilidade do aquífero. Desta forma, o material do aquífero é um fator

importante na determinação da vulnerabilidade (CIVITA e DE MAIO, 2000). No método o tipo de aquífero corresponde a um sub-índice que varia de 1 a 10 (Anexo 2).

3.4.3.6 Condutividade hidráulica do aquífero - C

A condutividade hidráulica está diretamente associada ao tempo de percurso de um determinado contaminante e de determinada região. Assim, quanto menor a condutividade, menor o risco de contaminação, pois ocorre a existência de um maior tempo para a neutralização do contaminante no meio aquífero. O método estabelece um valor de sub-índice ao valor da condutividade hidráulica (CIVITA e DE MAIO, 2000) (Anexo 2).

3.4.3.7 Efeito da declividade topográfica - S

A topografia interfere diretamente no risco de poluição, uma vez que é determinante nos processos de infiltração no solo, seja pela direção do fluxo, seja pelo tempo de maior contato à superfície associada a uma determinada região (CIVITA e DE MAIO, 2000). No Anexo 2 pode ser encontrada a relação entre a declividade e o sub-índice do método.

3.4.4 Avaliação de Perigo e Risco de Poluição

No contexto da contaminação das águas subterrâneas, o perigo é definido por uma fonte potencial de contaminante resultante das atividades humanas (MIMI e ASSI, 2009). O perigo de contaminação pode ser relacionado com o uso do solo. Assim, dentro deste contexto, áreas com pouca interferência das ações antrópicas apresentam um potencial baixo de contaminação. Da mesma forma, atividades intensas e com grandes impactos representam um alto perigo de contaminação.

Mimi e Assi (2009) propõem que o perigo de poluição deve ser avaliado em função da quantidade e do tipo da poluição potencial. Os pesos atribuídos ao uso do solo são apresentados na Tabela 3.7. Uma mesma atividade no uso do solo pode apresentar diferentes valores de perigo em função de fatores relacionados com o

fluxo do potencial contaminante, assim como na determinação referente à assiduidade de prováveis eventos. Por exemplo, uma área cultivada pode ter pesos diferentes em função do tipo de cultura, permanente ou temporária. Embora o uso do solo seja o mesmo, o fluxo de contaminante pode ser diferente.

O risco de poluição pode ser descrito como a soma de variáveis relacionadas ao perigo com situações de vulnerabilidade. No contexto da água subterrânea, o risco é uma situação que determina o potencial de poluição do lençol freático. Assim, podem existir cenários onde existe um alto grau de perigo, mas com um risco de poluição mínimo, devido a condições de baixa vulnerabilidade.

A determinação do risco de contaminação pode ser estratégica, uma vez que pode ser útil no sentido de se tomar ações necessárias que evitem a contaminação de fato. Desta forma a obtenção do grau de risco é determinante no conceito de gestão territorial no que concerne ao bom uso dos recursos hídricos.

TABELA 3.7 - ÍNDICE DE PERIGO EM FUNÇÃO DO USO DO SOLO

Uso do Solo	Índice de Perigo (I_p)
1. Afloramento rochoso	30
2. Água	10
3. Área alagada	15
4. Área industrial	60
5. Área urbana alta densidade	50
6. Área urbana baixa densidade	30
7. Área urbana média densidade	40
8. Armazéns / silos	30
9. Aterro sanitário / industrial	70
10. Campo	25
11. Cultura permanente	30
12. Cultura temporária	40
13. Granja	45
14. Lixão	100
15. Loteamentos	40
16. Mineração / areia	30
17. Mineração / outros	30
18. Solo exposto	30
19. Vegetação arbórea natural	10
20. Vegetação arbórea plantada	30
21. Vegetação arbustiva natural	10
22. Vila	50

FONTE: ADAPTADO DE MIMI E ASSI (2009)

A integração do mapa de vulnerabilidade com o uso do solo é fundamental para o planejamento a previsão de impactos ambientais (FOSTER e SKINNER, 1995). O risco de contaminação é, assim, o resultado combinado das variáveis de uso e vulnerabilidade de um sistema aquífero.

4 ÁREA DE ESTUDO

O aquífero Carste da Região Metropolitana de Curitiba compreende parte dos municípios de Curitiba, Campo Magro, Campo Largo, Almirante Tamandaré, Itaperuçu, Rio Branco do Sul, Colombo e Bocaiúva do Sul. Segundo Lisboa e Bonacim (1995, apud COMEC, 2003), a localização do aquífero Carste é definida como: “Ao longo do limite norte da bacia do Iguaçu estende-se a faixa de rochas carbonáticas designada por Carste, orientada SW-NE, origem de consideráveis mananciais subterrâneos que alimentam as nascentes de vários afluentes do rio Iguaçu e do rio Ribeira”.

A área de interesse deste estudo encontra-se na formação Capiru, distribuindo-se em uma faixa de largura variável segundo a direção SW-NE ao Norte de Curitiba. A Formação Capiru é composta predominantemente por metadolomitos, filitos e quartizitos, e secundariamente, por filitos grafitosos, metassiltitos e metamargas (BONACIM, 1996). Entrecortando as rochas de Formação Capiru há rochas juro-cretáceas, intrusivas e posteriores à tectônica pré-cambriana, que se apresentam como diques de diabásio, dolerito, diorito pórfiro e quartzo, na forma de enxame de representantes, cuja largura varia de metros à dezenas ou centenas de metros, gerados no Evento Sul Atlântico e centrado no Domínio do Arco de Ponta Grossa (FASSBINDER, 1996, apud COMEC, 2003).

As rochas carbonáticas compõem extensos pacotes de metacalcários dolomíticos que vão desde o município de Almirante Tamandaré até Bocaiúva do Sul, passando por Colombo e Rio Branco do Sul. É neste litotipo que ocorrem as estruturas de dissolução ao longo de fraturas, onde a presença de dolinas, grutas, sumidouros e surgências são freqüentes, além do relevo se apresentar arrasado e aplainado. Neste litotipo ocorrem estruturas que evidenciam plataformas marítimas e lagunares (POLIDORO, 2005).

O limite sul do aquífero é materializado pela linha de contato, de direção aproximada NE-SW, do complexo metamórfico com o embasamento cristalino. Pela ausência neste último de massa carbonáticas solúveis, hidraulicamente comporta-se como uma grande barreira impermeável, com pontos de conexão esporádicos, condicionados à presença de alinhamentos estruturais (falhas e diques de diabásio), segundo Lisboa (1997).

O presente estudo limita-se à área da Bacia do Rio Barigüi que abrange o Aquífero Carste no município de Almirante Tamandaré e proximidades, conforme pode ser observado na Figura 4.1. A escolha desta área deve-se principalmente a disponibilidade de dados. Esta área de estudo corresponde a um total aproximado de 83 km², dos quais 96 % correspondem a Almirante Tamandaré, 3,50% a Colombo e 0,50% ao município de Itaperuçu, aproximadamente.

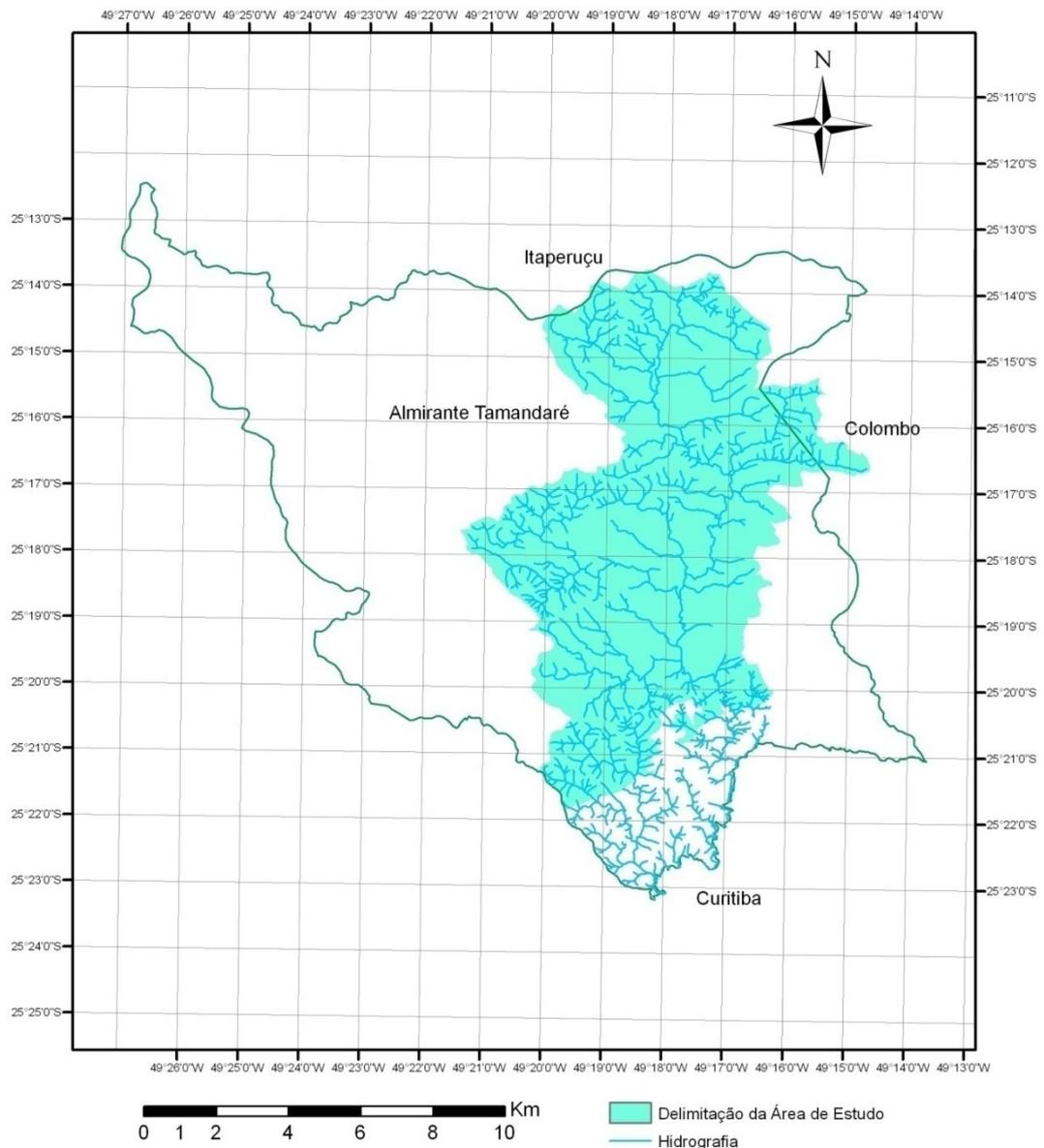


FIGURA 4.1 – LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DA ÁREA DE ESTUDO

No contexto morfoestrutural e litológico, o Carste de Almirante Tamandaré e região apresenta uma compartimentação em células relativamente estanques, com ocorrência de metacalcários calcíticos e dolomíticos, entre cristas de filitos e

quartzitos, entrecortados por diques de diabásio (LISBOA e BONACIM, 1995, Apud COMEC, 2003).

A compartimentação do Carste ocorre segundo unidades losangulares, condicionadas pela litológica e morfoestrutura existente. Essas fronteiras correspondem às direções estruturais da região, onde se destacam as orientações SE-NW dos diques diabásio e as direções próximas de WSW-ENE dos filítos e quartzitos, das quais resultam células losangulares de rochas carbonáticas (LISBOA E BONACIM, 1995, *apud* COMEC, 2003). Os diques diabásio, apresentam comportamento diferenciado em relação às encaixantes, exprimindo-se como vales, ao seccionar as cristas de filítos e quartzitos. A repetição deste padrão losangular reticulado corresponde a principal forma de evolução do aparelho cárstico na região (LISBOA, 1997).

Cada losango constitui uma unidade com características similares às demais, porém com compartimentos próprios do ponto de vista hidráulico. Em comum entre os losangos há o fato de que as redes de drenagem sobre rochas filíticas se comportam com padrão subdentítico e densidade reduzida (POLIDORO, 2005). Estas características resultam na comunicação hidráulica entre as células apenas sob o efeito de capilaridade. A Figura 4.2 representa esta compartimentação delimitada por diques de diabásio e cristas de filítos e quartzitos.

Em alguns casos, são formadas planícies cársticas (poljés) em que, na zona de contato com as cristas filíticas e quartzíticas ou com as próprias encostas íngremes carbonáticas, estão presentes fontes e drenagens de pequenos portes, às vezes intermitentes (LISBOA, 1997).

A exposição dos pacotes carbonáticos, intensamente fraturados em função dos múltiplos eventos desenvolvidos na evolução geotectônica do grupo Açüngui, a um clima úmido, estabelecido a partir do período Quaternário, ocasionou significativos processos de dissolução nos mesmos. Tais processos, aliados aos processos erosivos, diferenciam de forma drástica o relevo, em comparação às demais sub-regiões do Primeiro Planalto Paranaense. Por outro lado, a ampliação acentuada do intemperismo químico, pela susceptibilidade à dissolução apresentada pelos mármore, corresponde a uma evolução rápida das formas, incrementando a energia de relevo e originando a instabilidade geotécnica da região (LISBOA, 1997).

As áreas circunscritas aparentemente não se intercomunicam hidráulicamente e constituem-se nas zonas de maior potencial hidrogeológico

(POLIDORO, 2005). Entretanto, segundo Lisboa (1997), este arcabouço hidrogeológico é semelhante a uma série de “tanques”, interligados entre si por vertedouro de topos, correspondendo estes últimos à drenagem superficial. Em 2003, a COMEC realizou um estudo na área do Carste da RMC, em uma área de influência direta e indireta de 479 km² onde foram encontradas 486 células relativamente estanques.

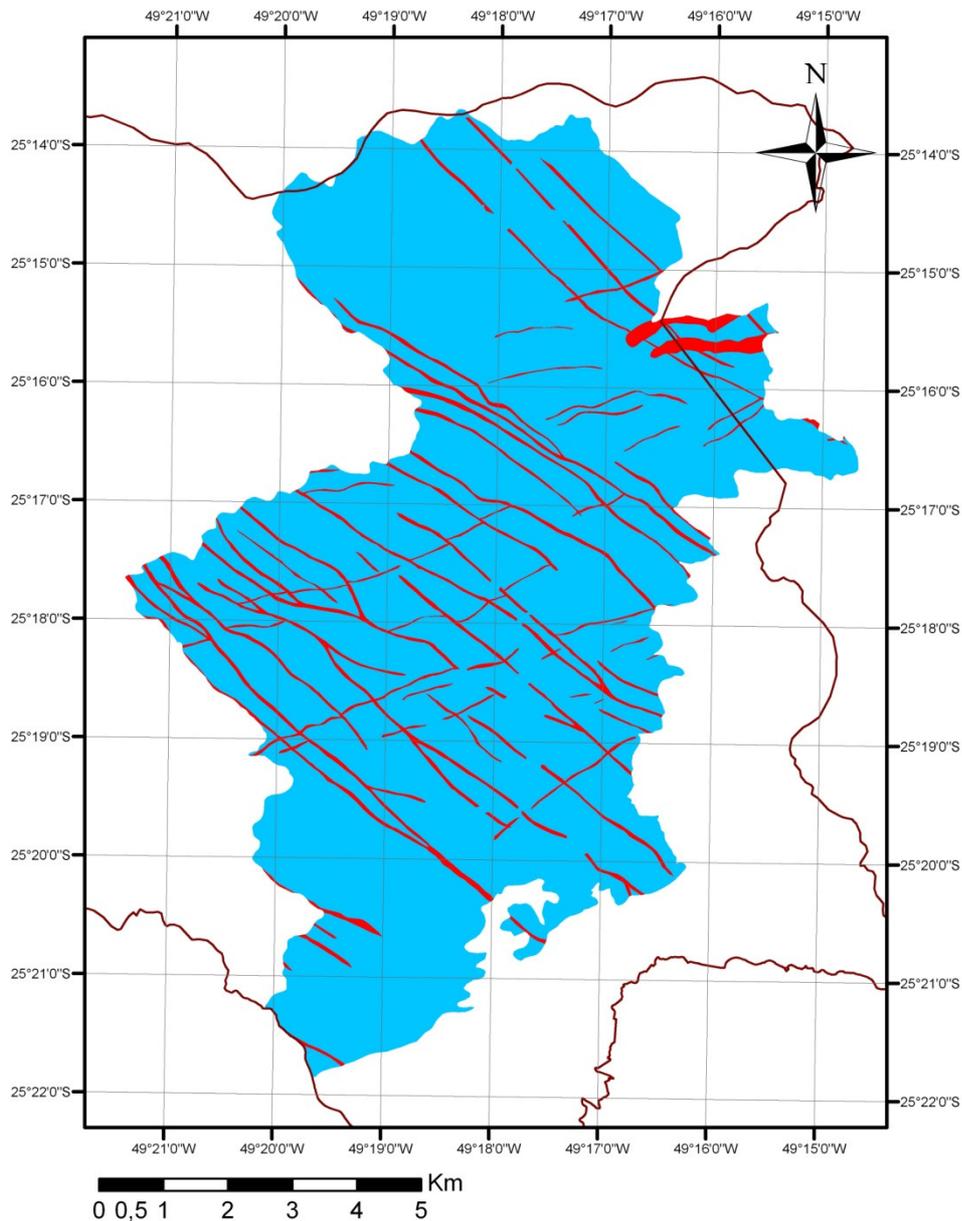


FIGURA 4.2 – COMPARTIMENTAÇÃO DO CARSTE EM CÉLULAS

Este aquífero é qualificado como sendo de alto grau de vulnerabilidade à contaminação orgânica por tratar-se de meio fraturado com alargamento de vazios por dissolução. Nas áreas de recarga com espessuras de solo incipientes, assim

como nas áreas onde a densidade de fraturamentos e estruturas cársticas são maiores, tornam-se necessárias maiores precauções para a proteção do manancial subterrâneo (ROSA FILHO *et al.*, 2002).

A água do aquífero apresenta uma tipologia bicarbonatada cálcio-magnesianiana em decorrência dos processos de solubilização dos mármores, os quais são constituídos em mais de 90% de carbonatos de cálcio e magnésio. Apesar do pequeno tempo de residência, os teores relativamente elevados de sólidos totais dissolvidos (STD) são devida à grande solubilidade da rocha armazenadora. Os teores máximos atingem 380 ppm, com intervalos não superiores a cinco anos de residência. O conteúdo de STD está diretamente relacionado à proximidade das áreas de recarga, sendo tanto mais mineralizada quanto mais distante destas. No que se refere à qualidade em relação ao uso, a mesma não apresenta inconvenientes para abastecimento doméstico, podendo sofrer alguma restrição no abastecimento industrial para uso em caldeiras, devido aos teores de dureza total (ROSA FILHO *et al.*, 2002).

O Plano Estadual de Recursos Hídricos (Instituto das Águas do Paraná, 2010) descreve o resumo estatístico de alguns parâmetros de qualidade de água na região do Carste, tal como observado na Tabela 4.1. Verifica-se no período monitorado, que as águas apresentaram o valor da concentração de Ferro maior, em algumas ocasiões, que o valor máximo permitido (VMP), para o consumo humano, segundo a resolução CONAMA 396/2008.

TABELA 4.1 - QUALIDADE DA ÁGUA DO CARSTE NA GRANDE CURITIBA

Parâmetro	Máximo (mg/L)	Mínimo (mg/L)	Média (mg/L)	Mediana (mg/L)	VMP (mg/L)
Alcalinidade total	384,12	6	169,13	163,43	-
Dureza total	391,64	0	166,71	161,63	500
Total de sólidos dissolvidos	384	14	195,69	195	1000
Sílica dissolvida	62,6	0,86	12,97	9,6	-
Bicarbonatos	468,63	7,32	204,74	196,6	-
Carbonatos	7,68	0	0,35	0	-
Cloretos	26,78	0,04	2,43	1,73	250
Fluoretos	1,6	0,01	0,11	0,04	1,5
Fosfatos	20,03	0,01	0,4	0,05	-
Sulfatos	20,85	0,5	1,17	0,5	250
Nitratos	9,55	0,02	3,4	3	45
Nitritos	0,1	0	0,01	0,01	3
Cálcio	91,53	0,17	36,56	32,53	-
Magnésio	40,84	0,46	18,75	18,84	-
Sódio	29,2	0,2	3,27	1,6	200

Parâmetro	Máximo (mg/L)	Mínimo (mg/L)	Média (mg/L)	Mediana (mg/L)	VMP (mg/L)
Potássio	30	0,09	1,52	0,8	-
Ferro	2,38	0,01	0,18	0,04	0,3

FONTE: INSTITUTO DA ÁGUAS DO PARANÁ (2010)

Segundo o Instituto das Águas do Paraná (2010), as águas do aquífero Carste são de ótima qualidade para o consumo humano. As águas são classificadas como bicarbonatadas cálcio-magnesianas, com teor médio de cálcio de 27 mg/L; de magnésio, 14 mg/L; de sódio, 1 mg/L; e, de potássio, 1 mg/L. Entre os ânions, o teor médio de bicarbonato é de 181 mg/L, de sulfato, 3,8 mg/L e de cloreto, 1,7 mg/L. A dureza total varia de 104 mg de CaCO_3/L a 262 mg de CaCO_3/L (águas moderadamente a muito duras). O pH varia 7,1 a 8,6 (média: 8,2). Entretanto, de acordo com dados georreferenciados do Instituto das Águas do Paraná, fornecidos digitalmente para esta pesquisa, foram observados em alguns poços a alteração da qualidade da água ao longo do tempo. Em análise realizada no ano de 2004 não foram encontrados sinais de coliformes totais em um determinado poço, sendo que em 2008 foi acusada a presença desses coliformes na análise. A evolução do nitrato em alguns poços, embora ainda dentro da faixa permitida, foi de até 20 vezes maior em um período de 10 anos. Em alguns poços ocorreu a redução na concentração de nitrato no período de 2004 a 2008. O mapa com a localização dos poços na área de estudos é apresentado na Figura 4.3. Alguns detalhes de monitoramento dos poços descritos podem ser observados no Anexo 3.

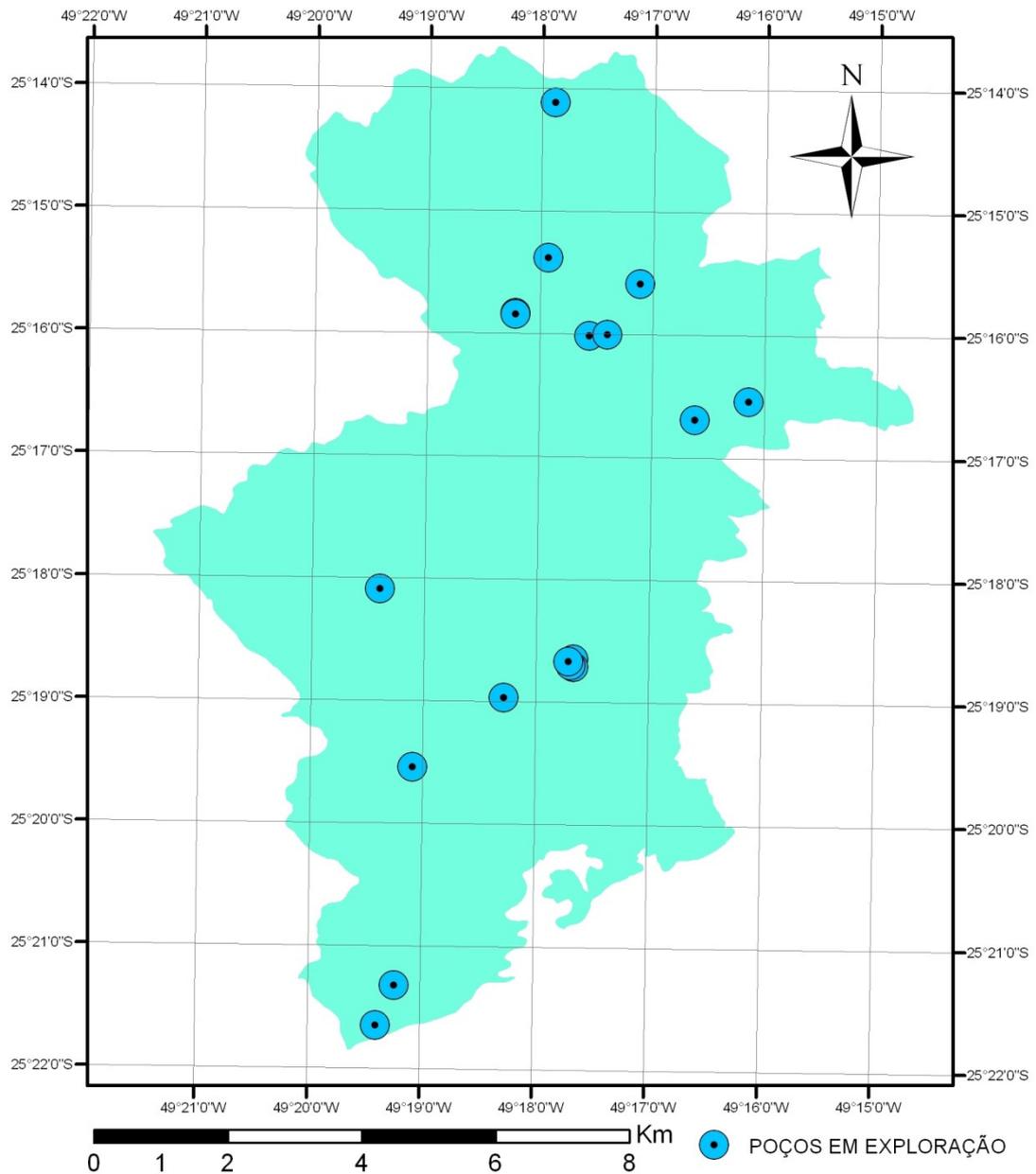


FIGURA 4.3 - MAPA DA LOCALIZAÇÃO DOS POÇOS NA REGIÃO

As informações dos poços em exploração que foram considerados para o desenvolvimento desta pesquisa estão apresentados na Tabela 4.2 a seguir. Estas informações foram fornecidas pelo Instituto das Águas do Paraná através de arquivos georreferenciados. As coordenadas são apresentadas no Sistema Universal Transverso de Mercator (UTM), no fuso 22S.

TABELA 4.2 - POSIÇÃO GEOGRÁFICA DE POÇOS EM EXPLORAÇÃO NO CARSTE

Código do Poço	x	y
728	669.280	7.197.920
739	668.800	7.200.600
983	674.300	7.203.400
985	668.720	7.194.030
986	669.000	7.194.630
987	670.817	7.204.729
988	671.923	7.204.402
989	672.195	7.204.419
990	671.314	7.205.576
1018	671.611	7.199.503
1019	671.638	7.199.441
1020	671.683	7.199.411
1021	671.683	7.199.529
15058	672.686	7.205.183
19761	670.644	7.198.954
20920	673.496	7.203.129
23729	671.420	7.207.909

FONTE: INSTITUTO DAS ÁGUAS DO PARANÁ (2010)

Hidrologicamente, na área de estudo, as rochas carbonáticas carstificadas constituem as zonas rebaixadas, circundadas por grandes cristas de filitos e quartzitos, as quais atuam como divisores de água. As drenagens são controladas pelo complexo arcabouço litológico-estrutural da região, ocorrendo rios subseqüentes (BONACIM, 1996).

Ainda no aspecto hidrológico, a área de estudo, insere-se na bacia do Rio Barigüi e, segundo os estudos de Fill *et al.* (2005) apresentou pouca variabilidade do ponto de vista do armazenamento ao longo de 15 anos de estudos (1985 - 2000). A precipitação média anual foi de 1492,5 mm, dos quais 758,9 mm são de vazão superficial, 679,3 mm de evapotranspiração real e 189,0 mm de armazenamento no lençol. A Figura 4.4 representa um gráfico com valores de vazão, precipitação e armazenamento no período de 15 anos.

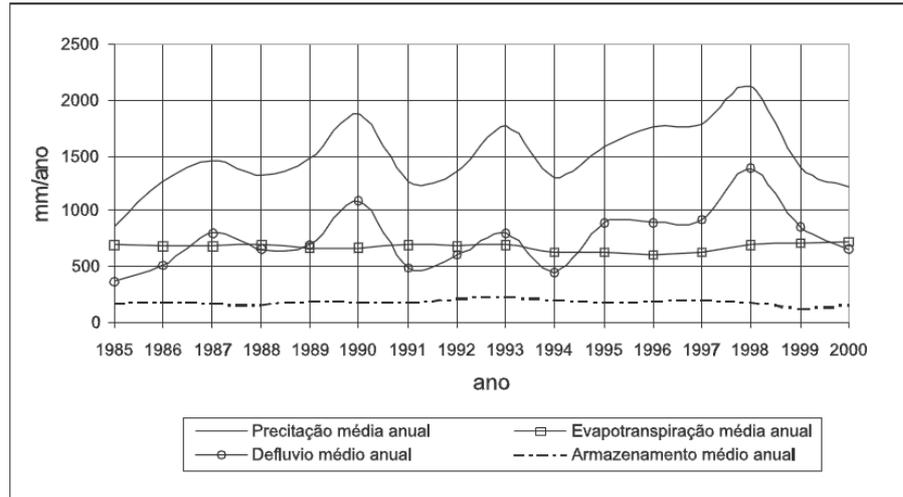


FIGURA 4.4 - BALANÇO HÍDRICO NA BACIA DO RIO BARIGÜI: 1985-2000

FONTE : FILL *et al.*(2005)

A Tabela 4.3 representa um estudo mais detalhado, com os valores do balanço hídrico realizado por Fill *et al.* (2005), apresentando os valores anuais apresentados na Figura 4.4.

TABELA 4.3 - BALANÇO HIDRICO NA BACIA DO RIO BARIGÜI: 1985-2000

Ano	Precipitação (mm)	Vazão (mm)	Evapotranspiração real (mm)	Armazenamento (mm)	Coefficiente de deflúvio
1985	874,8	363,8	699,5	175,0	0,416
1986	1271,0	514,3	687,0	191,6	0,405
1987	1454,2	803,7	685,0	169,7	0,553
1988	1326,1	666,5	700,5	160,4	0,503
1989	1483,8	701,2	699,5	202,5	0,473
1990	1882,9	1102,5	679,0	191,4	0,586
1991	1274,4	495,0	695,7	189,4	0,388
1992	1359,7	608,7	687,8	220,1	0,448
1993	1768,4	808,4	697,2	233,0	0,457
1994	1311,6	450,7	639,4	216,2	0,344
1995	1585,2	900,6	636,5	190,0	0,568
1996	1760,6	893,3	610,1	203,6	0,507
1997	1782,4	923,7	630,6	210,3	0,518
1998	2124,4	1390,7	705,3	179,7	0,655
1999	1399,8	861,7	720,6	125,9	0,616
2000	1221,6	657,8	725,9	165,0	0,538
Média	1492,5	758,9	679,3	189,0	0,498

FONTE : FILL *et al.* (2005)

5 MATERIAIS E MÉTODOS

Com a finalidade de avaliar o risco de contaminação como estratégia de proteção de aquífero contra poluição superficial, em escala de planejamento e gestão, a metodologia desta pesquisa foi dividida em 3 etapas: a) Mapeamento da vulnerabilidade; b) Quantificação do perigo de contaminação; c) Obtenção do mapa de risco à poluição.

A primeira etapa corresponde à escolha dos métodos a serem utilizados para obtenção da vulnerabilidade da região de estudo, assim como a aplicação dos mesmos. A segunda etapa compreende a obtenção do mapa de perigo, com utilização de uma metodologia em função dos diferentes usos do solo, sendo considerados fatores e tipo de fonte potencial de poluição. Já na terceira etapa é obtido o mapa de risco que é o resultado da superposição das informações de vulnerabilidade e perigo. A seguir são descritos os procedimentos adotados para a obtenção dos resultados da presente pesquisa.

5.1 MAPEAMENTO DA VULNERABILIDADE

A primeira etapa é a obtenção do mapa de vulnerabilidade da região. Dentre os métodos disponíveis, embora o método EPIK tenha sido desenvolvido para aquíferos cársticos, optou-se pela utilização dos métodos DRASTIC e SINTACS para avaliar a vulnerabilidade da área de estudo, pois esses métodos contemplam maior número de informações, com o qual, segundo Auge (2004), deve-se conseguir um estudo mais detalhado da área em questão.

Além disso, a escolha dos métodos levou em consideração a disponibilidade dos dados e, sobretudo, a procura por resultados adequados para os objetivos de planejamento com a aplicabilidade do método. Os dados de entrada em escala macro segundo estes métodos são suficientes para caracterizar a vulnerabilidade do sistema aquífero em estudo para fins de planejamento.

A vulnerabilidade do aquífero, avaliada através dos métodos SINTACS e DRASTIC, é determinada por sete parâmetros associados com transporte de contaminantes no meio geológico, sendo eles: Profundidade do aquífero, Recarga, Zona Não Saturada, Tipo de Solo, Litologia do Aquífero, Condutividade Hidráulica do Aquífero e Declividade do terreno. A base das informações utilizadas para a

obtenção dos parâmetros está resumida no Quadro 5.1, com respectiva fonte dos dados.

QUADRO 5.1 - BASE DE DADOS PARA OS ÍNDICES SINTACS E DRASTIC

Parâmetro	Base de dados/informação	Fonte
Profundidade do Aqüífero	Piezometria de poços de exploração, planos de informações no formato vetor: hidrografia, compartimentação geológica e elevação digital do terreno	Instituto das Águas do Paraná, antiga SUDERHSA.
Recarga	Balanço Hídrico	FILL <i>et al.</i> (2005).
Zona Não Saturada	Mapas geológico e de geotecnia, escala 1:20.000, formato imagem	Instituto das Águas do Paraná.
Tipo de Solo	Mapa de geotecnia, escala 1:20.000, formato imagem	Instituto das Águas do Paraná.
Aqüífero	Mapas geológico e de hidrogeologia, escala 1:20.000, formato imagem	Instituto das Águas do Paraná e COMEC.
Condutividade Hidráulica	Dados de poços em exploração, mapa de hidrogeologia e dados estatísticos	Instituto das Águas do Paraná, COMEC e DELLEUR.
Declividade Topográfica	Plano de informação: Hipsometria, escala 1:20.000, formato vetor.	Instituto das Águas do Paraná.

Todas as informações foram processadas no ambiente ArcGis 9.3 para discretização espacial de cada parâmetro do índice, totalizando sete Planos de Informação (PI) para cálculo do índice. Os planos de informação (PI) fornecidos em formato vetor foram convertidos para o formato raster, com pixels de dimensões regulares de 1m. Posteriormente, estes planos foram classificados para os dois índices DRASTIC e SINTACS, baseados nas classes apresentadas nos Anexos 1 e 2, respectivamente, adaptados para a área de estudo.

A seguir são descritos os procedimentos adotados para a obtenção dos planos de informação, os quais são a base para a aplicação dos métodos de Vulnerabilidade. Todos o planos de informação relativos aos sete parâmetros dos métodos SINTACS e DRASTIC foram representados em cores que vão do vermelho ao verde, sendo vermelho para a situação mais crítica e verde para a situação mais favorável.

5.1.1 Profundidade da Superfície Piezométrica (PI-PROF)

Segundo a nomenclatura dos métodos utilizados, o PI Piezometria corresponde ao primeiro S do método SINTACS e D do método DRASTIC. Os

procedimentos adotados para a obtenção deste plano de informação serão descritos a seguir.

A profundidade do aquífero é obtida pela subtração da cota topográfica pela cota piezométrica em cada ponto.

A superfície piezométrica foi reconstruída através do nível de corpos hídricos e do nível estático do lençol freático de 17 poços na área de estudo, similarmente a CIVITA e DE MAIO (2000) e CUSIMANO *et al.* (2004), considerando adicionalmente o efeito das condições de contorno impostas pelos diques de diabásio e cristas de filítos e quartzitos, que segundo Lisboa (1997), Bonacim (1996) e COMEC (2003) formam unidades que não se comunicam hidráulicamente. Segundo Polidoro (2005), essas condições de contorno são consideradas como vertedouros de topo, tendo a propriedade de servir de divisor de águas subterrâneas.

Um processamento desconsiderando o efeito desta compartimentação foi realizado adicionalmente para verificar a influência das condições de contorno na classificação de cada método. Uma vez que o objetivo deste trabalho é planejamento territorial, quanto mais simples a ferramenta, melhor a aplicabilidade.

Para tanto, o processamento ocorreu em duas fases distintas, no ambiente ArcGis 9.3 da ESRI, das quais, a primeira corresponde a obtenção da superfície piezométrica:

- a) Processamento dos dados hidrológicos:
 - atribuição do valor da cota altimétrica aos corpos de água;
 - $PI-Cota = PI-Hidro \times PI-Topografia$;
 - PI-Hidro é um PI onde os cursos de água possuem valor 1 e pixels restante zero.
- b) Adição da cota altimétrica dos níveis estáticos dos poços de exploração ao PI-Cota.
- c) Adição das condições de contorno das células: informação dos diques diabásios, dioritos e filítos, através do PI-Geologia, que segundo Lisboa (1997), Bonacim (1996) e COMEC (2003) não se comunicam hidráulicamente. Para a determinação do nível do lençol nas condições de contorno, são utilizadas informações dos corpos hídricos que transpõem estes contornos, assim como as informações da topografia do

terreno. O procedimento consiste em determinar a profundidade do lençol freático no entorno do ponto de transposição através de um raio de influência de 10 metros, encontrando-se a profundidade média nesta região. Esta profundidade é interpolada linearmente com a próxima região de transposição do corpo hídrico. Esta informação de profundidade é então transformada novamente em dados para compor o PI Piezometria. Para o estudo adicional, não foi realizado este processamento, seguindo-se para a etapa seguinte desta fase.

- d) Interpolação linear, com e sem considerar condições de contorno, obtendo a superfície piezométrica para toda a área, gerando um PI da superfície piezométrica.

A segunda fase consiste na Obtenção da Profundidade da Superfície Piezométrica (PI-PROF) como resultado da subtração do PI topografia pelo PI Piezometria.

5.1.2 Recarga (PI-REC)

Os dados do balanço hídrico da Bacia do Rio Barigüi foram obtidos através de dados coletados por quinze anos e em diferentes épocas do ano (FILL, *et al.*, 2005). Obteve-se a infiltração através da multiplicação da precipitação média pelo coeficiente de infiltração (equação 3.18) para solos argilo-arenosos e argilo-siltosos. Para as áreas sujeitas a alagamentos e corpos hídricos, o valor da infiltração é resultado da precipitação menos a evapotranspiração multiplicado pelo coeficiente de infiltração (Equação 3.19). Os valores dos coeficientes adotados são apresentados nas Tabelas 3.5 e 3.6.

Os valores adotados para precipitação média anual foi de 1492,5 mm e a evapotranspiração de 679,3 mm, segundo estudos de Fill et al.(2005) para a área de estudo.

5.1.3 Zona Não Saturada (PI-ZV)

Para a composição do PI referente à atenuação natural da zona vadosa, ou zona não saturada, foram utilizadas as informações dos mapas de geologia e

geotecnia, da COMEC e do Instituto da Águas do Paraná, respectivamente, ambos na escala 1:20.000.

Na área de estudo foram encontrados cinco ocorrências de materiais na zona não saturada. Para a classificação dos elementos, segundo a designação de cada método, foram utilizadas as informações de suas características, procurando compatibilizar estes dados com a respectiva designação. No Quadro 5.2 são apresentadas as designações adotadas para os materiais constituintes presentes na área de estudo. A partir da designação apropriada para cada método, cada material foi classificado, conforme Anexos 1 e 2.

QUADRO 5.2 - MATERIAL DA ZONA NÃO SATURADA E DESIGNAÇÃO POR MÉTODO

MATERIAL DA ZONA NÃO SATURADA	DESIGNAÇÃO DRASTIC	DESIGNAÇÃO SINTACS
Diques de Diabásio e Dioritos Pórfiro	Ígneo	Vulcânica e Plutônica
Metacalcário Dolomítico	Carste	Calcário Carstificado
Metapelito	Metamórfico	Metamórfico
Quartzito	Metamórfico	Metamórfico
Sedimentarare no depositados em ambiente fluvial, intercalados com camadas de areia fina a grossa e cascalhos	Areia/Cascalho	Depósito Aluvionar

5.1.4 Tipo de Solo (PI-SOLO)

O parâmetro correspondente a atenuação do solo foi obtido através do PI de geotecnia, fornecido pelo Instituto das Águas do Paraná na escala 1:20.000.

Os tipos de solos correspondentes na área de estudo são apresentados no Quadro 5.3 com as respectivas designações adotadas para os solos constituintes presentes na área de estudo. A partir da designação apropriada para cada método, cada tipo de solo foi classificado, conforme Anexos 1 e 2.

QUADRO 5.3 - TIPOS DE SOLOS NA ÁREA DE ESTUDO E DESIGNAÇÃO POR MÉTODO

TIPOS DE SOLOS	DESIGNAÇÃO DRASTIC	DESIGNAÇÃO SINTACS
Solo Aluvionar e Hidromórfico	Cascalho / Areia	Cascalho / Areia
Diques de diabásio, solos residuais e transportados sobre rochas básicas- Fino ou ausente	Finos ou Ausente	Finos ou Ausente

Formação Capiro, rochas metacarbonáticas, solos residuais e transportados	Solo Argilo Arenoso	Solo Franco Arenoso e Argila Franco Arenosa
TIPOS DE SOLOS	DESIGNAÇÃO DRASTIC	DESIGNAÇÃO SINTACS
Formação Capiro, metapelitos, solos residuais e transportados	Solo Argiloso	Argilas Siltosas
Formação Capiro, Complexos Granito-Gnáissico e Gnáissico-Migmatítico	Argila Arenosa	Argila Arenosa

5.1.5 Aqüífero (PI-AQ)

O sistema aqüífero correspondente foi obtido do mapa hidrogeológico da área de estudo, em escala 1:20.000, fornecido pela COMEC em formato de imagem. A imagem passou por processo de vetorização e georreferenciamento no ambiente ArcGis 9.3. Posteriormente efetuou-se a transformação dos polígonos vetoriais para formato raster compatível ao ArcGis .

Os sistemas aqüíferos encontrados na área de estudo estão representados no Quadro 5.4, com as respectivas designações de cada método. A partir da designação apropriada para cada método, cada sistema foi classificado, conforme Anexos 1 e 2.

QUADROS 5.4 - SISTEMA AQÜÍFEROS NA ÁREA DE ESTUDO E DESIGNAÇÃO POR MÉTODO

SISTEMA AQÜÍFERO	DESIGNAÇÃO DRASTIC	DESIGNAÇÃO SINTACS
Aluvionar	Areia e Cascalho	Depósito Aluvionar
Carste	Carste	Carste Calcário
Fissural Indiferenciado	Metamórfico/ Igneo	Plutônico/Vulcânico Fissurado
Fissural Filíticos Intercalado com Sistemas Porosos	Metamórfico	Metamórfico Fissurado

5.1.6 Condutividade Hidráulica (PI-CONDU)

A obtenção da condutividade hidráulica em meios heterogêneos é uma tarefa que por si só justificaria uma pesquisa específica, no entanto, para fins de aplicação de índices para gestão, foi adotado um valor único da condutividade nos

poços em exploração, observando-se o sistema hidrogeológico, conforme já realizado por outros pesquisadores (MIMI e ASSI, 2009).

Devido a inexistência de dados ou poços em exploração nas áreas com sistemas aquíferos de diques de diabásio ou diorito pórfiro, foram adotados os procedimentos seguidos por Civita e De Maio (2000), onde foram utilizados valores estatísticos mundiais para a estimativa deste parâmetro. Os valores estatísticos mundiais estudados estão apresentados na Tabela 5.1, apresentados em Delleur (1998).

TABELA 5.1 - VALORES TÍPICOS DE CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA

Litologia	Mínimo (cm/s)	Máximo (cm/s)
Cascalho	10^{-2}	10^2
Areia	10^{-4}	1
Silte	10^{-7}	10^{-3}
Argila	10^{-10}	10^{-7}
Basalto Fraturado	10^{-5}	1
Carste Calcário	10^{-4}	10
Arenito	10^{-8}	10^{-4}
Calcário, Dolomita	10^{-7}	10^{-4}
Xisto	10^{-11}	10^{-7}
Cristalino Fraturado	10^{-7}	10^{-2}
Cristalino Denso	10^{-12}	10^{-8}

FONTE: Adaptado de DELLEUR (1998).

Nas áreas constituídas por aquíferos granulares ou com fissuras com pouco significado hidrodinâmico, onde são válidas as Leis de Darcy, considerou-se o aquífero como sendo livre. Para a obtenção da condutividade hidráulica foi utilizada a Equação 3.12.

$$k = \frac{Q \ln\left(\frac{r_0}{r_w}\right)}{\pi (h_0^2 - h_w^2)} \quad (3.12)$$

Nas áreas carstificadas as Leis de Darcy não são completamente válidas, no entanto, adotou-se como hipótese simplificadora a utilização da Equação 3.12 para a obtenção da condutividade hidráulica. Embora, conceitualmente este procedimento seja inapropriado, segundo os objetivos desta pesquisa, tal hipótese pode ser justificada, uma vez que, segundo Mimi e Assi (2009), para a escala de

planejamento, a condutividade hidráulica pode ser considerada relativamente homogênea.

Devido as incertezas apresentadas sobre a condutividade hidráulica, foi realizado uma análise mais apurada dos valores encontrados, variando-se o logaritmo da condutividade em $\pm 10\%$ e verificando este efeito nas classificações dos índices de vulnerabilidade.

Com os valores da condutividade hidráulica nos poços em exploração e com os valores médios estatísticos mundiais, das áreas onde não se obteve o valor da condutividade *in situ*, realizou-se uma interpolação do logaritmo dos valores da condutividade hidráulica calculada para toda a área de estudo. Devido a descontinuidade na ordem de grandeza da condutividade hidráulica nas áreas de diques diabásio e diorito, convencionou-se por não utilizar este dado na interpolação, acrescentando-se esta informação após a interpolação. Para os valores do logaritmo da condutividade variando em $\pm 10\%$, a interpolação dos valores também foi realizada depois do cálculo.

Para a interpolação, foi utilizado a opção *Natural Neighbors* do comando *Interpolate to Raster* do Software ArcGis.

5.1.7 Declividade Topográfica (PI-DECL)

Para a criação do PI-DECL correspondente a declividade topográfica, utilizou-se a hipsometria da região fornecida pela SUDERHSA (atualmente Instituto das Águas do Paraná) na escala 1:20.000. Primeiramente foi realizada criação da superfície altimétrica para formato TIN (*Triangulated Irregular Network*) e processamento da declividade do local, em percentagem através da opção *TIN to Raster* do ArcGis 9.3.

5.2 MAPA DE VULNERABILIDADE

A obtenção do mapa de vulnerabilidade para cada método foi obtido através do processamento de todos os PI's, utilizando as classes do Anexo 1 para o cálculo do índice DRASTIC e as classes do Anexo 2 para o cálculo do índice SINTACS, e da soma ponderada desses PI's classificados.

No método DRASTIC, similarmente ao SINTACS, a vulnerabilidade é obtida através da soma ponderada dos sete PI's dos parâmetros. Cada parâmetro classificado segundo classes do Anexo 2 é multiplicado pelo seu respectivo peso, conforme item 3.3.2.

$$PI - \text{VULNERABILIDADE(DRASTIC)} = \sum_{J=1}^7 PI_{DJ}W_{DJ} \quad (5.4)$$

No mapa de vulnerabilidade do índice DRASTIC foram adotadas as cores da Tabela 5.2.

TABELA 5.2 - CLASSES DE VULNERABILIDADE DO ÍNDICE DRASTIC E CLASSIFICAÇÃO DAS CORES REPRESENTADAS NO MAPA

Índice DRASTIC	Vulnerabilidade	Cor
> 199	Muito Alta	Preto
159 – 199	Alta	Vermelho
120 – 159	Média	Amarelo
< 120	Baixa	Verde

No método SINTACS, a soma ponderada dos sete PI's, relativos ao método, foi realizada conforme a Equação 5.5, considerando a devida ponderação de pesos para o sistema Carste.

$$PI - \text{VULNERABILIDADE(SINTACS)} = \sum_{J=1}^7 PI_{SJ}W_{SJ} \quad (5.5)$$

Para a aplicação dos pesos correspondentes do método SINTACS, a região foi classificada em conformidade com o sistema litológico de cada área em Infiltração, Fissurado e Carste, cujos pesos utilizados em cada sistema encontram-se na Tabela 5.3.

TABELA 5.3 - PESOS SEGUNDO O MÉTODO SINTACS

Parâmetro	Infiltração	Carste	Fissurado
S	4	2	3
I	4	5	3
N	4	1	3
T	2	3	4
A	5	5	4
C	5	5	5
S	2	5	4

FONTE: CIVITA e DE MAIO (2000)

No mapa de vulnerabilidade foram adotadas as cores da tabela 5.4 para representar as classes de vulnerabilidade pelo método SINTACS.

TABELA 5.4 - CLASSES DE VULNERABILIDADE DO ÍNDICE SINTACS E CLASSIFICAÇÃO DAS CORES REPRESENTADAS NO MAPA

Índice SINTACS	Vulnerabilidade	Cor
> 210	Muito Alta	Preto
186 – 210	Alta	Vermelho
140 – 186	Moderadamente Alta	Laranja
105 – 140	Média	Amarelo
80 – 105	Baixa	Verde
< 80	Muito Baixa	Azul

5.3 MAPEAMENTO DO PERIGO

A proposta do mapeamento do perigo é atribuir um índice em decorrência da ameaça que uma determinada atividade exerce na qualidade da água subterrânea. A atribuição desses valores ocorreu tomando-se como base a pesquisa realizada por Mimi e Assi (2009), na qual foram consideradas as fontes potenciais de contaminantes, assim como o fluxo de contaminante que cada uso do solo pode representar. O valor desse índice é representado na Tabela 5.5.

TABELA 5.5 - ÍNDICE DE PERIGO EM FUNÇÃO DO USO DO SOLO

Uso do Solo	Índice de Perigo (I_p)
1. Afloramento rochoso	30
2. Água	10
3. Área alagada	15
4. Área industrial	60

Uso do Solo	Índice de Perigo (I_p)
5. Área urbana alta densidade	50
6. Área urbana baixa densidade	30
7. Área urbana média densidade	40
8. Armazéns / silos	30
9. Aterro sanitário / industrial	70
10. Campo	25
11. Cultura permanente	30
12. Cultura temporária	40
13. Granja	45
14. Lixão	100
15. Loteamentos	40
16. Mineração / areia	30
17. Mineração / outros	30
18. Solo exposto	30
19. Vegetação arbórea natural	10
20. Vegetação arbórea plantada	30
21. Vegetação arbustiva natural	10
22. Vila	50

FONTE: ADAPTADO DE MIMI E ASSI (2009)

Esta metodologia considera o uso do solo como fator principal. Para a obtenção de informação a respeito do uso do solo foram utilizadas imagens de satélite e interpretação das fotografias aéreas digitais ortorretificadas (ortofotos) de junho de 2000, fornecidas pelo Instituto das Águas do Paraná. O mapeamento do uso do solo designa qualquer forma de uso e ocupação do solo, tanto pela cobertura vegetal natural, quanto pelas diversas atividades humanas como áreas urbanas, atividades agropecuárias, mineradoras, industriais e extrativistas, etc. A partir da análise das ortofotos e a interpretação na escala (1:20.000) foi definida a legenda do mapeamento. Neste mapeamento, o Instituto das Águas do Paraná identificou um total de 18 usos do solo na região.

No mapa de perigo foram adotadas as denominações e cores descritas na Tabela 5.6.

TABELA 5.6 - ÍNDICE DE PERIGO E CORES ADOTADAS

Perigo	Cor	Índice
Extremo	Preto	90-100
Alto	Vermelho	70-90

Moderadamente Alto	Laranja	50-70
Médio	Amarelo	30-50
Baixo	Verde	20-30
Mínimo	Azul	< 10

5.4 MAPEAMENTO DO RISCO

O mapa de risco de contaminação é o resultado do produto das informações contidas nos mapas de vulnerabilidade e de perigo, ou seja:

$$Risco = \frac{IV*IP}{100} \quad (5.6)$$

Foi utilizado um fator de correção, dividindo-se a multiplicação por 100. A classificação do risco e as faixas de variação dos índices de risco obtidos por cada método de vulnerabilidade são apresentadas na Tabela 5.7.

TABELA 5.7 - ÍNDICE DE RISCO E CORES ADOTADAS

Risco	Cor	Índice de Risco (SINTACS)	Índice de Risco (DRASTIC)
Extremo	Preto	>140	> 120
Alto	Vermelho	75 - 140	64 - 120
Moderadamente Alto	Laranja	56 - 75	48-64
Médio	Amarelo	28 - 56	24-48
Baixo	Verde	14 - 28	12-24
Mínimo	Azul	< 14	< 12

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados os resultados do geoprocessamento dos dados, primeiramente por plano de informação já classificado para aplicação dos índices DRASTIC e SINTACS, assim como a apresentação e discussão dos resultados relativos aos índices finais.

6.1 PLANOS DE INFORMAÇÕES CLASSIFICADOS SEGUNDO OS MÉTODOS SINTACS E DRASTIC

Os sete PI's foram classificados para as respectivas classes dos índices SINTACS e DRASTIC, conforme valores tabelados (vide Anexo 1 e 2), cujos resultados são apresentados a seguir.

6.1.1 Profundidade da Superfície Piezométrica

O PI-Prof (profundidade da superfície piezométrica), processado considerando as condições de contorno dos diques e classificado segundo os métodos SINTACS e DRASTIC, está ilustrado na Figura 6.1(a). Na Figura 6.1(b) está apresentado o mesmo PI-Prof, todavia processado sem considerar as condições de contorno.

Como podem ser observados, os resultados para os dois métodos, SINTACS e DRASTIC, não apresentam grandes diferenças entre si para esta informação. Todavia, a consideração ou não da compartimentação dos diques, como era de se esperar, produz resultados diferentes. A desconsideração da compartimentação muda a classificação de uma área considerável de maior vulnerabilidade para menos vulnerável, considerando apenas a profundidade da superfície piezométrica. O efeito sobre os índices de vulnerabilidade e risco é discutido posteriormente.

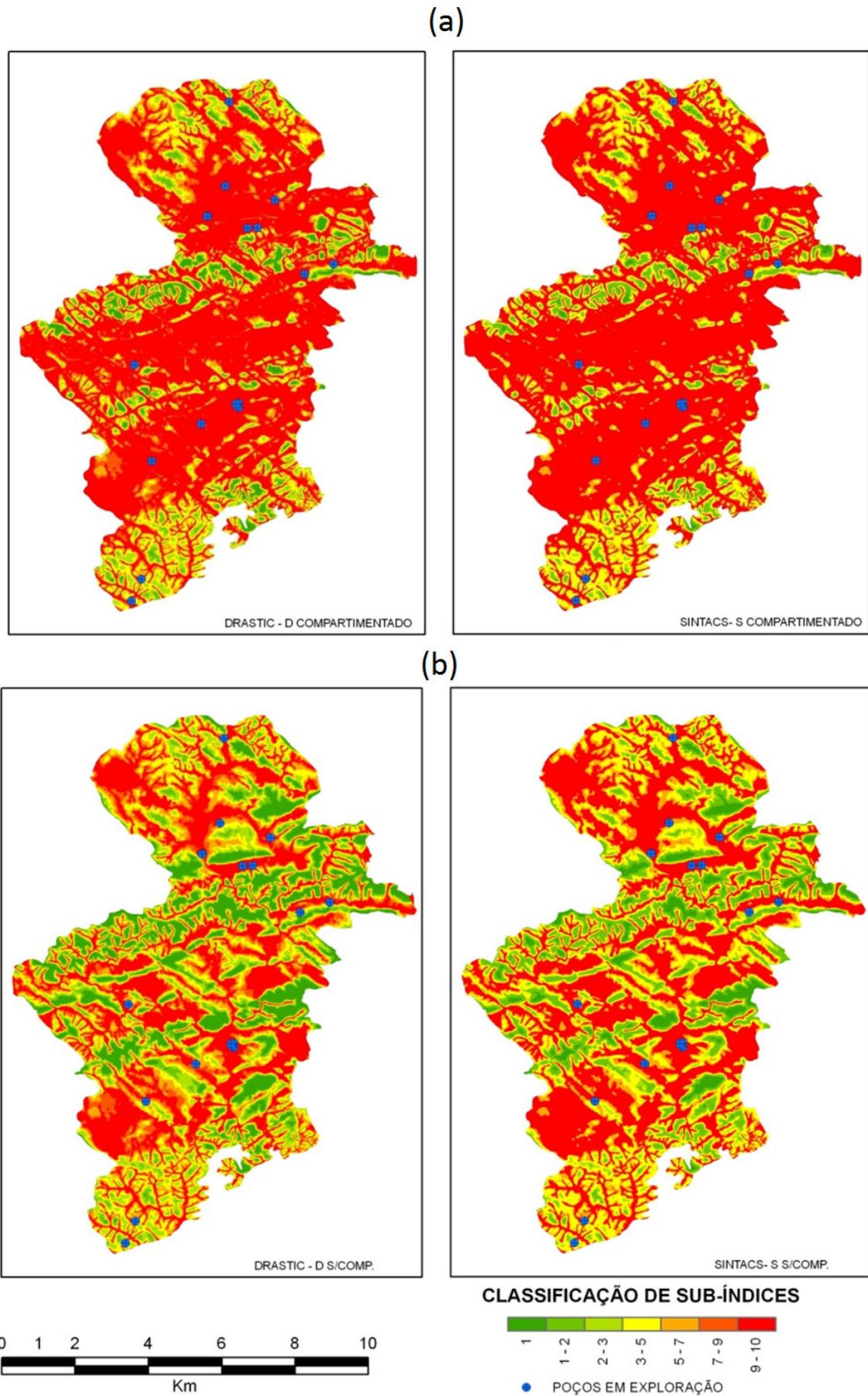


FIGURA 6.1 - PROFUNDIDADE CLASSIFICADA SEGUNDO OS MÉTODOS SINTACS E DRASTIC

6.1.2 Recarga

Os valores de recarga para a área de estudo apresentaram três classificações de infiltração anual, sendo que 4,26% da área correspondem à infiltração de 529 mm/ano, 40,05% à 373 mm/ano e 55,69% da área correspondem a uma infiltração média anual de 129 mm/ano. Nos métodos SINTACS e DRASTIC não ocorrem concordância do valor deste índice, uma vez que no primeiro método o valor é representado por uma curva que atinge um pico em aproximadamente 275 mm/ano, diminuindo e estabilizando seu valor após atingir 500 mm/ano; no método DRASTIC a vulnerabilidade é sempre crescente em função da infiltração, atingindo seu máximo ao atingir 254 mm/ano. Os mapas relativos à recarga, classificados nos métodos SINTACS e DRASTICS, são apresentados na Figura 6.2.

Observa-se nos mapas resultantes, que o sub-índice da infiltração no método SINTACS é menos rigoroso nas áreas representadas em tons amarelos, que coincidentemente representam as regiões com solos aluvionares. Nas outras áreas observa-se uma concordância nos valores de classificação dos métodos DRASTIC e SINTACS. Devido a este conceito, e ao fato de que na área de estudo os valores de infiltração estão dentro desta faixa de divergência entre os métodos, as diferenças nos índices finais, segundo o grau de significância deste parâmetro devem ser discutidas.

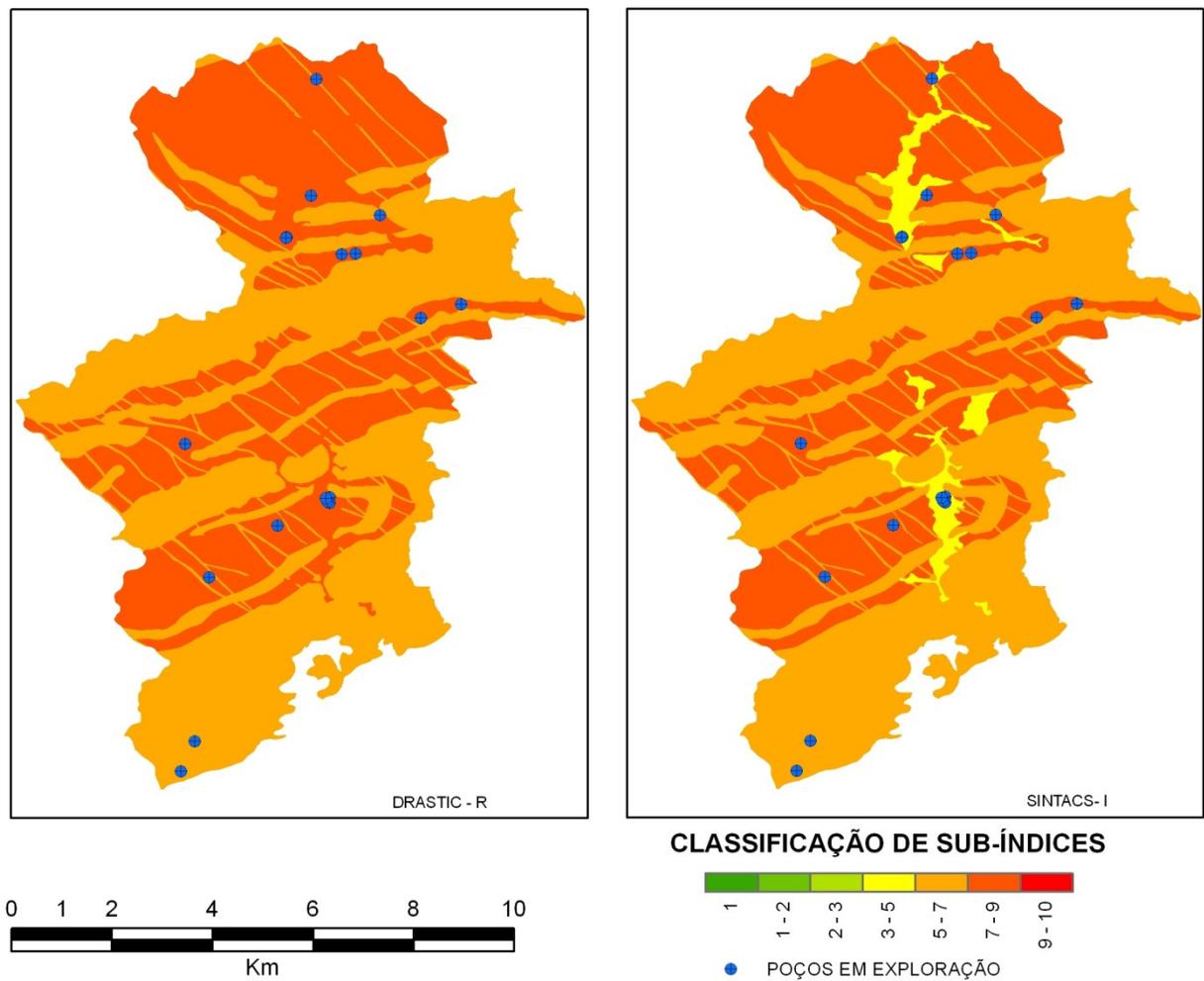


FIGURA 6.2 - INFILTRAÇÃO CLASSIFICADA SEGUNDO OS MÉTODOS SINTACS E DRASTIC

6.1.3 Zona Não Saturada

Na zona não saturada foram identificados cinco materiais distintos na área de estudo, cujo percentual de ocorrência é apresentado na Tabela 6.1. Os Mapas relativos à Zona Não Saturada, classificados nos métodos SINTACS e DRASTICS, são apresentados na Figura 6.3.

TABELA 6.1 –ZONA NÃO SATURADA REPRESENTADA NO MAPA

Material da Zona Não Saturada	Ocorrência (%)
Diques de Diabásio e Dioritos Pórfiro	6,20 %
Metacalcário Dolomítico	40,05%
Metapelito	47,61%
Quartzito	1,88%

Material da Zona Não Saturada	Ocorrência (%)
Sedimentar depositados em ambiente fluvial, intercalados com camadas de areia fina a grossa e cascalhos	4,26%

No método DRASTIC ocorre uma maior restrição quanto ao material da zona não saturada, principalmente nas áreas de metacalcário dolomítico, uma vez que o valor típico indicado tem uma variação mais restritiva, no método SINTACS, devido as peculiaridades do material da zona não saturada, nas áreas de metacalcário a classificação é menos rigorosa

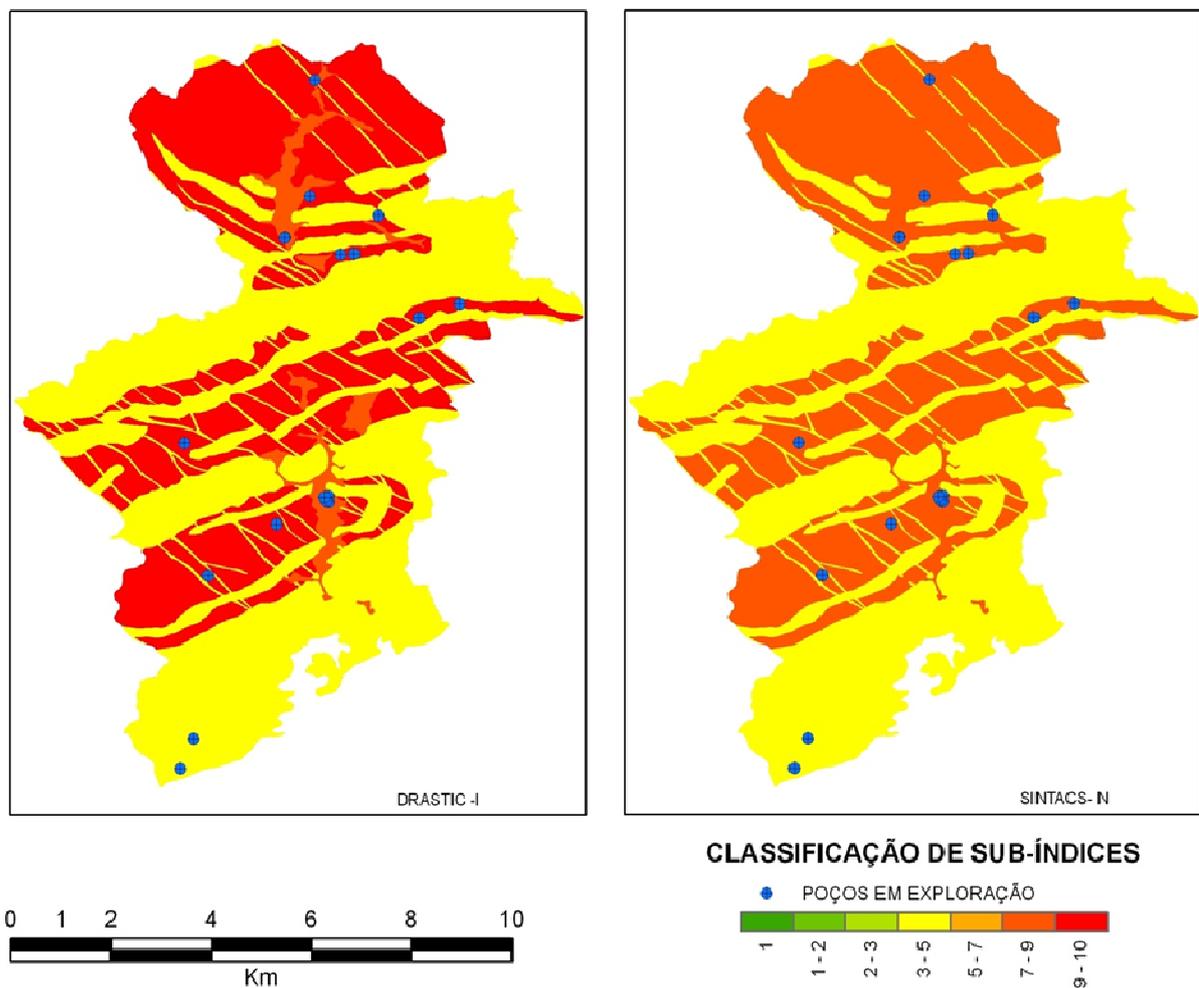


FIGURA 6.3 - ZONA NÃO SATURADA CLASSIFICADA SEGUNDO OS MÉTODOS SINTACS E DRASTIC

6.1.4 Solo

Os Mapas relativos aos tipos de solos, classificados nos métodos SINTACS e DRASTICS são apresentados na Figura 6.4.

Foram encontradas cinco ocorrências de solos na região. Os tipos de solos estão representados na Tabela 6.2, com respectivo percentual de ocorrência.

Na classificação dos métodos ocorreram similaridades de valores, segundo as suas classificações. Apresentou-se uma pequena variação nos solos residuais e transportados sobre as áreas de metapelitos, representando o método DRASTIC uma maior restrição na classificação do material: 3 no método DRASTIC e 2 no método SINTACS.

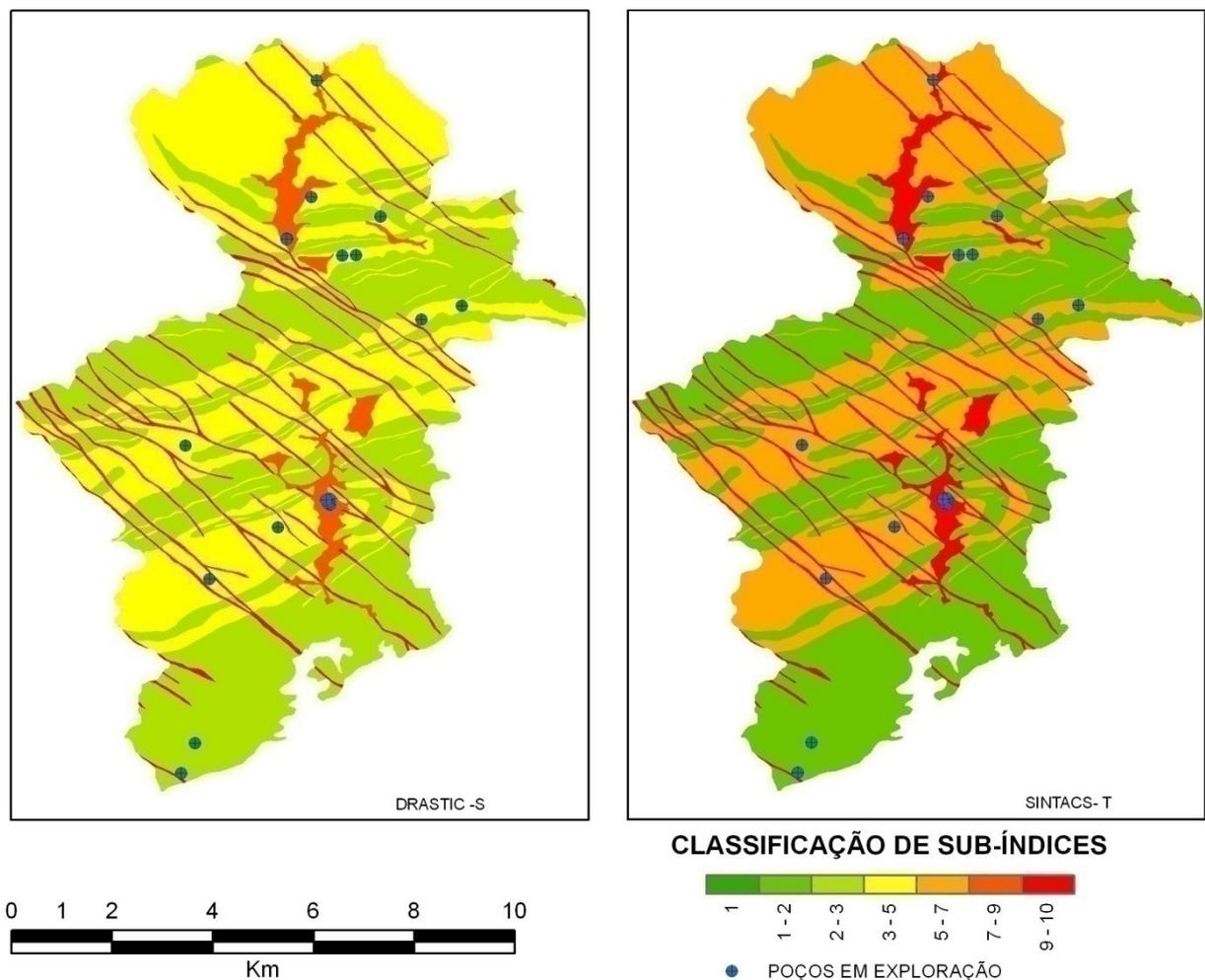


FIGURA 6.4 - CLASSIFICAÇÃO DOS SOLOS SEGUNDO OS MÉTODOS SINTACS E DRASTIC

TABELA 6.2 - OCORRÊNCIAS DE SOLOS NA ÁREA DE ESTUDO

Solo	Ocorrência (%)
Diques de diabásio, solos residuais e transportados sobre rochas básicas- Fino ou ausente	6,20 %
Formação Capiru, rochas metacarbonáticas, solos residuais e transportados	40,05%
Formação Capiru, metapelitos, solos residuais e transportados	47,61%
Formação Capiru, Complexos Granito-Gnáissico e Gnáissico-Migmatítico	1,88%
Solo Aluvionar e Hidromórfico	4,26%

6.1.5 Aqüífero

Os Mapas relativos aos sistemas aqüíferos, classificados nos métodos SINTACS e DRASTICS são apresentados na Figura 6.5. Os resultados para os dois métodos apresentam similaridade.

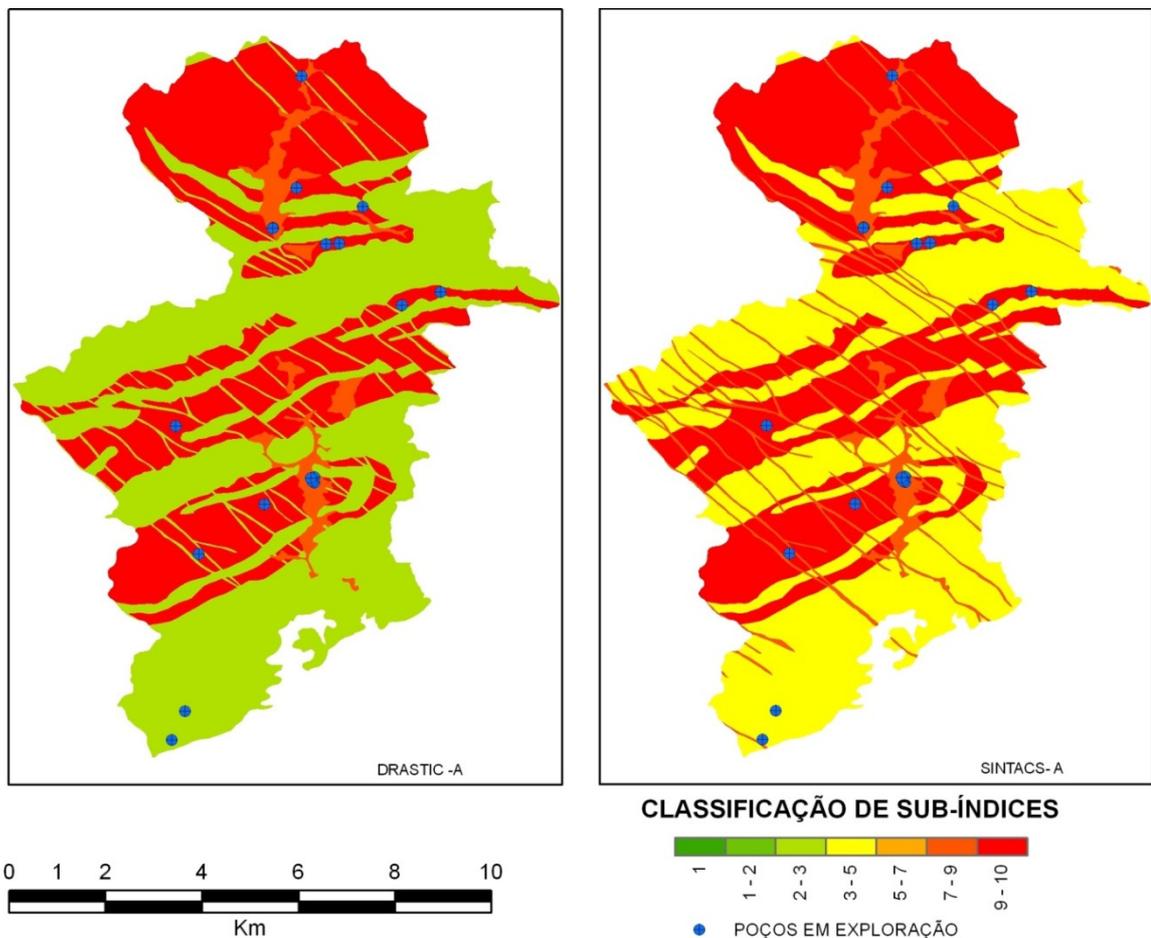


FIGURA 6.5 - Aqüífero CLASSIFICADO SEGUNDO OS MÉTODOS SINTACS E DRASTIC

Para os sistemas aquíferos, foram analisadas quatro ocorrências distintas na região em estudo. Do total litológico na região, 44,91% da área correspondem a sistemas cársticos e aluvionar, considerados com alto grau de suscetibilidade à poluição quanto ao parâmetro do sistema aquífero (Tabela 6.3). Todavia, o método SINTACS apresentou uma classificação mais restritiva no sistema fissural filítico, representando uma restrição ainda maior em sistemas fissurais indiferenciados. Observa-se que as áreas onde ocorreram as maiores alterações representam apenas 8,08% da área de estudo.

TABELA 6.3 – SISTEMA AQUÍFERO E PERCENTUAL DE OCORRÊNCIA

Sistema Aquífero	Ocorrência (%)
Aluvionar	4,26%
Carste	40,65%
Fissural Indiferenciado	8,08%
Fissural Filítico intercalado Com Sistema Poroso	47,61%

6.1.6 Condutividade Hidráulica

Para a determinação da condutividade hidráulica, adotaram-se os procedimentos anteriormente citados. Os valores dos parâmetros geométricos, dados de bombeamento, níveis estáticos e dinâmico de cada ponto, assim como o valor da condutividade calculada estão representados na Tabela 6.4.

Conforme descrito na metodologia, para os sistemas onde a condutividade hidráulica é menor (diques de diabásio e diorito pórfiro), e considerando que não são conhecidos parâmetros para a determinação deste valor, adotou-se o valor médio estatístico mundial, apresentado em DELLEUR (1998). Assim a condutividade hidráulica foi interpolada de forma logarítmica entre os sistemas aquíferos que apresentaram valores dentro da mesma ordem de grandeza. Com a interpolação, gerou-se a condutividade para toda área de estudo, cujo resultado encontra-se na Figura 6.6. O valor da condutividade hidráulica na área de estudo variou de $8,53 \times 10^{-6}$ m/s até o valor máximo de $5,56 \times 10^{-4}$ m/s.

TABELA 6.4 DADOS DOS POÇOS EM EXPLORAÇÃO

Código do Poço	Profundidade do Poço (m)	Nível Estático (m)	Diâmetro do Poço (m)	Nível Dinâmico (m)	Q(m³/s)	k(m/s)
624	100,00	2,00	0,30	9,00	1,39E-02	1,95E-05
728	79,00	17,65	1,10	27,00	2,22E-02	1,68E-05
739	30,00	12,92	0,21	16,00	1,25E-03	1,06E-05
983	42,00	12,93	0,07	21,00	3,06E-02	1,11E-04
985	54,00	15,73	0,07	26,00	3,06E-02	6,57E-05
986	35,80	2,78	0,07	3,50	4,31E-02	5,56E-04
987	29,00	1,48	0,07	9,00	5,56E-02	3,79E-04
988	36,00	5,92	0,09	18,00	4,17E-02	1,51E-04
989	73,00	14,98	0,07	25,00	2,86E-02	3,55E-05
990	49,00	7,70	0,09	24,00	2,00E-02	3,90E-05
1018	102,00	3,70	1,00	9,00	1,67E-02	1,95E-05
1019	100,00	3,70	0,07	15,70	1,39E-02	1,41E-05
1020	50,20	2,45	0,07	13,00	4,65E-02	1,23E-04
1021	45,00	3,20	0,07	12,70	3,96E-02	1,24E-04
15058	162,00	34,05	0,07	38,00	2,50E-02	8,53E-06
20920	70,00	21,40	1,00	24,37	8,33E-03	9,29E-06
23729	100,00	6,44	0,07	12,00	1,11E-02	1,49E-05

FORNE: INSTITUTO DAS ÁGUAS DO PARANÁ

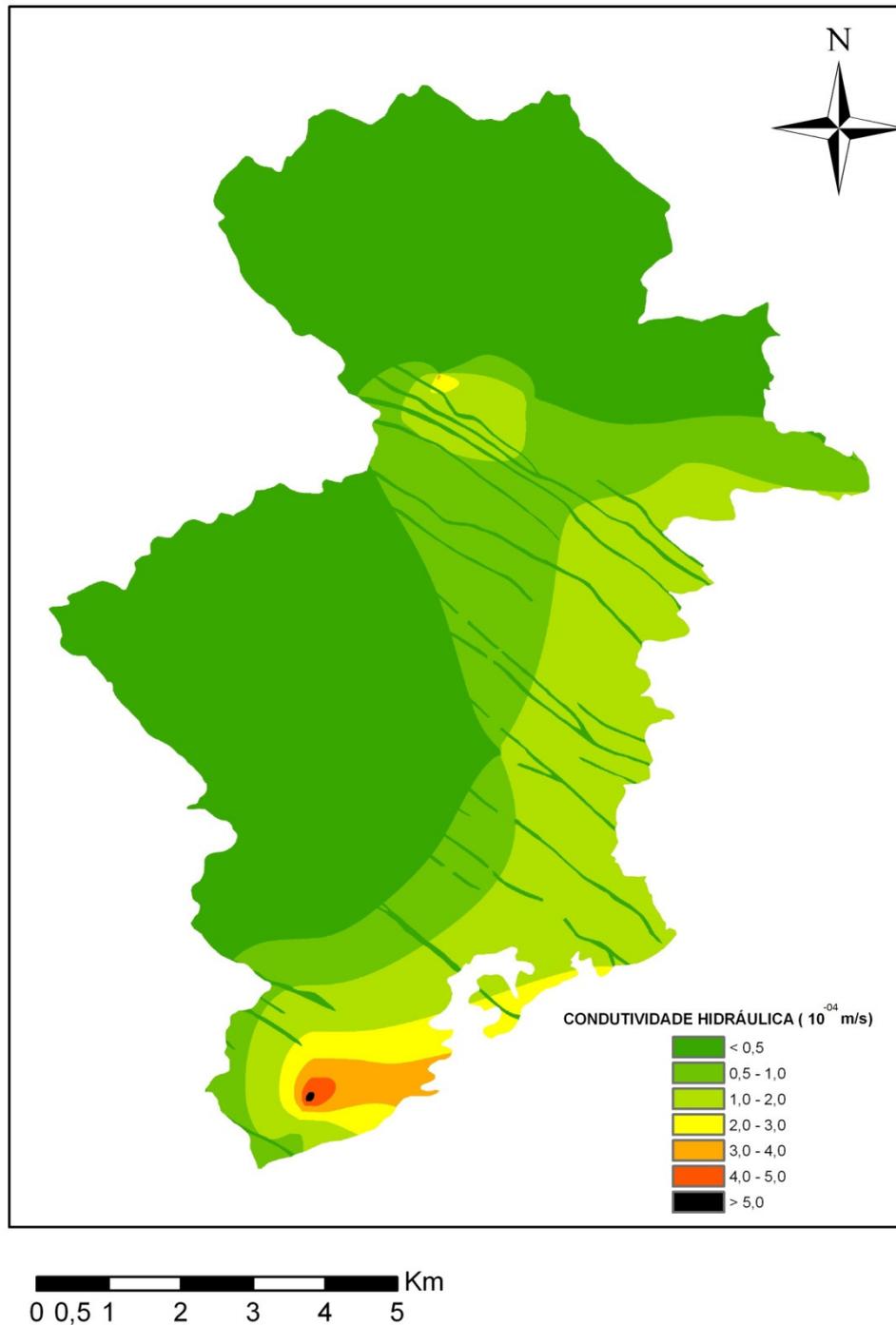


FIGURA 6.6 - CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA NA ÁREA DE ESTUDO

Observou-se o fato de que os valores encontrados nas áreas carstificadas estão dentro da faixa de validade dos valores de condutividade hidráulica apresentados na Tabela 5.1, o que indica concordância entre dados estatísticos e o valor encontrado através das simplificações aplicadas.

Na avaliação da vulnerabilidade considerando a condutividade hidráulica (Figura 6.7), o método SINTACS mostrou-se mais rigoroso se comparado ao

DRASTIC. Este fato deve-se às escalas de classificações adotadas pelos métodos. Qualquer valor de condutividade menor que $4,71 \times 10^{-5}$ m/s corresponde à classificação mínima do método DRASTIC, no método SINTACS, este valor de condutividade corresponde ao valor 8 (oito), aproximadamente. Observa-se no mapa classificado que no método SINTACS, toda a área apresentou valores acima de 8 (oito). No método DRASTIC, toda a área apresentou classificação inferior a 8 (oito), sendo que este valor representa uma pequena área.

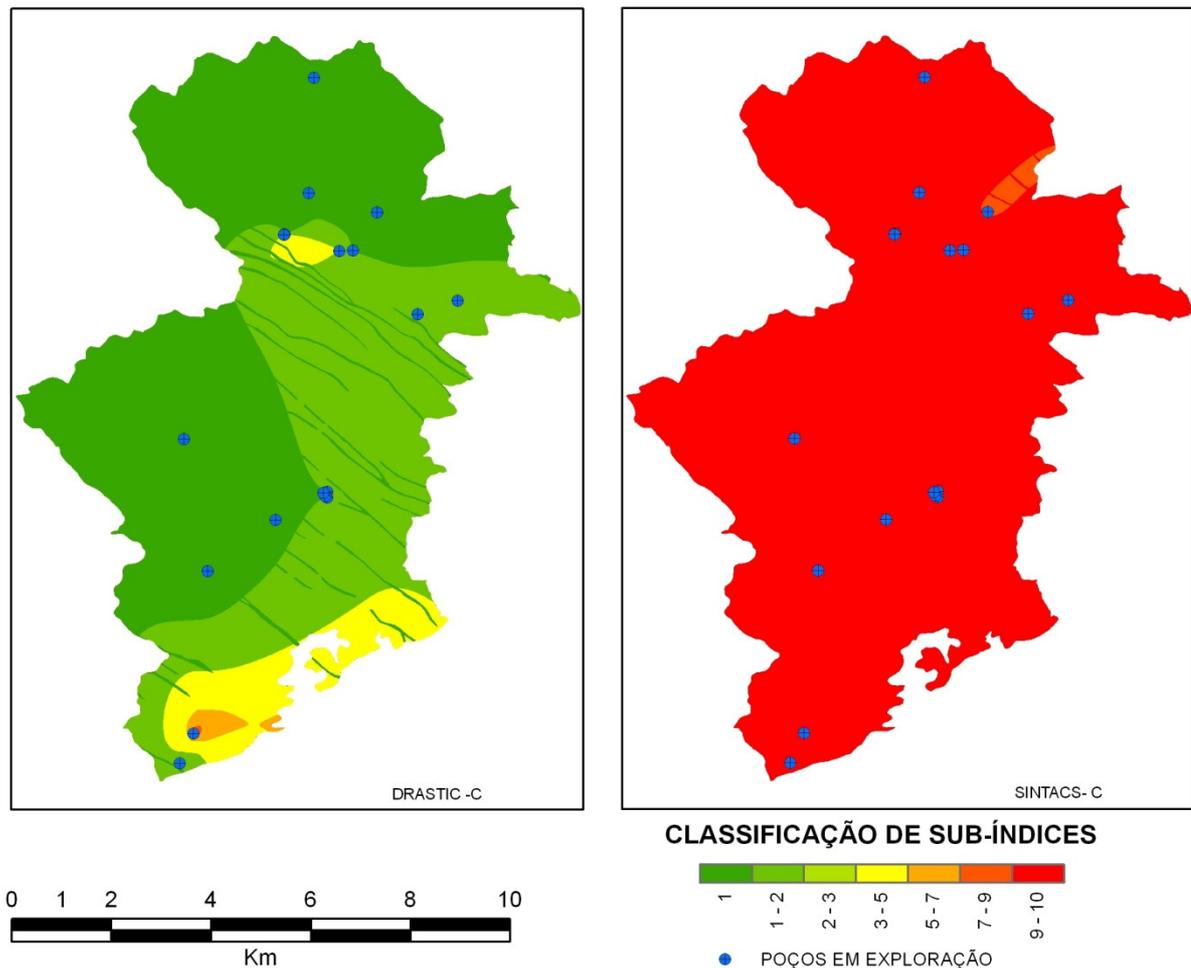


FIGURA 6.7 - CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA CLASSIFICADA SEGUNDO OS MÉTODOS SINTACS E DRASTIC

Posteriormente, apresenta-se o mapa do sub-índice, relativo à condutividade hidráulica, classificado para cada método, com variação de -10% e +10% do logaritmo de k . O resultado desta classificação está representado nas Figuras 6.8 e 6.9, respectivamente.

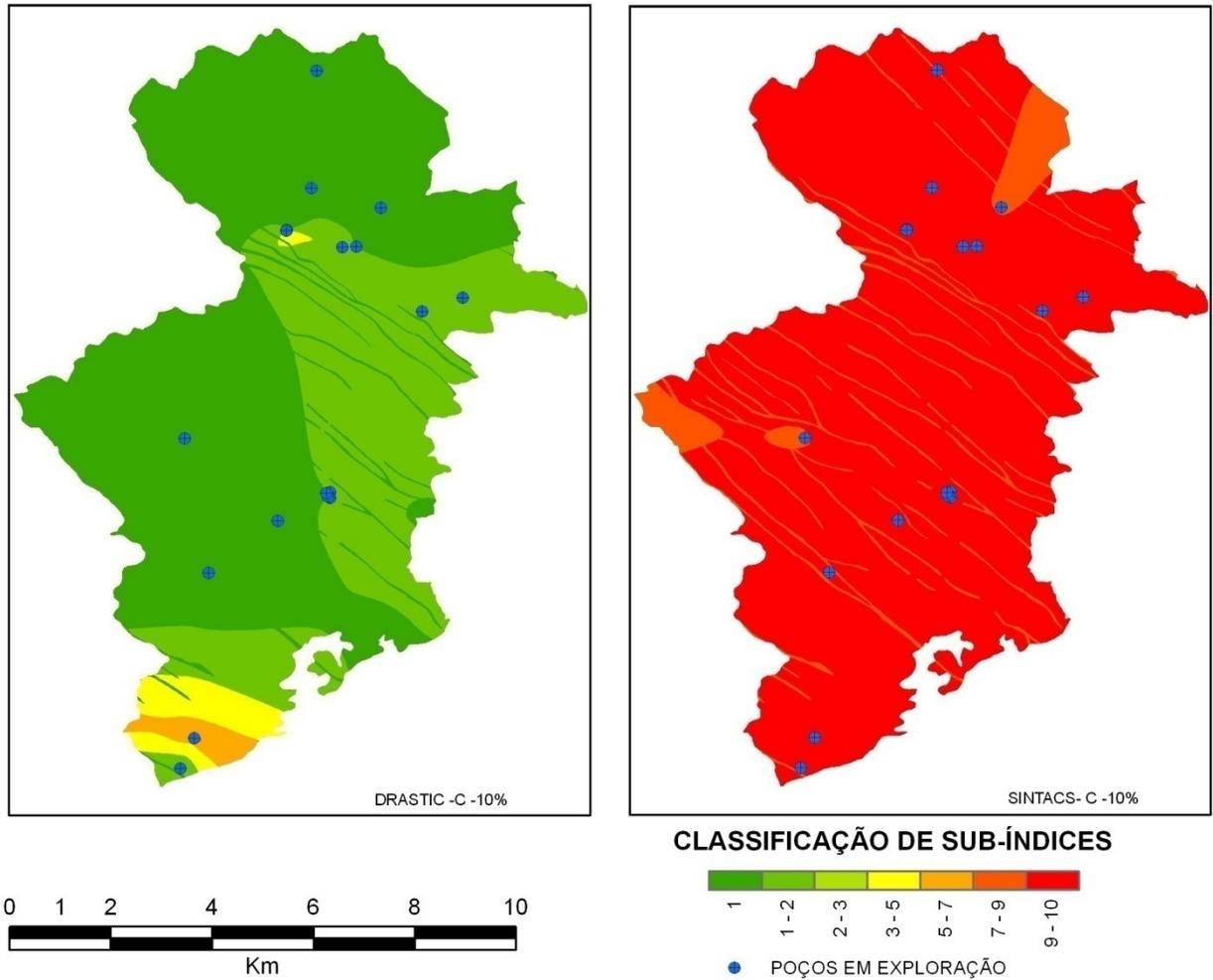


FIGURA 6.8 - CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA -10%, CLASSIFICADA SEGUNDO OS MÉTODOS SINTACS E DRASTIC

Observa-se, visivelmente, que não ocorreram grandes alterações nos mapas classificados. Todavia, na representação SINTACS, o acréscimo de 10% (log de k) no valor da condutividade calculada resultou na classificação da área como sendo 100% crítica na avaliação deste sub-índice. Os demais resultados relativos as alterações nos índices finais de vulnerabilidade estão detalhadas posteriormente.

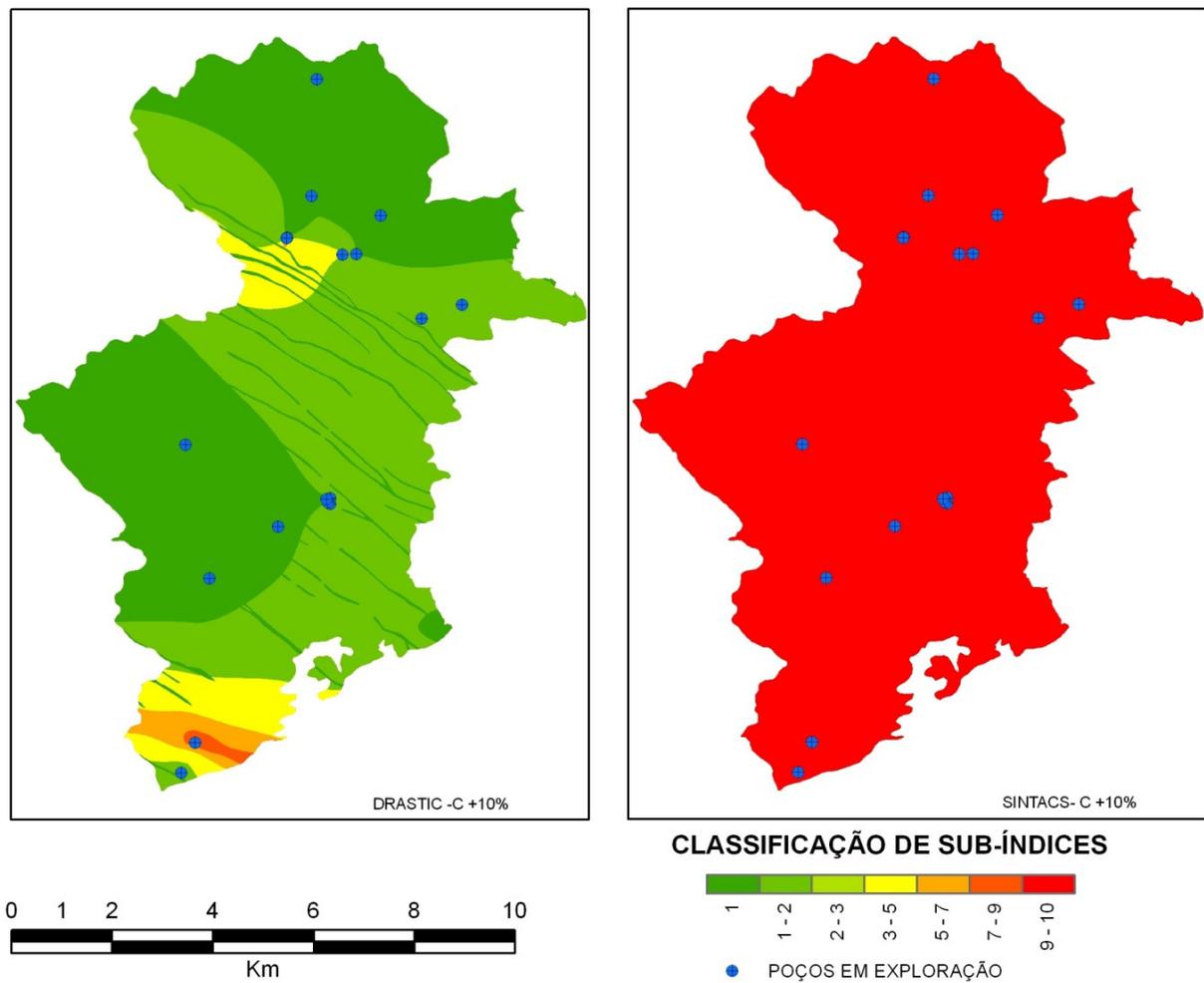


FIGURA 6.9 - CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA +10% CLASSIFICADA SEGUNDO OS MÉTODOS SINTACS E DRASTIC

6.1.7 Declividade Topográfica

A declividade topográfica foi classificada segundo os métodos DRASTIC e SINTACS e é apresentada na Figura 6.10. Nota-se, visualmente, uma maior área com alta vulnerabilidade (sub-índice maior ou igual a 9) no método SINTACS que no método DRASTIC. Isso representa, em termos numéricos, cerca de 6% de área classificada a mais com sub-índice elevado no método SINTACS que no DRASTIC.

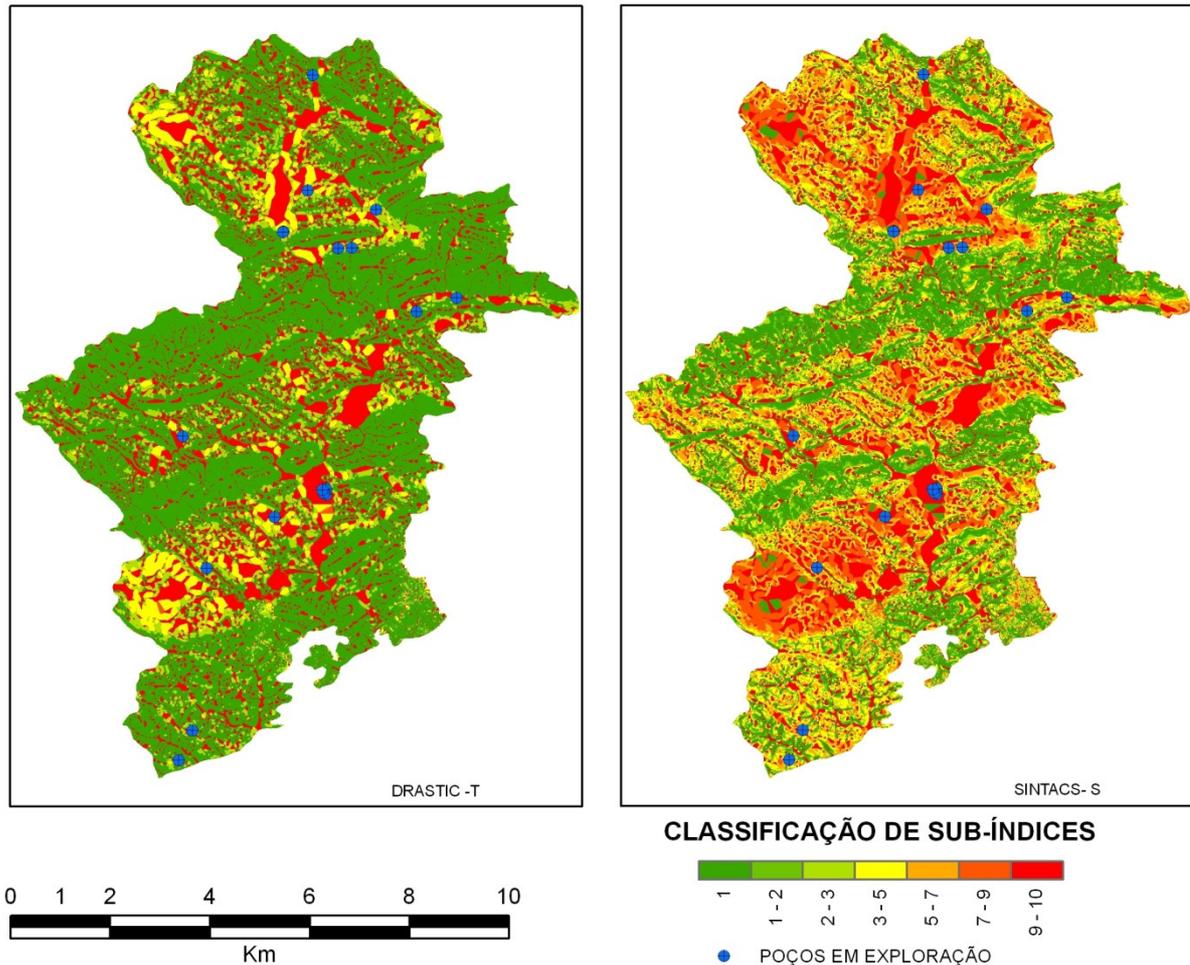


FIGURA 6.10 - DECLIVIDADE TOPOGRÁFICA CLASSIFICADA SEGUNDO OS MÉTODOS SINTACS E DRASTIC

Observa-se, que ocorre uma mesma tendência de classificação, sendo o método SINTACS mais rigoroso nesta classificação.

6.1.8 Pesos do método SINTACS

Para a classificação dos pesos correspondentes ao método SINTACS, aproximadamente 4,26 % da área foi classificada como áreas de Infiltração; 40,05 % como Carste e 55,69% como Fissurada. A representação de cada sistema para determinação dos pesos está apresentada na Figura 6.11. Os respectivos pesos de cada sistema foram apresentado anteriormente na Tabela 5.3.

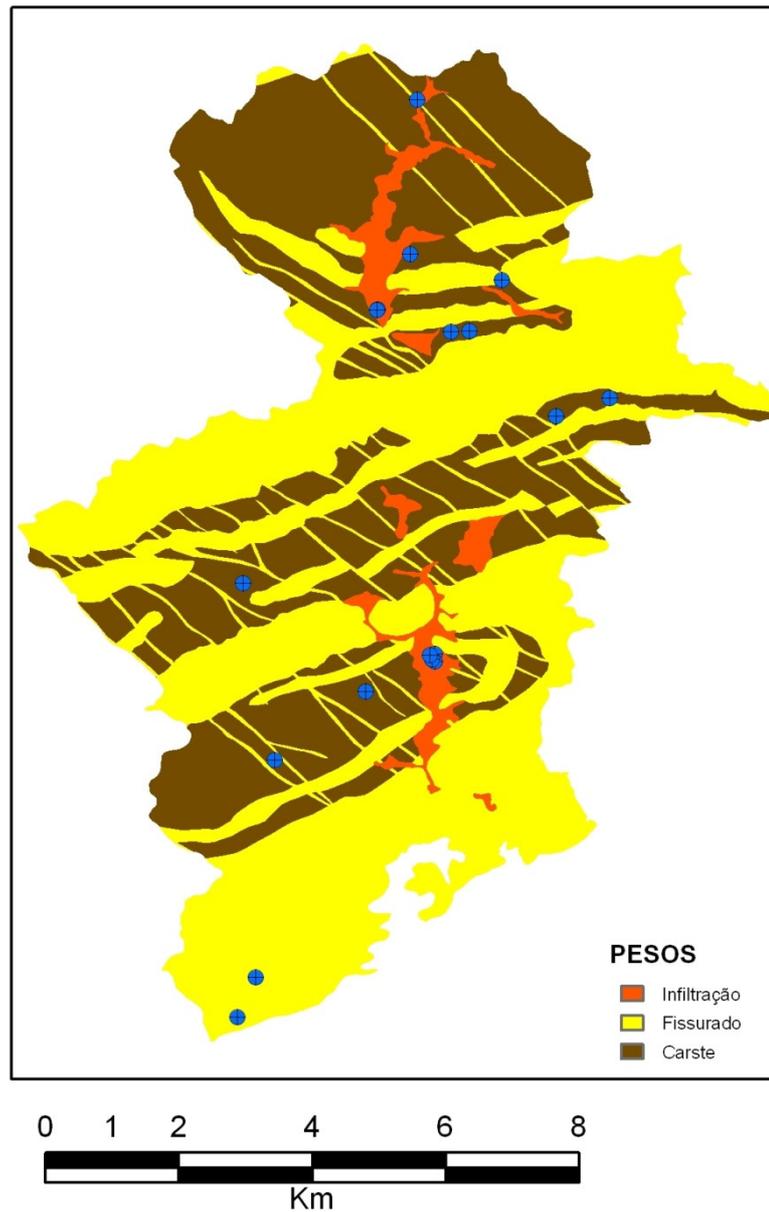


FIGURA 6.11 - SISTEMA AQUÍFERO PARA DETERMINAÇÃO DOS PESOS CLASSIFICADOS SEGUNDO O MÉTODO SINTACS

6.2 ÍNDICES DE VULNERABILIDADE

Para o método DRASTIC, considerando o efeito da compartimentação e com o valor da condutividade hidráulica calculada, o mapa de vulnerabilidade é apresentado na Figura 6.12. Na área de estudo 40% da área apresentou vulnerabilidade Alta; 15 % como Média e 45% apresentou classificação como Baixa. Não ocorreram regiões com classificação de vulnerabilidade como Muito Alta.

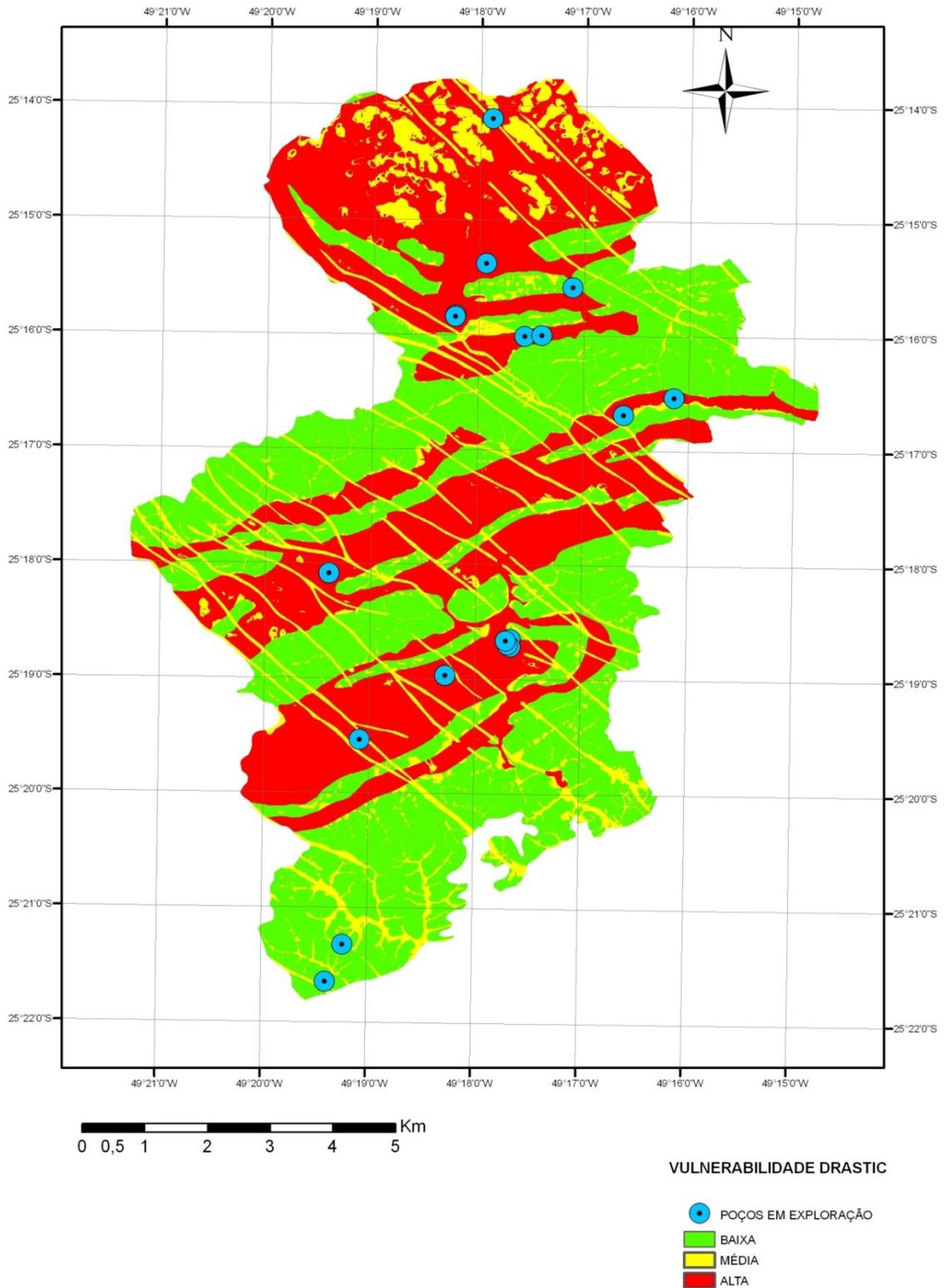


FIGURA 6.12 - MAPA DE VULNERABILIDADE DRÁSTICO

Para o método SINTACS, segundo os mesmos critérios de compartimentação e condutividade descritos no método DRASTIC, no parágrafo anterior, cerca de 27% da área de estudo apresentou classificação no índice de vulnerabilidade como Muito

Alta; 20% como Alta; 24% como Moderadamente Alta e 29% como Média. Não ocorreram regiões classificadas como Baixa ou Muito Baixa Vulnerabilidade na área de estudo. O mapa de vulnerabilidade SINTACS resultante deste processamento é apresentado na Figura 6.13.

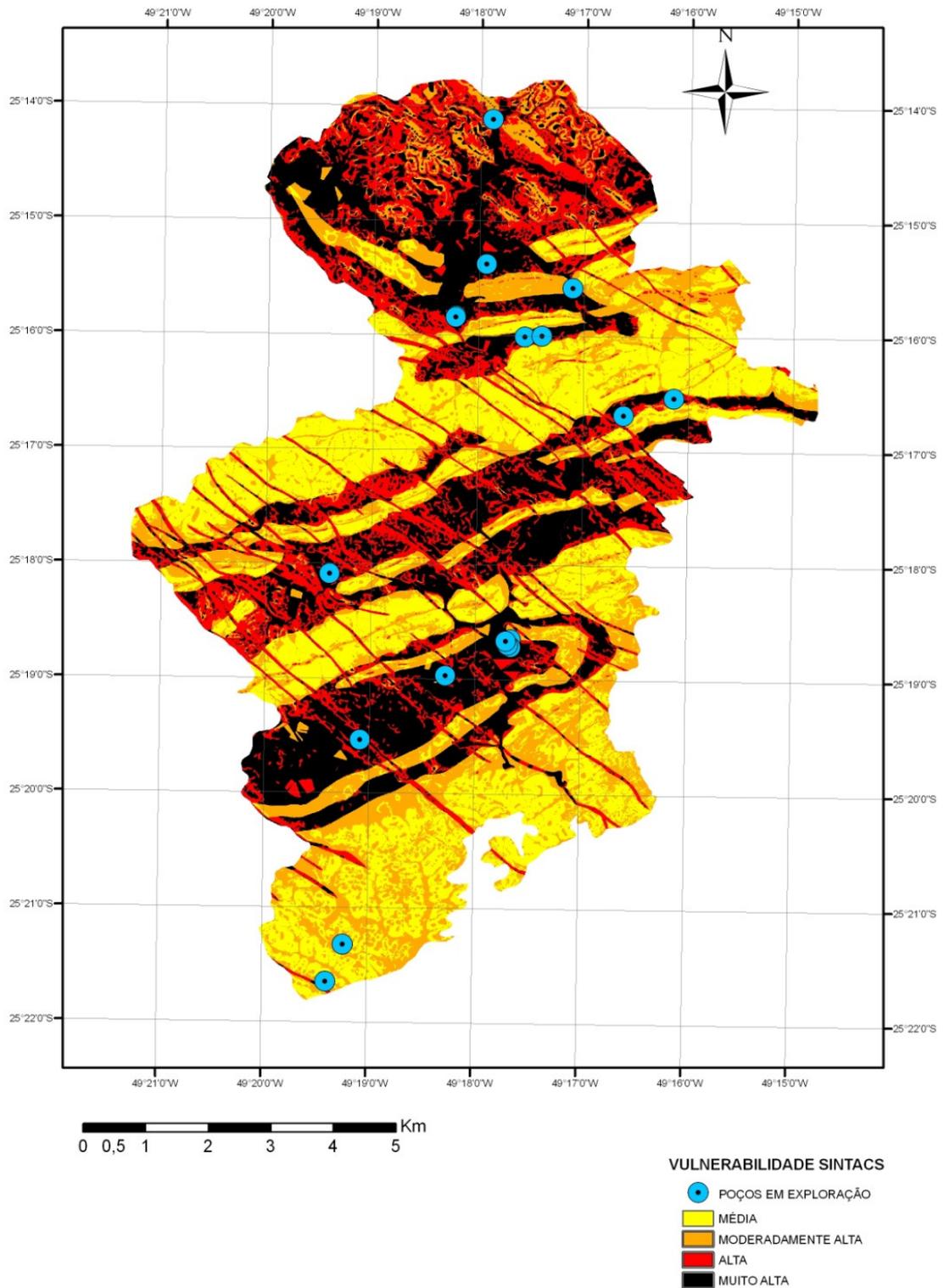


FIGURA 6.13 - MAPA DE VULNERABILIDADE SINTACS

Adicionalmente, o estudo do índice de vulnerabilidade DRASTIC e SINTACS, desconsiderando o efeito da compartimentação é apresentado nas Figuras 6.14 e 6.15, respectivamente.

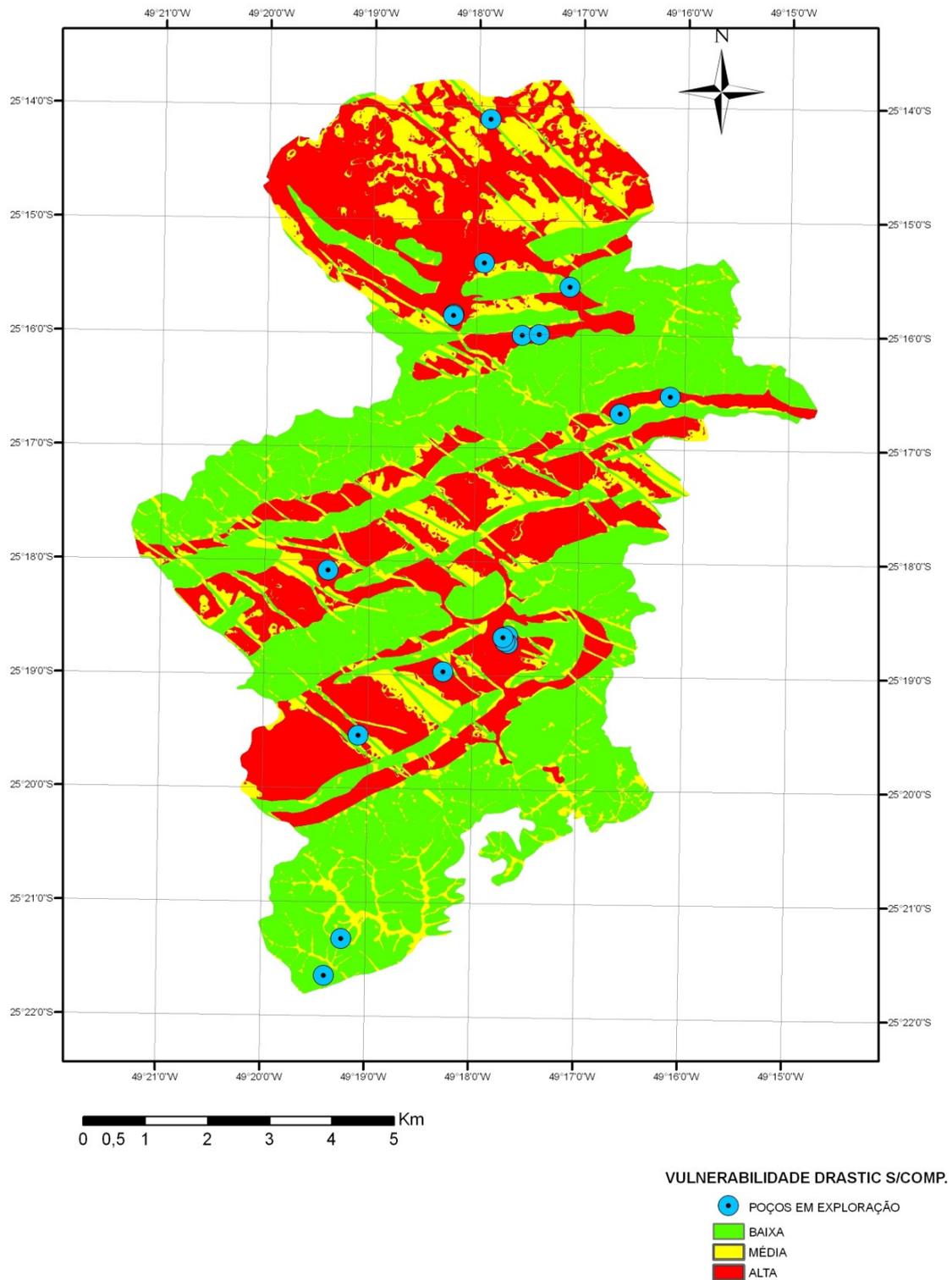


FIGURA 6.14 - MAPA DE VULNERABILIDADE DRASTIC DESCONSIDERANDO A COMPARTIMENTAÇÃO

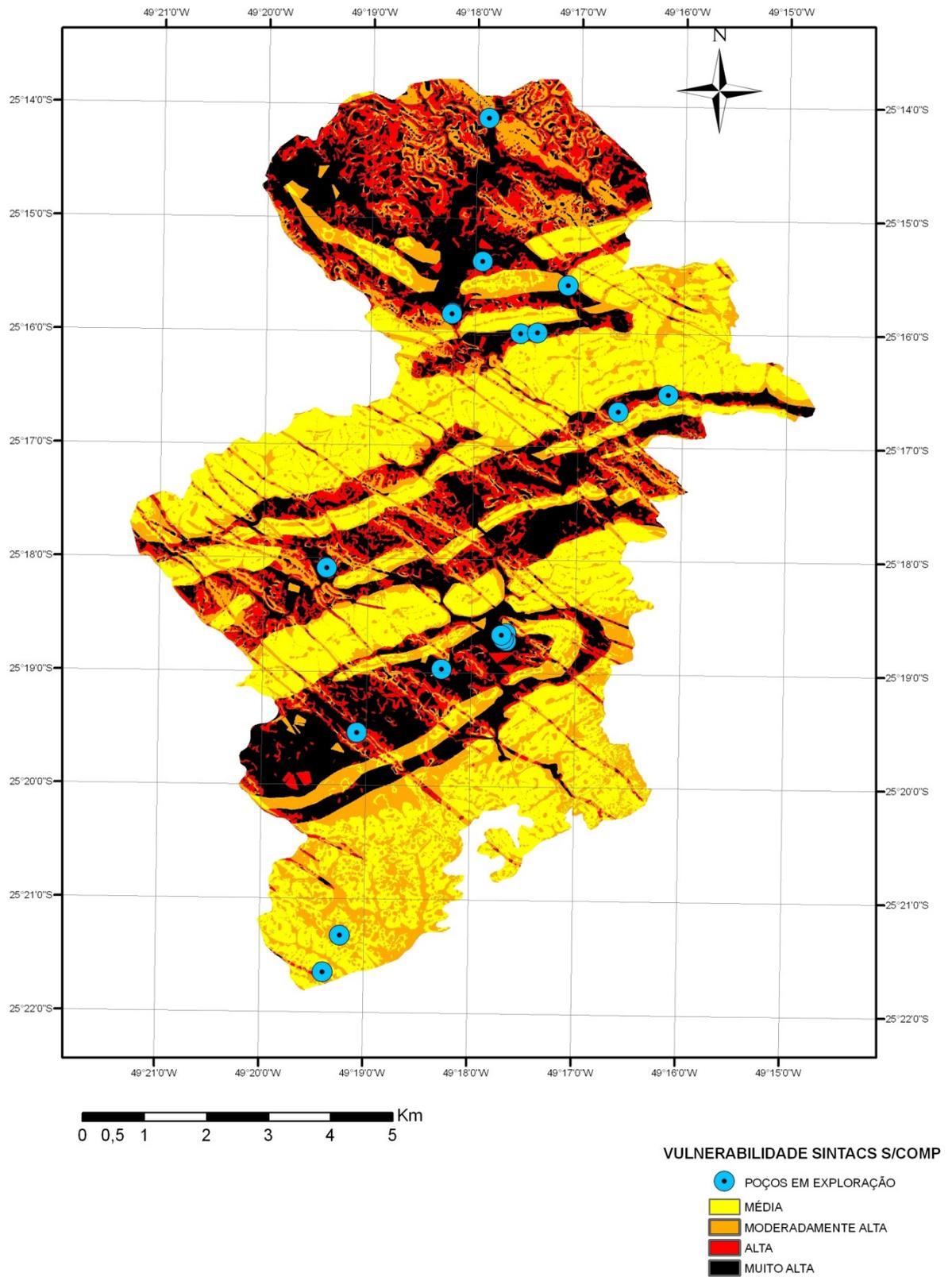


FIGURA 6.15 - MAPA DE VULNERABILIDADE SINTACS DESCONSIDERANDO A COMPARTIMENTAÇÃO

No índice DRASTIC, desconsiderando a compartimentação, cerca de 33,17 % obteve classificação Alta; 16,55% como Média e 50,29% como Baixa, novamente não ocorreram regiões com classificação Muito Alta. No índice SINTACS, cerca de 24,17% da área obteve classificação como Muito Alta; 16,57% como Alta; 25,11% como Moderadamente Alta e 34,15% como Média. Não ocorreram regiões classificadas como Baixa ou Extremamente Baixa no índice SINTACS desconsiderando o efeito da compartimentação.

Em ambos os métodos ocorreram mudanças consideráveis devido à consideração do efeito da compartimentação das células cársticas. No índice SINTACS, a compartimentação alterou a classificação de aproximadamente 21% da área, sendo que 86% desta área foram classificadas em maior vulnerabilidade, comparando-se ao índice sem considerar o efeito da compartimentação. Já no índice DRASTIC, o efeito da compartimentação alterou a classificação de aproximadamente 14% da área de estudo, sendo que 93% dessa área foi classificada com vulnerabilidade maior devido à compartimentação.

A análise, comparando-se o efeito da compartimentação no índice de vulnerabilidade, indica um cenário mais crítico devido a essas considerações. Em face da natureza deste trabalho, considerando que a compartimentação aponta para um maior rigor na análise da vulnerabilidade, e devido ao fato das condições de contorno servirem como uma fonte de dados mais refinada para a determinação do nível do lençol freático, este efeito será adotado para a determinação dos índices finais.

As simplificações assumidas na estimativa da condutividade hidráulica podem ser avaliadas através da análise do efeito da variação em $\pm 10\%$ do logaritmo de k sobre o índice de vulnerabilidade. Esta análise de sensibilidade dos métodos, quanto ao efeito deste parâmetro, conforme procedimentos descritos anteriormente estão representados nas Figuras 6.16 a 6.19.

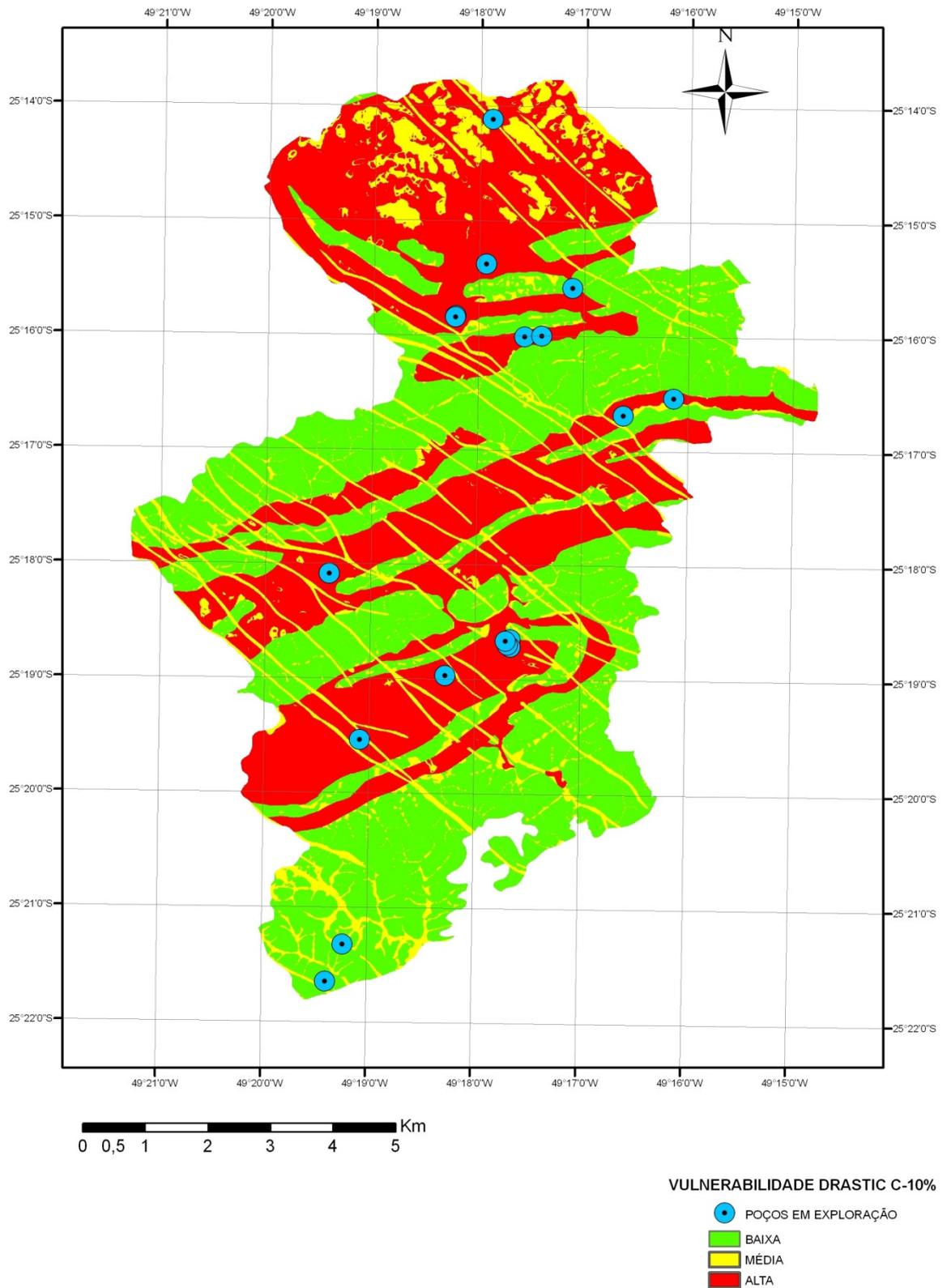


FIGURA 6.16 - MAPA DE VULNERABILIDADE DRASTIC CONSIDERANDO CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA EM -10%

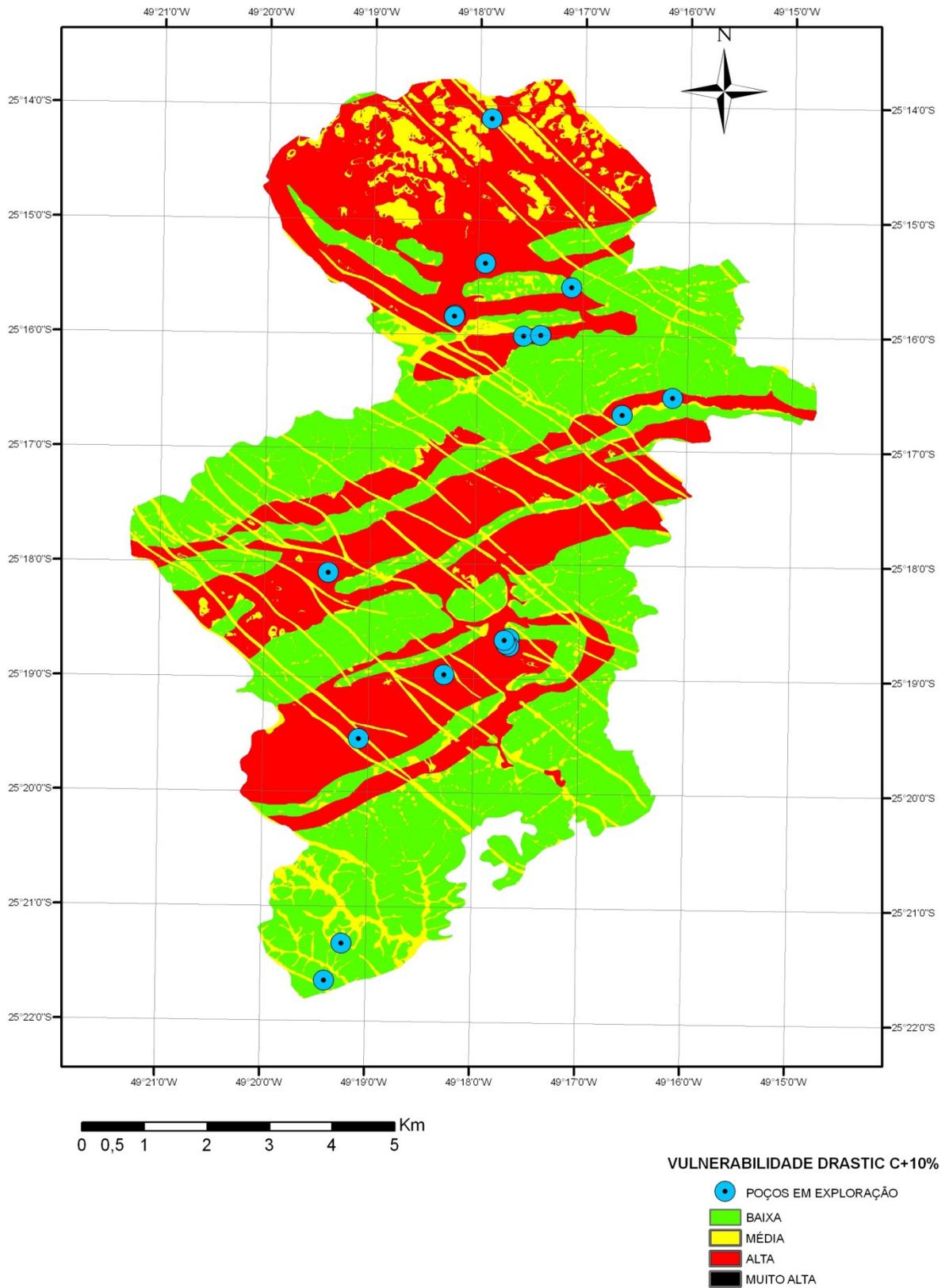


FIGURA 6.17 - MAPA DE VULNERABILIDADE DRÁSTIC CONSIDERANDO CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA EM +10%

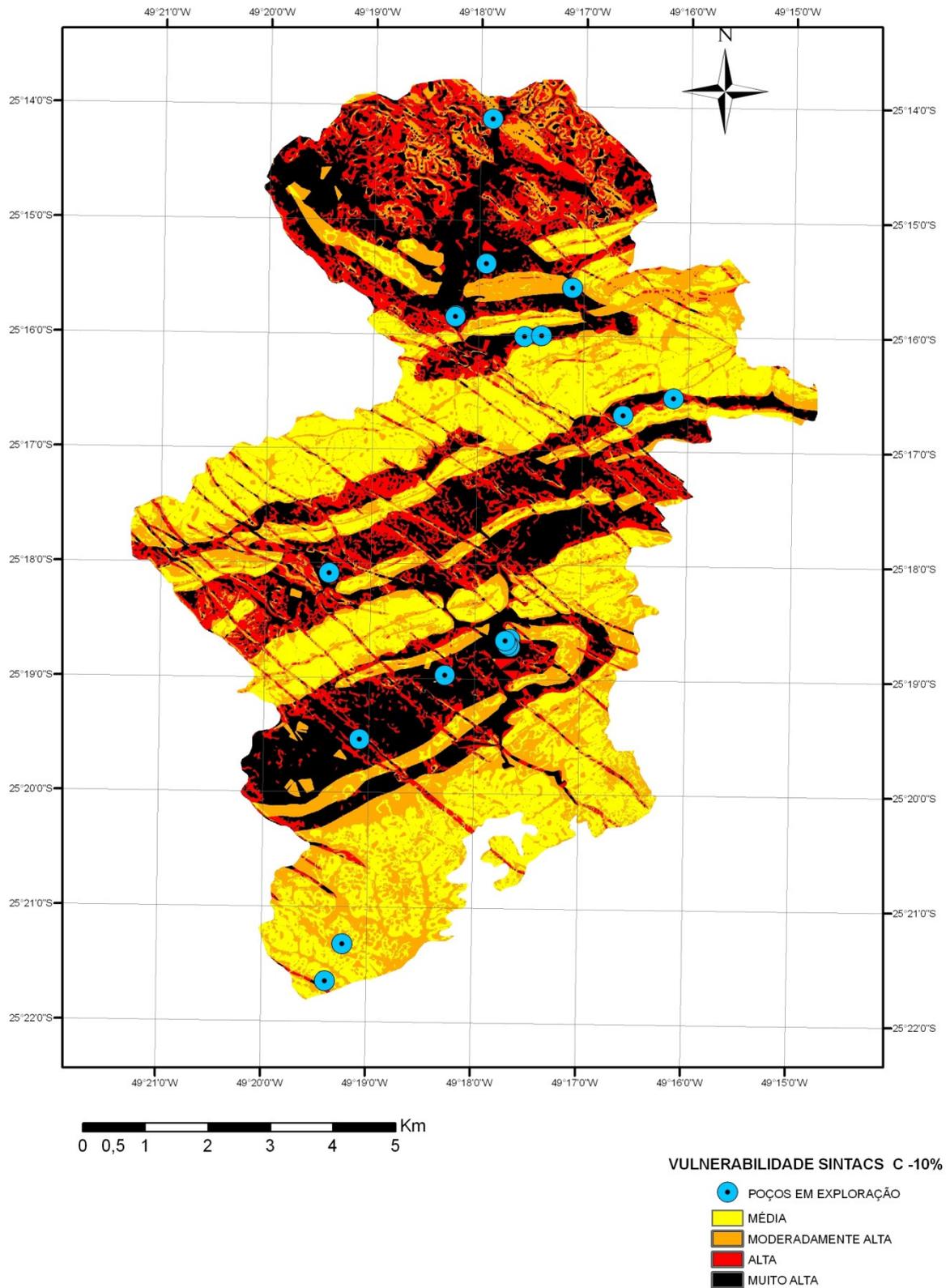


FIGURA 6.18 - MAPA DE VULNERABILIDADE SINTACS CONSIDERANDO CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA EM -10%

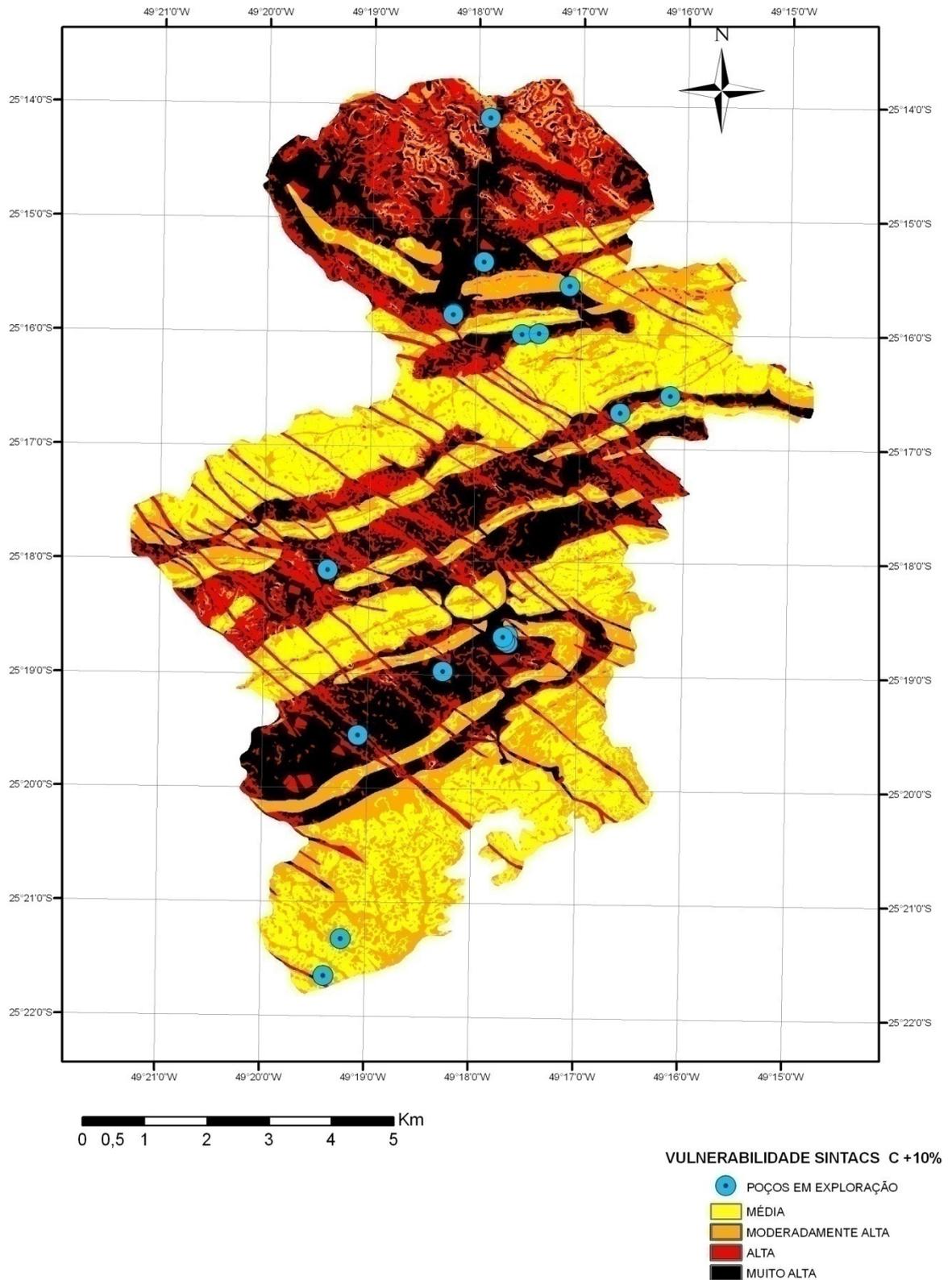


FIGURA 6.19 - MAPA DE VULNERABILIDADE SINTACS CONSIDERANDO CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA EM +10%

Para a análise do índice DRASTIC, considerando k em 90% do calculado, obteve-se 45% da área com vulnerabilidade Baixa; 15% como Média e 40% como Alta. Não foram encontradas área com vulnerabilidade classificada como Muito Alta.

Com relação a análise do índice DRASTIC calculado com k em 110%, cerca de 44% da área apresentou classificação Baixa de vulnerabilidade; 16% Média, 40% Alta e menos de 0,01% apresentou classificação Muito Alta.

Para o índice DRASTIC inicialmente calculado, comparando-se com a versão que considera a condutividade variando em -10% (log de k), apenas 1,05% da área apresentou variabilidade na sua classificação. Considerando a comparação com a condutividade em +10% (log de k), resultou em uma variação na classificação em 1,22% da área de estudo, ou seja, uma mudança que pode ser desprezada. Assim, para o índice DRASTIC, o parâmetro relativo a condutividade hidráulica mostra pouca influência sobre o índice.

As áreas que sofreram alterações de classificação no índice DRASTIC com a condutividade variando em -10% e +10% (log de k) são representadas na cor vermelha nas Figuras 6.20 e 6.21, respectivamente.

Em face dos resultados obtidos, conclui-se que o índice DRASTIC, para a área de estudo, apresenta uma pequena variabilidade na sua classificação, na faixa de condutividade hidráulica em $\pm 10\%$ (log de k). Em razão desta análise, apenas o índice inicialmente calculado foi considerado para a composição do mapeamento do risco.

Para o índice SINTACS calculado, considerando a condutividade hidráulica em 90% do log de k , 29% da área de estudo apresentou classificação Média de vulnerabilidade; 25% Moderadamente Alta; 19% Alta e 27% Muito Alta. Não ocorreram áreas classificadas como Baixa ou Muito Baixa.

Para o índice SINTACS calculado, considerando a condutividade hidráulica em 110% do log de k , 29% da área de estudo apresentou classificação Média de vulnerabilidade; 24% Moderadamente Alta; 20% Alta e 27% Muito Alta. Não ocorreram áreas classificadas como Baixa ou Muito Baixa.

Considerando-se o índice SINTACS, na versão em que a condutividade variou para -10% (log de k), ocorreram alterações em aproximadamente 5,70% da área de estudo comparando-se com o índice SINTACS inicial. Para a variação da condutividade hidráulica variando em +10%, as alterações na classificação do índice ocorreram em 3,72%. As áreas em que ocorreu a mudança de classificação do

índice SINTACS, considerando o valor da condutividade hidráulica em -10% e +10% (log de k) estão representadas nas Figuras 6.22 e 6.23, respectivamente.

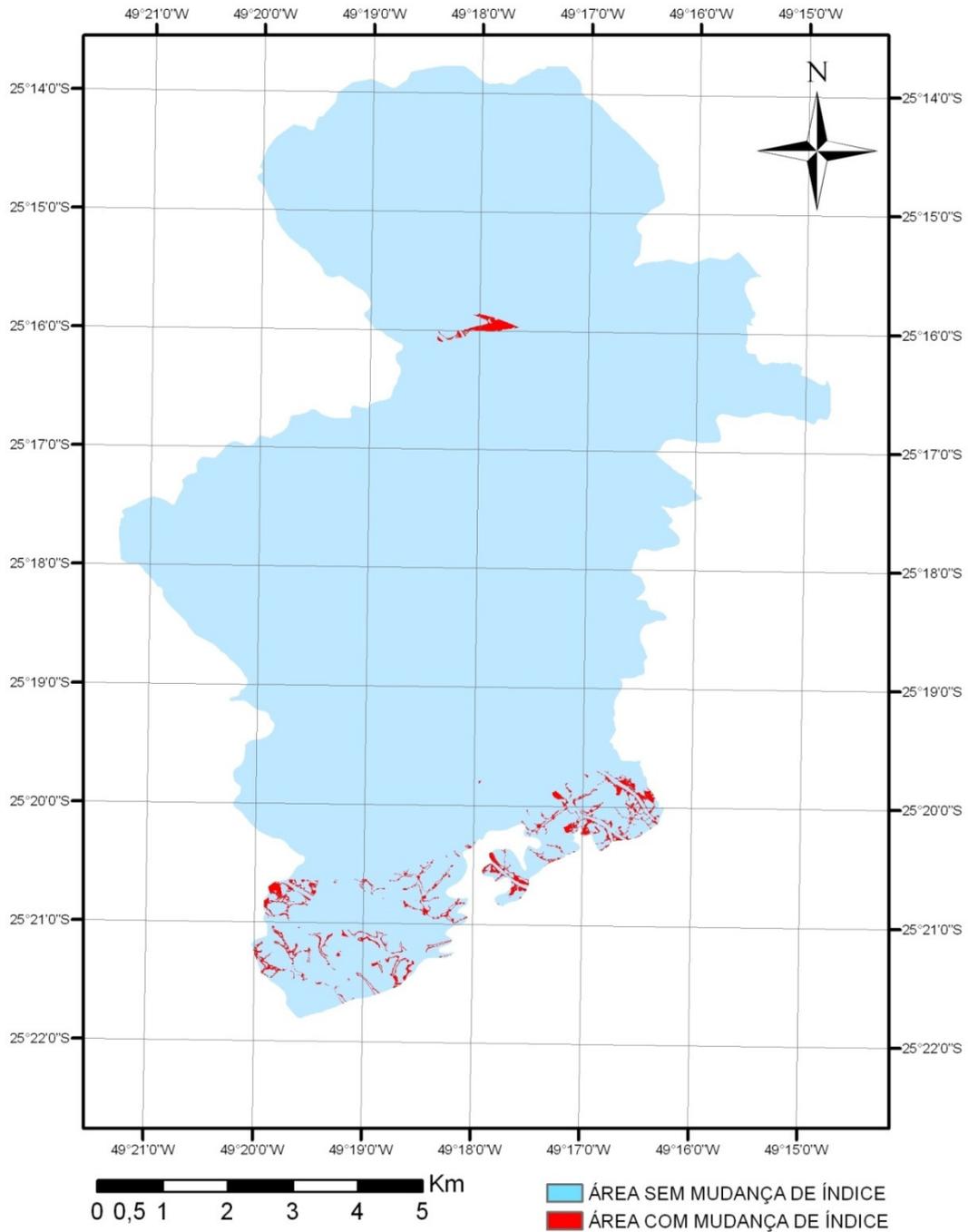


FIGURA 6.20 - SUBTRAÇÃO DO ÍNDICE DRASTIC MENOS DRASTIC CONSIDERANDO CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA EM - 10%

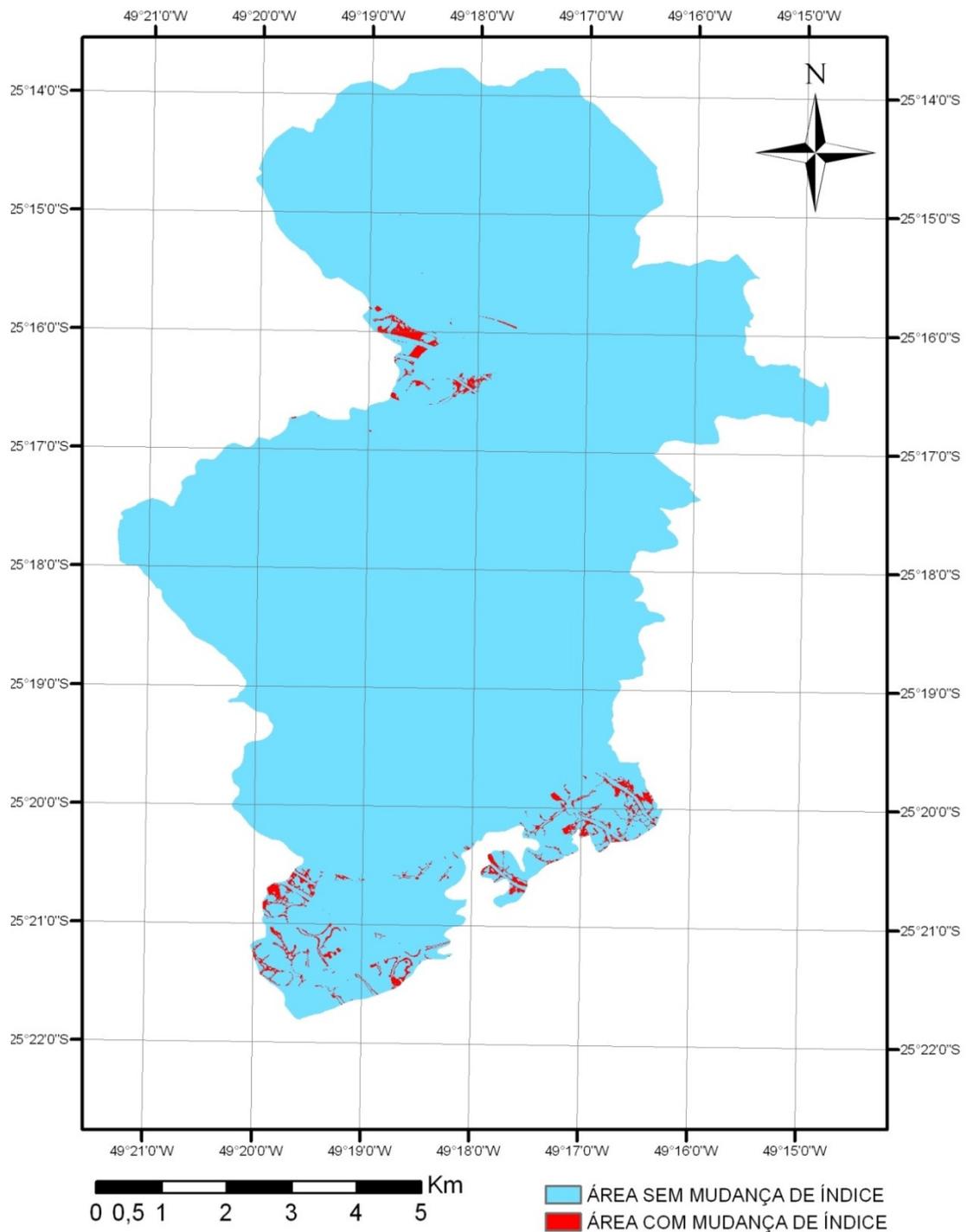


FIGURA 6.21 - SUBTRAÇÃO DO ÍNDICE DRASTIC MENOS DRASTIC CONSIDERANDO CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA EM +10%

A análise de sensibilidade, considerando a variação da condutividade hidráulica em $\pm 10\%$ (\log de k), não representou grandes alterações para o índice SINTACS, de forma que o índice inicial foi adotado para a avaliação do risco na área de estudo.

Comparando-se cada método, observa-se que os resultados dos índices de vulnerabilidade SINTACS e DRASTIC apontam para o mesmo padrão de distribuição. Todavia, o método DRASTIC apresentou um cenário mais otimista do ponto de vista da vulnerabilidade, se comparado ao SINTACS. Observa-se que ocorreu o mesmo padrão geométrico na classificação das áreas, em geral com um nível de classificação menor de vulnerabilidade DRASTIC para o índice SINTACS.

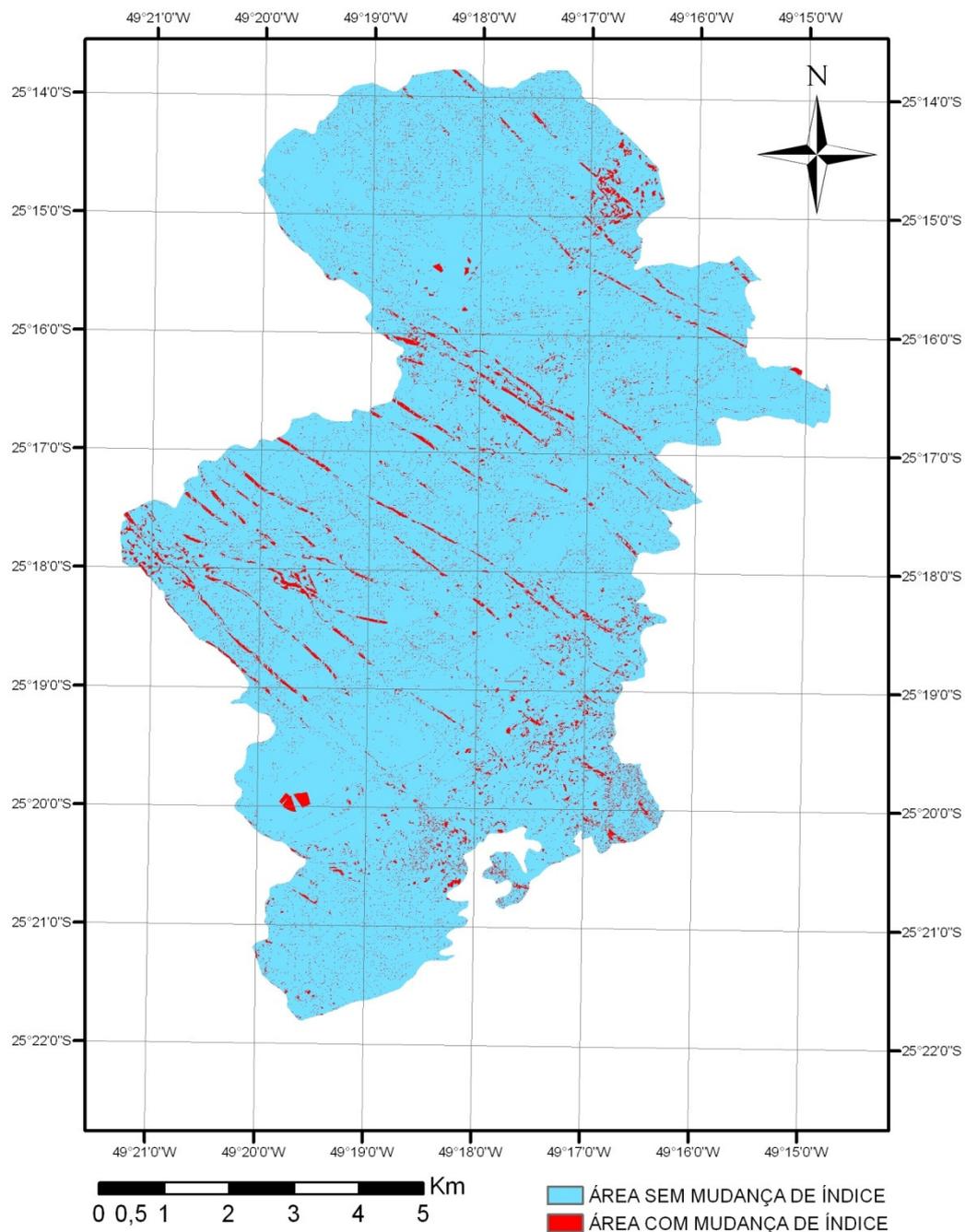


FIGURA 6.22 - SUBTRAÇÃO DO ÍNDICE SINTACS MENOS SINTACS CONSIDERANDO CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA EM -10%

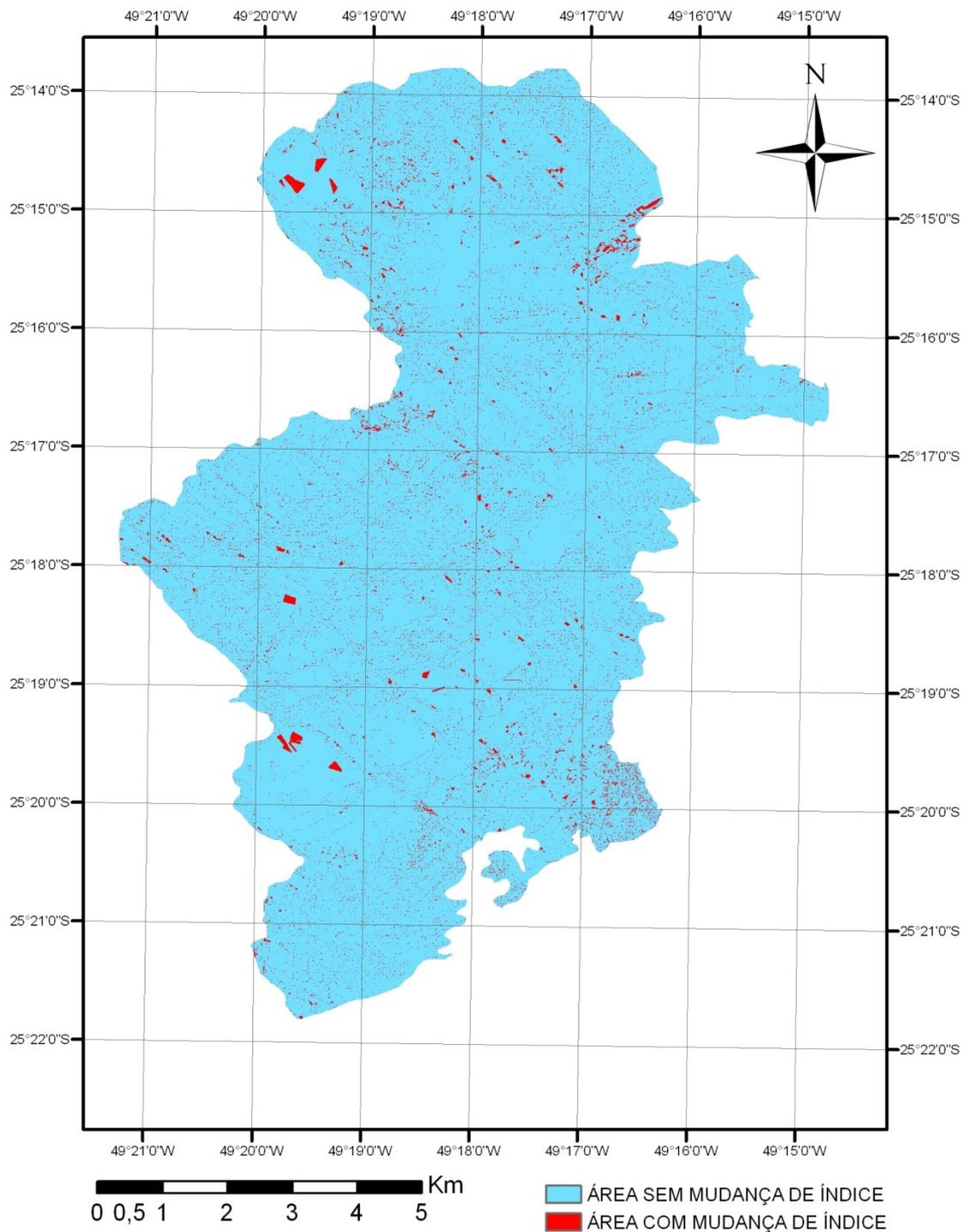


FIGURA 6.23 - SUBTRAÇÃO DO ÍNDICE SINTACS MENOS SINTACS CONSIDERANDO CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA EM -10%

Visto que empregando-se a classificação de cada método pelo grau de vulnerabilidade, o índice SINTACS mostrou-se mais rigoroso no sentido de identificar as áreas críticas, considerando-se a área de estudos, o pior cenário de vulnerabilidade é representado pelo emprego do método SINTACS.

6.3 MAPEAMENTO DO PERIGO

O mapa de perigo, classificado conforme a Tabela 5.5 é apresentado na Figura 6.24. As ocorrências de áreas, em porcentagem, segundo a classificação de perigo é representada na Tabela 6.5. A área de estudo não apresenta fontes potenciais de perigo classificadas no índice como Alto ou Extremo.

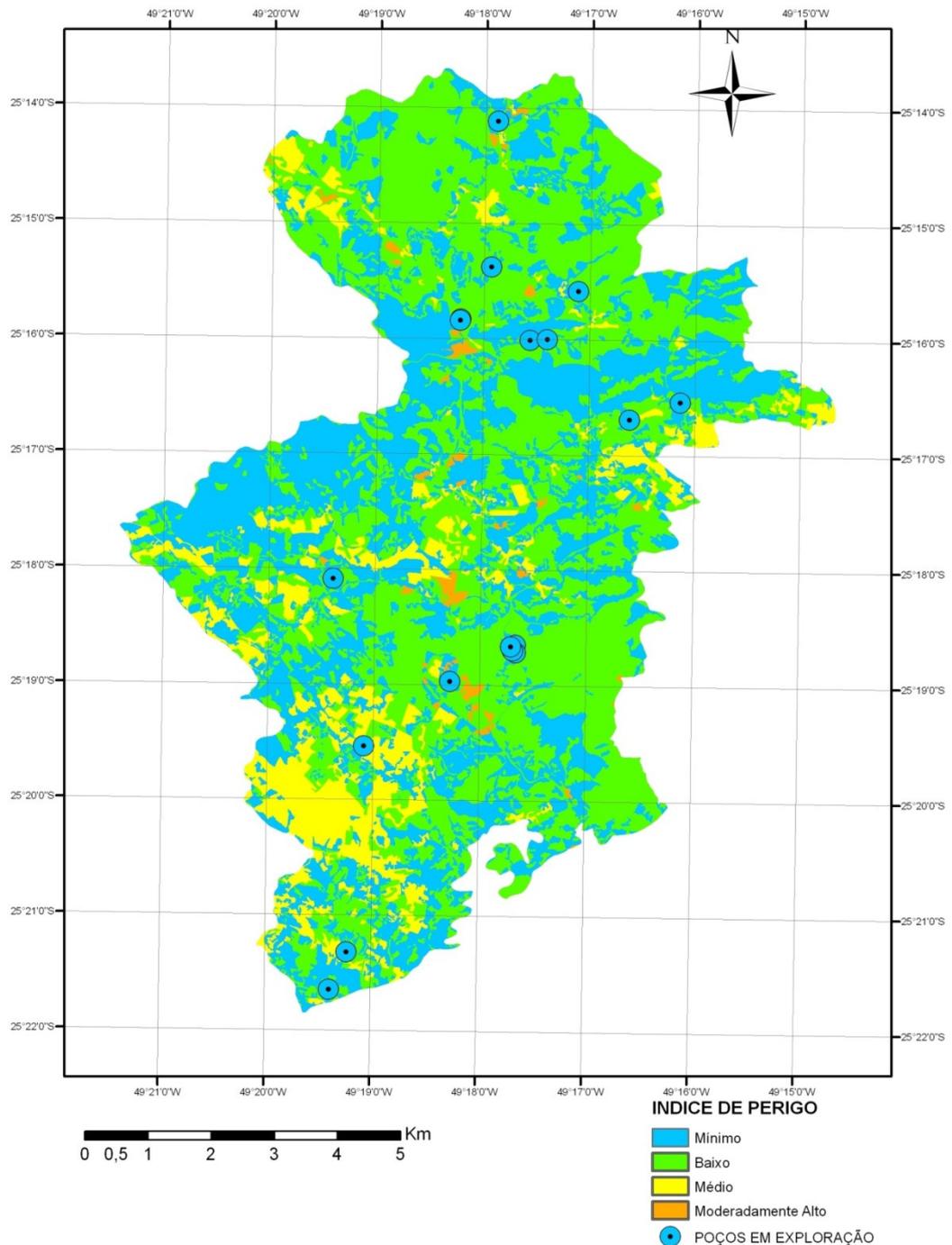


FIGURA 6.24 - MAPA DE PERIGO

TABELA 6.5 - CLASSIFICAÇÃO DO PERIGO NA ÁREA DE ESTUDO

Perigo	Ocorrência (%)
Extremo	0,00
Alto	0,00
Moderadamente Alto	0,86
Médio	11,64
Baixo	49,61
Mínimo	37,79

6.4 MAPEAMENTO DO RISCO

A composição do índice de risco da área de estudo, aplicados para ambos os métodos, considerando as condições de contorno, são apresentados neste item.

Quanto ao mapeamento do risco obtido pela sobreposição do perigo com o índice DRASTIC, este é representado na Figura 6.25. Na classificação do risco, aproximadamente 8,10% da área apresentou-se como Alto; 11,08% como Moderadamente Alto; 38,88% como Médio; 21,35% como Baixo e 20,60% como Mínimo. Não ocorreram áreas classificadas como risco Extremo.

O mapeamento do risco obtido pela multiplicação do perigo com o índice SINTACS é representado na Figura 6.26. Na classificação do risco, apenas 0,04% da área apresentou-se como risco Extremo; 8,56% como Alto; 18,37% como Moderadamente Alto; 35,09% como Médio; 22,88% como Baixo e 15,07% como Mínimo.

Aproximadamente 78,55% da área de estudo obtiveram a mesma classificação no índice composto pelos dois métodos. No índice de risco proveniente da combinação com a vulnerabilidade SINTACS, 19,60% da área aumentaram sua classificação de risco em um nível, sendo que 1,81% da área sofreram uma redução em um nível de classificação. As alterações de classificação de risco em dois níveis de classificação podem ser desprezadas (menor que 0,04%).

Visando apresentar o índice em áreas contínuas, para uma possível aplicabilidade do resultado, realizou-se uma homogeneização das áreas de risco obtidas do índice SINTACS. Neste exemplo, utilizou-se uma tolerância de 25 metros, sendo que este critério deve ser definido pelo gestor territorial, em conformidade com o objetivo esperado. Assim, neste exemplo, as áreas que apresentaram

dimensão em qualquer sentido inferior à 25 metros foram incorporadas às áreas adjacentes. O resultado deste processamento está representado na Figura 6.27.

Considerando o índice de risco resultante da combinação com a vulnerabilidade SINTACS, o qual se apresentou mais rigoroso na classificação, do total de 17 poços analisados, 8 se encontram em áreas de risco Moderadamente Alto, 8 em áreas de risco Médio e apenas 1 em áreas de risco Mínimo. A maior concentração de Nitrato ocorreu no poço código 739 (Anexo 3), que se encontra em área de risco Moderadamente Alto. O poço com código 1018 (Anexo 3), se encontra em área de risco Baixo, verificando-se uma queda na concentração de Nitrato no período de 2004-2008. Entretanto, este poço não foi o que apresentou menor concentração desse poluente.

Todavia, não é possível estabelecer uma relação conclusiva entre a qualidade da água subterrânea e o mapa de risco. As demais considerações sobre a qualidade e o risco de contaminação são descritas no capítulo final.

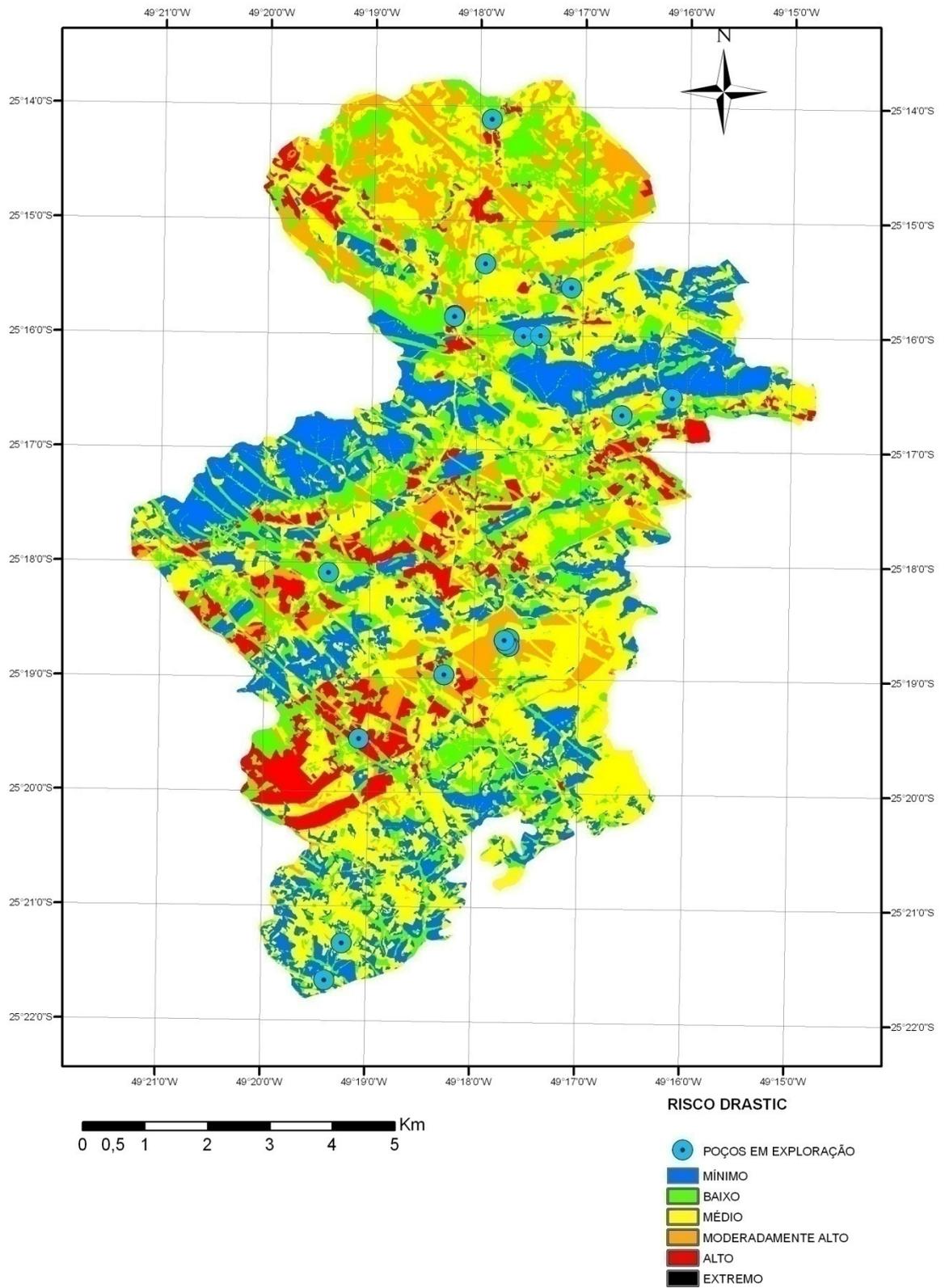


FIGURA 6.25 - MAPA DE RISCO COMBINADO COM O ÍNDICE DRASTIC

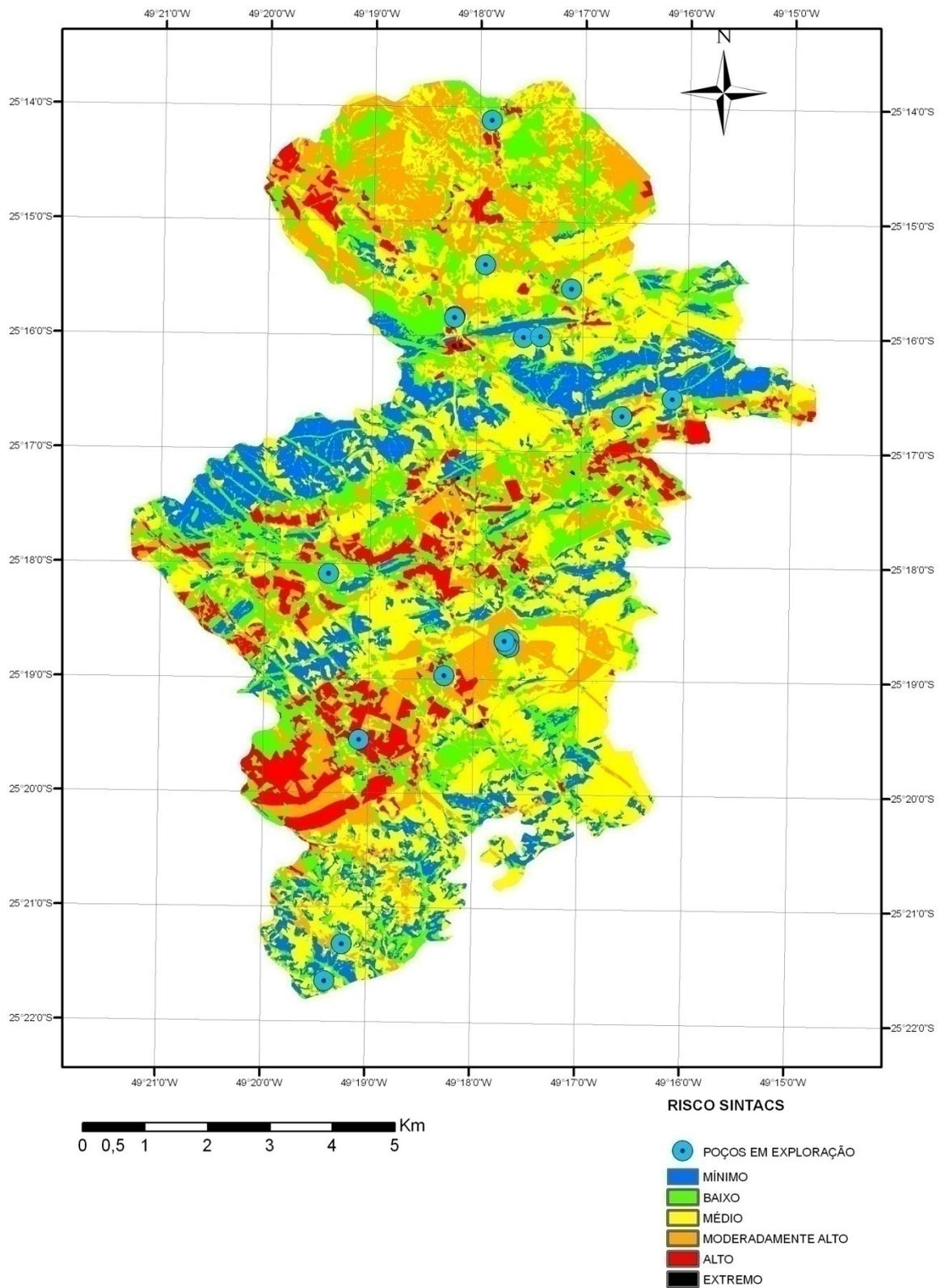


FIGURA 6.26 - MAPA DE RISCO COMBINADO COM O ÍNDICE SINTACS

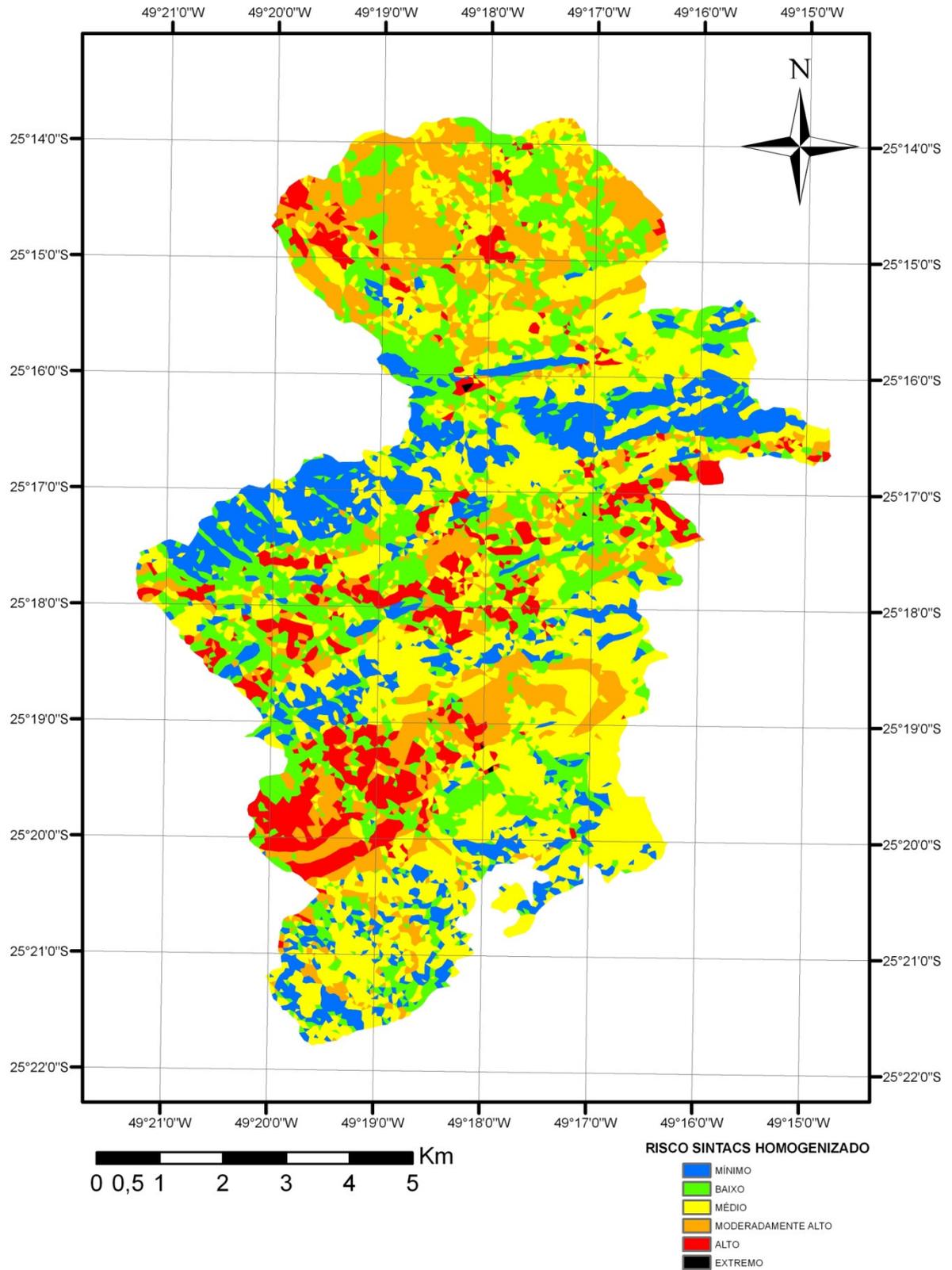


FIGURA 6.27 - MAPA HOMOGENIZADO DO RISCO COMBINADO COM O ÍNDICE SINTACS

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo consistiu em avaliar o risco de contaminação de aquífero subterrâneo por poluição superficial baseado em vulnerabilidade do sistema aquífero e no perigo de contaminação. Com uso de Sistema de Informações Geográficas, esta pesquisa foi voltada especificamente para fins de gestão.

Foram aplicados dois métodos, DRASTIC e SINTACS, que avaliam a vulnerabilidade intrínseca e natural do aquífero através de um índice de vulnerabilidade composto por sete parâmetros, para os quais são definidos intervalos e atribuídos pesos, distintos a cada método. A soma ponderada desses parâmetros reflete a vulnerabilidade de cada local do aquífero. Os resultados individuais dos parâmetros apresentaram diferenças de um método para outro, ou seja, dos sete sub-índices, dois apresentaram resultados similares; quatro foram mais conservadores pela avaliação do método SINTACS, classificando maior percentual de área como mais vulnerável que o método DRASTIC; e um único sub-índice apresentou resultado contrário. Todavia, embora essas diferenças tenham ocorrido, o resultado do índice final de ambos os métodos foram similares, como era de se esperar, uma vez que o método SINTACS é baseado no método DRASTIC.

Enfocando no índice SINTACS, a área de estudo foi classificada como vulnerável a altamente vulnerável, uma vez que toda a área foi classificada com vulnerabilidade maior ou igual à Média. Desta área total, 47,5% apresentaram classificação Muito Alta ou Alta.

O perigo (ou ameaça) foi baseado no uso e ocupação do solo, considerando uma escala relativa de significância do tipo e quantidade das fontes potenciais de poluição existentes, que podem atingir os aquíferos. Na área de estudo, o perigo de contaminação pode ser classificado como baixo, uma vez que 87,4% da área foram classificados por risco Mínimo ou Baixo.

A combinação dos dois índices, vulnerabilidade e perigo, resulta no índice de risco. Considerando o cenário de vulnerabilidade descrito pelo índice SINTACS e associando-o à informação de perigo, obteve-se que 73,0% da área corresponde a um risco de Médio à Mínimo e apenas 8,6% obteve classificação como risco Alto ou Extremo.

Observa-se que na área de estudo, o risco de contaminação é, em geral, baixo, fato que pode ser atribuído ao baixo fator de urbanização. O desenvolvimento

urbano, sem o devido planejamento na área, pode contribuir para o aumento do índice de risco, assim os resultados obtidos podem servir como norteamento da ocupação de áreas mais apropriadas para o desenvolvimento urbano, assim como de áreas preferenciais para a mitigação dos efeitos da poluição, tais como a implantação de rede de esgoto e a remoção de atividades potencialmente perigosas, por exemplo, a fim de manter o risco de poluição baixo.

Com relação à aplicação e validação dos índices estudados, como pôde ser constatado no decorrer da pesquisa, houve sempre um desafio na seleção de dados adequados para estimativa dos parâmetros considerados e que estavam disponíveis à aplicação dos índices, com intuito de diminuir incertezas na delimitação espacial das classes de vulnerabilidade e, conseqüentemente, da classificação do risco à poluição. Dois fatores foram alvo de maior estudo, devido simplificações adotadas na estimativa e dificuldade de obtenção da informação: profundidade do lençol freático e condutividade hidráulica. No caso da profundidade do lençol freático, a consideração das condições de contorno levou a um cenário mais conservador, ou seja, considerando maior percentual de área com maior vulnerabilidade à poluição. No entanto, no índice final, essa diferença não foi significativamente sentida. Com relação à condutividade hidráulica, sua determinação através da metodologia proposta, embora não aplicável em casos de uso de modelos matemáticos de simulação, apresentou bons resultados, uma vez que os valores encontrados estão dentro da faixa de variação esperada em função da litologia e, para uma variação de 10% em torno do valor calculado, os resultados foram similares.

A abordagem deste trabalho foi focada em ferramentas que venham a auxiliar no planejamento, e não se trata de modelagem da qualidade da água, portanto, observa-se que as simplificações adotadas são aplicáveis à escala de planejamento, sendo aconselhável que os dados desta pesquisa sejam utilizados com o devido cuidado para a compatibilização com a escala de trabalho. Considera-se ainda que um refinamento dos dados de entrada pouco contribuiria para a determinação do índice final, somente aumentaria o tempo de obtenção dos resultados, o que não é desejável, quando se trata de ferramentas em nível de planejamento.

A representação final dos mapas de risco ocorreu de forma fiel à classificação do índice à sua respectiva classe. No entanto, recomenda-se que para o uso em nível de planejamento, sejam utilizados mecanismos de homogeneização

de áreas, tal como apresentado na Figura 6.27, todavia com parâmetros que melhor atendam o objetivo da informação.

Os índices de vulnerabilidade associados às ameaças podem fornecer uma base de informação para auxiliar na gestão de recursos hídricos com intuito de manutenção da qualidade da água subterrânea. O gestor pode planejar o crescimento desejável, baseados em critérios estabelecidos com auxílio dos mapas temáticos de risco, visando entre os demais objetivos a preservação ou até mesmo a remediação na qualidade da água do sistema aquífero. Além disso, esta metodologia pode direcionar o monitoramento de poços para garantia de abastecimento de água seguro. Poços localizados em locais com alto risco merecem maior atenção e rigor no monitoramento de sua qualidade que outros em locais com baixo risco.

Uma avaliação do mapa de risco obtido com a qualidade da água subterrânea poderia validar a metodologia, todavia, pouco se pode concluir com os dados disponíveis (um, no máximo dois por poço), uma vez que estes se referem a um retrato instantâneo da qualidade, sendo insuficientes para estudo mais conclusivo. Adicionalmente, a consideração de um fator temporal também é importante nesse caso, como por exemplo, tempo que a fonte potencial de poluição está atuando no local, relação temporal entre causa e efeito, entre outros. Se a ocupação foi recentemente instalada e a carga é intermitente, pode ainda não ter causado efeito sobre a qualidade da água do aquífero, mesmo a área apresentando alto risco (alta vulnerabilidade e grande ameaça).

O mapa de risco obtido foi o resultado da combinação das características intrínsecas do sistema aquífero com o uso do solo no ano de 2002. Recomenda-se que para uma análise completa da relação existente entre o risco e a qualidade, seria necessário a avaliação temporal do índice de risco. Tal procedimento não foi adotado em face da dificuldade na obtenção de dados, pouco tempo para se realizar um estudo com esta amplitude e do fato de não ser este o objetivo proposto nesta pesquisa.

Observa-se que o presente trabalho pode ser considerado como uma proposta de metodologia para a determinação de áreas sujeitas ao risco de contaminação dos mananciais subterrâneos. Todavia, aplicaram-se estes procedimentos apenas em áreas com características cársticas, de influência direta e indireta.

Um ponto que recomenda-se ser abordado em trabalhos futuros é a análise e comparação dos índices de vulnerabilidade, perigo e risco com algum índice de qualidade da água subterrânea. Determinando uma possível relação entre a qualidade e os índices apresentados, poderia ser criado um procedimento que, implementado com diferentes tipos de aquíferos e áreas de estudo, poderia gerar uma metodologia para a previsão da qualidade da água subterrânea com base nas características intrínsecas do sistema e do uso do solo, com a validação dos resultados com os índices de qualidade de campo.

REFERÊNCIAS

ALLER, L.; BENNETT, T.; LEHR, J. H.; PETTY, R.J., e HACKETT G. **DRASTIC: A standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings**. NWWA/EPA Series, EPA-600/2-87-035, p. 38-57, 1987.

ARAÚJO, M. L. M. **A Influência Do Aquífero Carste Em Almirante Tamandaré**. Revista Eletrônica Geografar, Curitiba, v.1, n.1, p. 20-37, jul./dez., 2006.

AUGE, M. **Vulnerabilidad de acuíferos**. Revista Latino-Americana de Hidrogeologia, n. 4, p. 85 - 103, 2004.

BABIKER, I. S.; MOHAMED, M. A.; HIYAMA, T.; KATO, K. **A GIS-based DRASTIC model for assessing aquifer vulnerability in Kakamigahara Heights, Gifu Prefecture, Central Japan**. Science of the Total Environment, 345, 127–140. 2006, 2005.

BAKALOWICZ M. **Karst groundwater: a challenge for new resources**. Hydrogeol Journal 13, p.150, 2005.

BIGARELLA, J. J.; BECKER, R. D.; SANTOS, G. F. **Estrutura e origem das paisagens tropicais e subtropicais**. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, p. 425, 1994.

BONACIM, E. A. **Dinâmica do sistema hidrogeológico cárstico na área de Tranqueira – região metropolitana de Curitiba**. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal do Paraná, 1996.

BROLLO, M. J.; VERDOVELLO, R.; ODA, J. H. **Avaliação da vulnerabilidade natural de aquíferos à contaminação através de um sistema gerenciador de informações geoambientais - Um instrumento de gestão ambiental**. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre, p. 2, 2000.

CHITSAZAN, M. ; AKHTARI ,Y. **GIS-based DRASTIC Model for Assessing Aquifer Vulnerability in Kherran Plain, Khuzestan, Iran**, Water Resour Manage 23, p.1137–1155, 2009.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. 2ª ed. São Paulo: Edgard Blücher, p. 78 -95, 1980.

CIVITA, M.; DE MAIO, M.. **Valutazione e cartografia automatica della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento con il sistema parametrico. SINTACS R5 a new parametric system for the assessment and automatic mapping of groundwater vulnerability to contamination**. Pitagora Editrice, Pubbl. n°2200 del GNDICI-CNR, 2000.

CIVITA M.; DE MAIO, M. **Assessing and mapping groundwater vulnerability to contamination: The Italian “combined” approach**. *Geofísica Internacional* (2004), Vol. 43, Num. 4, p. 513-532, 2004.

COMEC – Coordenação da Região Metropolitana de Curitiba, **Plano de Zoneamento do Uso e Ocupação do Solo da Região do Karst na Região Metropolitana de Curitiba. Relatórios Finais: RF1 – Leitura do Espaço**. 2003, p. 6-1/29 – 6-29/29, 2003.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução N° 396, de 3 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 7 de abril de 2008.

CUSIMANO G.; DE MAIO M.; GATTO L.; HAUSER S. E.; PISCIOTTA A. **Application of SINTACS method to the aquifers of Piana di Palermo, Sicily, Italy**. *Geofísica Internacional* 43, p. 661-670, 2004.

DAVIES, JM e MAZUMDER, A. **Health and environmental policy issues in Canada: the role of watershed management in sustaining clean drinking water quality at surface sources**. *Journal of Environmental Management*. Volume: 68 Issue: 3 Jul 2003, p. 273-286, 2003.

DELLEUR, J.W. **The Handbook of Groundwater Engineering**. School of Civil Engineering Purdue University West Lafayette, Indiana. p.17 - 18, 473,617 – 652, 1998.

DOERFLIGER, N.; JEANNIN ,P. Y.; ZWAHLEN, F. **Water vulnerability assessment in Karst environments: a new method of defining protection areas using a multi-attribute approach and GIS tools (EPIK method)**, *Environmental Geology* 39, p. 165-176, 1999.

EPPNA. **Informação Cartográfica dos Planos de Bacia. Sistematização das Figuras e Cartas a Imprimir em Papel. Equipe de Projeto do Plano Nacional da Água**. Versão de Outubro de 1998, Portugal, p. 29, 1998.

FILL, H. D.; SANTOS, I.; FERNANDES C.; ANDRÉ TOCZECK A.; OLIVEIRA, M. F. **Balço Hídrico Da Bacia Do Rio Barigüi, Pr.**, Universidade Federal do Paraná, p. 59 -67, 2005.

FREEZE, A. R.; CHERRY, J. A. **Groundwater**. Prentice Hall, p. 15-16, 1979.

FOSTER, S. S. D; SKINNER, A. C. **Groundwater Protection: the science and practice of land surface zoning**. Prague Conference, May 1995, IAHS Publ. 225, p. 471 – 482, 1995.

GOGU, R.; DASSARGUES, A. **Current trends and future challenges in groundwater vulnerability assessment using overly and index methods**. *Environmental Geology and Water Sciences* 39, p. 549–559, 2000.

GOLDSCHIEDER, N.; KLUTE M.; STURM S., **The PI method: a GIS-based approach to mapping groundwater vulnerability with special consideration of karst aquifers**. *Z. Angew Geol* 463, p.157–166, 2000.

GOLDSCHIEDER, N. **Karst groundwater vulnerability mapping: application of a new method in the Swabian Alb, Germany**. *Hydrogeology Journal* 13, p. 555–564, 2005.

HOFMANN, D. **The exponential increase in anthropogenic atmospheric Carbon dioxide and its relation to human population growth**. NOAA Earth System Research Laboratory, p. 1–8, 2008.

LEITÃO, T. E.; FERREIRA, J. P. L.; OLIVEIRA, M. M.; MOINANTE, M. J. **Poluição de águas subterrâneas: Principais Problemas, processo de prevenção e de reabilitação**. 6º Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa, Cabo Verde, 10 a 13 Novembro de 2003, p. 1-18, 2003.

LISBOA, A. A. **Proposta de metodologia para avaliação hidrogeológica do aquífero cárstico, compartimento de São Miguel**. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal do Paraná, 1997.

MASETTI, M.; STERLACCHINI, S.; BALLABIO, C.; SORICETTA, A.; POLI, S. **Influence of threshold value in the use of statistical methods for groundwater vulnerability assessment**. *Science of the Total Environment*, p. 3836-3846, 2009.

MAXIMIANO, S. M. **Modelo Para Análise Do Escoamento de Base Através da Solução da Equação de Boussiesq**. Dissertação de Mestrado - Universidade federal do Paraná, 2005.

MIMI, Z. A.; AMJAD ASSI, A. **Intrinsic vulnerability, hazard and risk mapping for karst aquifers: A case study**. *Journal of Hydrology* 364, p. 298 – 310, 2009.

MOHAMMADI, K.; NIKNAM, R.; MAJD, V. J. **Aquifer vulnerability assessment using GIS and fuzzy system: a case study in Tehran-Karaj aquifer, Iran**. *Environmental Geology* 58, p. 437– 446, 2009.

PARANÁ, Instituto das Águas do. **Plano Estadual de Recurso Hídrico - Diagnóstico das Disponibilidades Hídricas Subterrâneas**. Paraná, 2010.

PECKENHAM, J.M.; SCHMITT, C.V.; MCNELLY, J.L. **Linking water quality to the watershed: Developing tools for source water protection**. *Journal American Water Works Association*, Volume: 97, Issue: 9, Sep 2005 p. 62, 2005.

POLIDORO, G. F. B. (2005), **Karst na bacia do Alto Iguaçu, região metropolitana de Curitiba: aspectos geológicos para gestão da ocupação do solo e do uso do aquífero na sub-bacia hidrográfica do rio Pacatuba em**

Almirante Tamandaré - PR. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal do Paraná, 2005.

POSTEL, S. L. **Aquatic ecosystem protection and drinking water utilities.** JOURNAL AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION Volume: 99 Issue: 2, Feb 2007, p. 52, 2007.

RIZAK, S.; HRUDEY, S. E. **Achieving safe drinking water - risk management based on experience and reality.** Environmental Reviews, Volume: 15, 2007 p. 169-174, 2007.

ROSA FILHO, E. F.; HINDI, E. C; LUCENA, L. R. F. **Os aquíferos que contribuem no abastecimento da Cidade de Curitiba - Paraná.** Águas Subterrâneas nº 16/ Maio 2002, p. 1-6, 2002.

SANTOS, R. A.; CRUZ, M. J. M.; NASCIMENTO, S. A. M. **Avaliação da vulnerabilidade natural de aquíferos cársticos: subsídios para uma gestão dos recursos hídricos subterrâneos.** Cadernos de Geociências, UFBA, 2010.

SINAN, M.; RAZACK M. **An extension to the DRASTIC model to assess groundwater vulnerability to pollution: application to the Haouz aquifer of Marrakech (Morocco),** Environmental Geology 57, p. 349–363, 2009.

SOUZA, N. M. **Vulnerabilidade à poluição das águas subterrâneas - Um estudo do Aquífero Bauru na zona urbana de Araguari, MG.** Dissertação de Mestrado - Universidade Federal de Uberlândia, 2009.

TOOD, K. **Hidrologia de águas subterrâneas.** Nova York: Ed. Edgard Blucher Ltda. p. 319, 1959 p.

UFPR - Universidade Federal do Paraná. **Curso sul americano sobre a avaliação e vulnerabilidade de aquíferos.** Departamento de Geologia, p. 117 – 118, 1994.

ZWAHLEN, F. **Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers, final report (COST action 620).** European Commission, Directorate-General XII Science, Research and Development, Brussels, p. 38, 2003.

ANEXOS

ANEXO 1

VALORES DE SUB-ÍNDICES PARA O MÉTODO DRASTICS

TABELA A.1 - D - PROFUNDIDADE DO ÁQUIFERO

Profundidade (m)	Valor
0 – 1,52	10
1,52 - 4,57	9
4,57 – 9,14	7
9,14 – 15,24	5
15,24 – 22,86	3
22,86 – 30,48	2
> 30,48	1

FONTE: Adaptado de ALLER *et al.*, 1987

TABELA A.2 - R - ALTURA DE RECARGA

Altura de Recarga	Valor
0 – 50,8	1
50,8 – 101,6	3
101,6– 177,8	6
177,8– 254,0	8
> 254,0	9

FONTE: Adaptado de ALLER *et al.*, 1987

TABELA A.3 - A - MEIO AQUIFERO

Material do Aquífero	Valor	Valor Típico
Rocha maciça	1 – 3	2
Metamórfica / Ígnea	2 – 5	3
Metamórfica / Ígnea Intemperizadas	3 – 5	4
Camadas finas de Arenito, Calcário ou Sequência de Rochas maciças	5 – 9	6
Maciço de Arenito	4 – 9	6
Maciço Calcário	4 – 9	6
Areia e Cascalho	4 – 9	8
Basalto	2 – 10	9
Carste	9 – 10	10

FONTE: Adaptado de ALLER *et al.*, 1987

TABELA A.4 - S - SOLO

Solo	Valor
Fino ou Inexistente	10
Cascalho	10
Areia	9
Turfa	8
Argila Expansivas	7
Areia Argilosa	6
Argila	5
Silte Argiloso	4
Solo Argiloso	3
Solos Orgânicos	2
Argila Compactada	1

FONTE: Adaptado de ALLER *et al.*, 1987

TABELA A.5 - T - TOPOGRAFIA

Declividade (%)	Valor
0 – 2	10
2 – 6	9
6– 12	5
12– 18	3
> 18	1

FONTE: Adaptado de ALLER *et al.*, 1987

TABELA A.6 - I - IMPACTO DA ZONA VADOSA

Material da Zona Vadosa	Valor	Valor Típico
Silte/ Argila	1 – 2	1
Xisto	2 – 5	3
Calcário	2 – 7	6
Arenito	4 – 8	6
Camadas finas de Arenito, Calcário ou Seqüência de Rochas maciças com Silte e/ ou Argila	4 – 8	6
Metamórfico/ Igneo	2 – 8	4
Areia / Cascalho	6 – 9	8
Basalto	2 – 10	9
Carste	8 – 10	10

FONTE: Adaptado de ALLER *et al.*, 1987

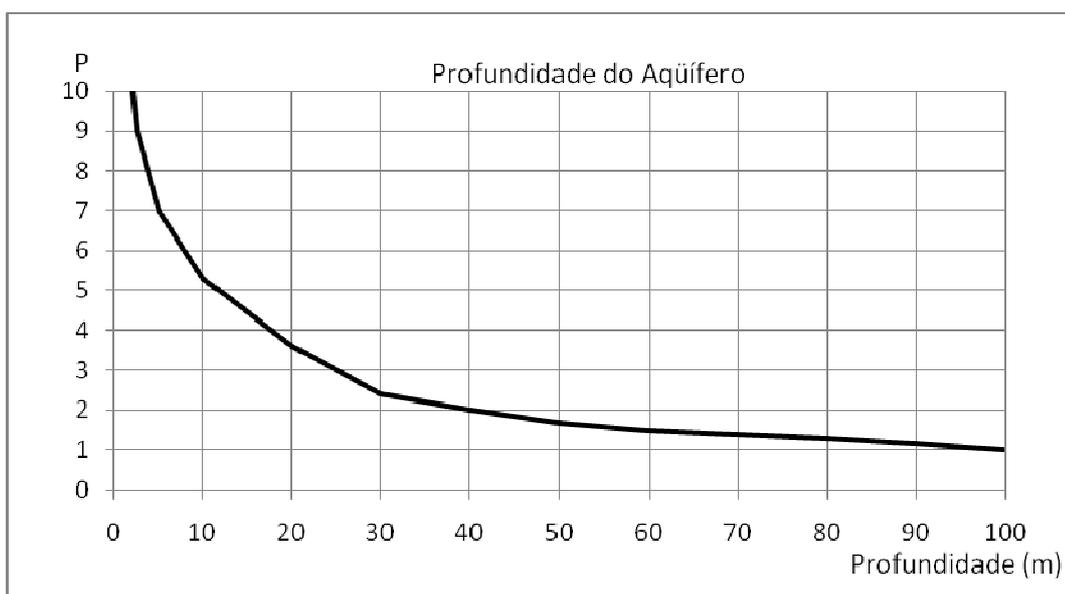
TABELA A.7 - C - CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA

Condutividade Hidráulica (m/s)	Valor
4,71E-07 - 4,71E-05	1
4,71E-05 - 1,41E-04	2
1,41E-04 - 3,30E-04	6
3,30E-04 - 4,71E-04	4
4,71E-04 - 9,43E-04	8
> 9,43E-04	10

FONTE: Adaptado de ALLER *et al.*, 1987

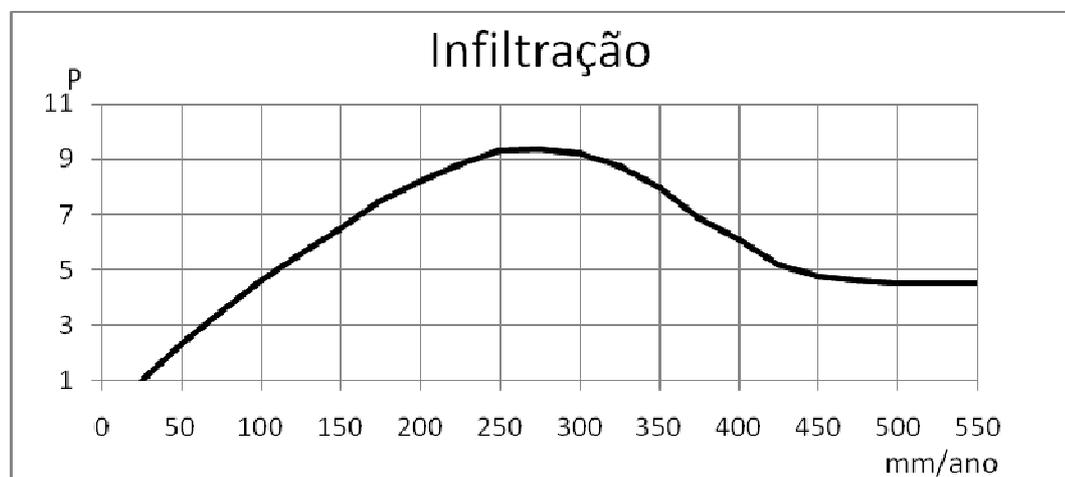
ANEXO 2**VALORES DE SUB-ÍNDICES PARA O MÉTODO SINTACS**

FIGURA B.1 - GRÁFICO DE PJ EM FUNÇÃO DA PROFUNDIDADE



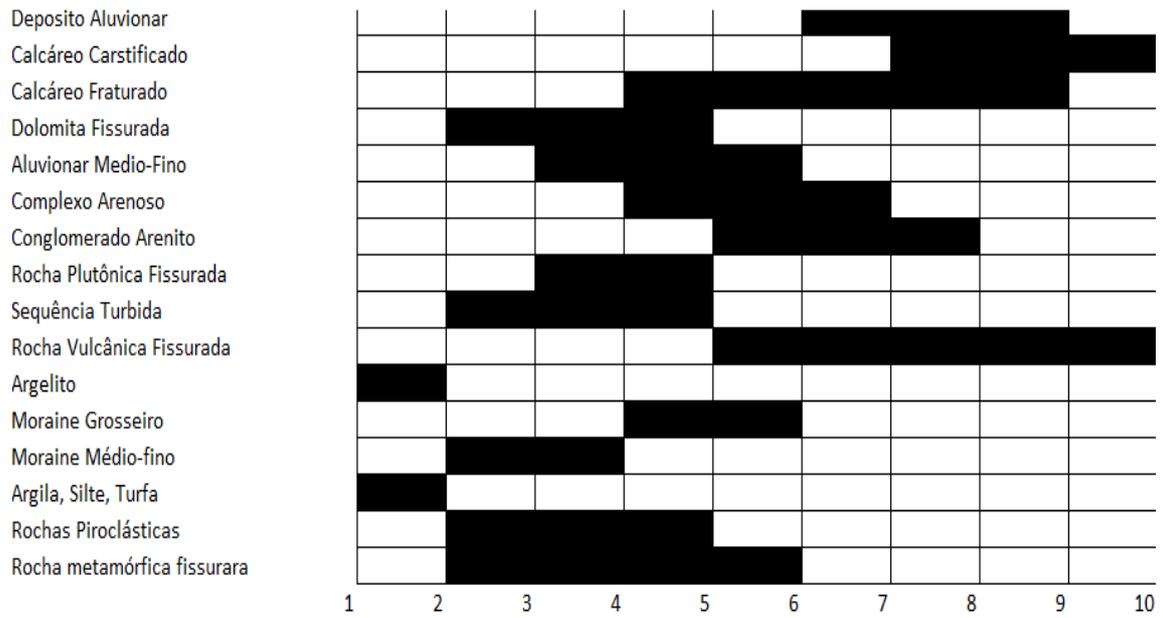
FONTE: CIVITA e DE MAIO (2000)

FIGURA B.2 - GRÁFICO DE PJ EM FUNÇÃO DO EFEITO DA INFILTRAÇÃO



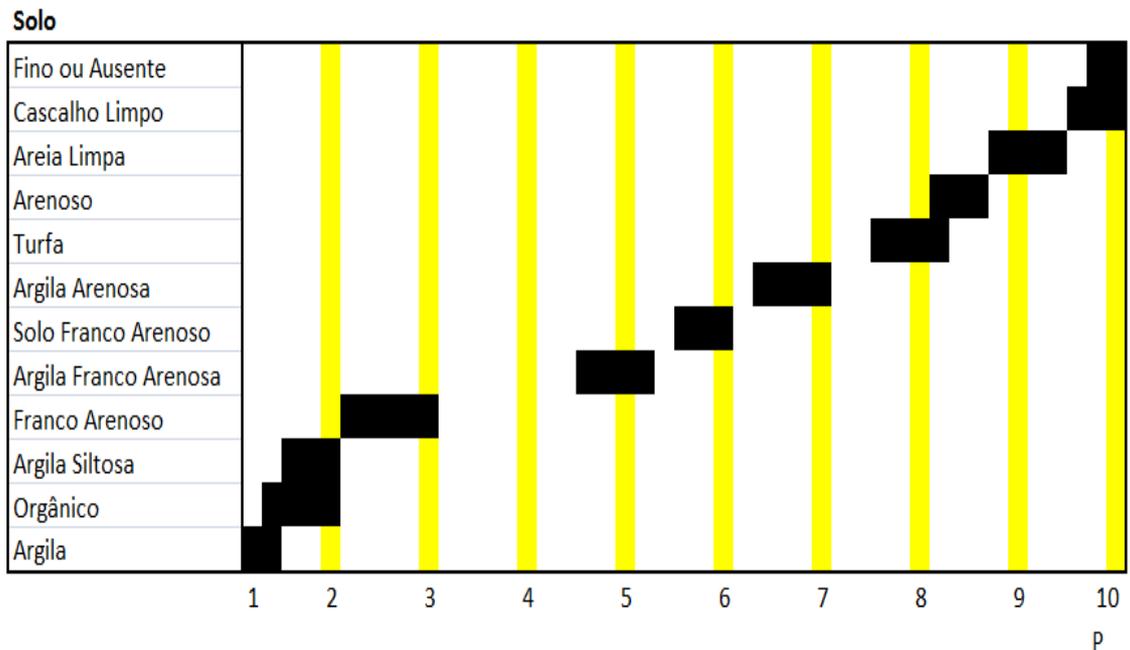
FONTE: CIVITA e DE MAIO (2000)

FIGURA B.3 - GRÁFICO DE PJ EM FUNÇÃO DO MATERIAL DA ZONA NÃO SATURADA



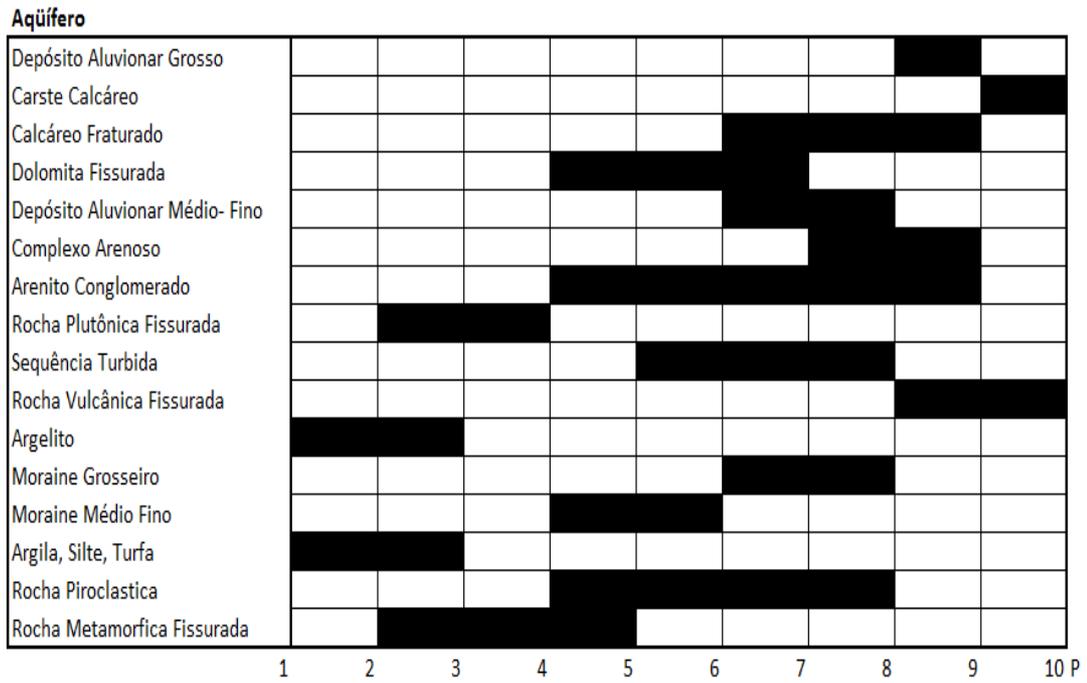
FONTE: CIVITA e DE MAIO (2000)

FIGURA B.4 - GRÁFICO DE PJ EM FUNÇÃO DO SOLO



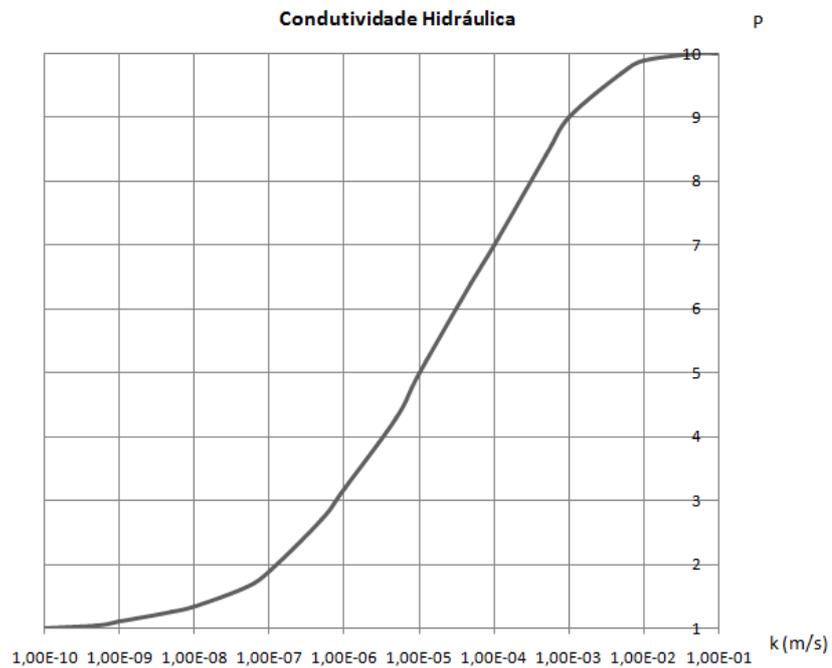
FONTE: CIVITA e DE MAIO (2000)

FIGURA B.5 - GRÁFICO DE PJ EM FUNÇÃO DO MEIO AQÜÍFERO



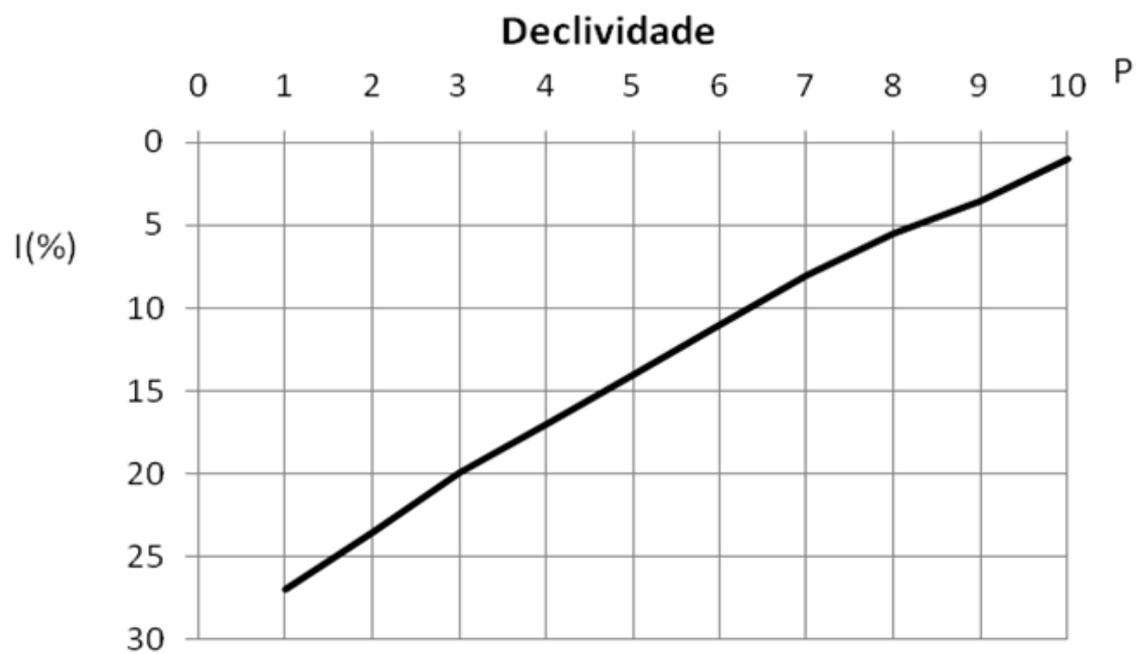
FONTE: CIVITA e DE MAIO (2000)

FIGURA B.6 - GRÁFICO DE PJ EM FUNÇÃO DA CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA



FONTE: CIVITA e DE MAIO (2000)

FIGURA B.7 - GRÁFICO DE PJ EM FUNÇÃO DA DECLIVIDADE TOPOGRÁFICA



FONTE: CIVITA e DE MAIO (2000)

ANEXO 3

DADOS DOS POÇOS EM EXPLORAÇÃO

TABELA C.1 - DADOS DE BOMBEAMENTO DOS POÇOS EM EXPLORAÇÃO

Código do Poço	Profundidade do Poço (m)	Nível Estático (m)	Diâmetro do Poço (m)	Nível Dinâmico (m)	Q(m ³ /s)
624	100,00	2,00	0,30	9,00	1,39E-02
728	79,00	17,65	1,10	27,00	2,22E-02
739	30,00	12,92	0,21	16,00	1,25E-03
983	42,00	12,93	0,07	21,00	3,06E-02
985	54,00	15,73	0,07	26,00	3,06E-02
986	35,80	2,78	0,07	3,50	4,31E-02
987	29,00	1,48	0,07	9,00	5,56E-02
988	36,00	5,92	0,09	18,00	4,17E-02
989	73,00	14,98	0,07	25,00	2,86E-02
990	49,00	7,70	0,09	24,00	2,00E-02
1018	102,00	3,70	1,00	9,00	1,67E-02
1019	100,00	3,70	0,07	15,70	1,39E-02
1020	50,20	2,45	0,07	13,00	4,65E-02
1021	45,00	3,20	0,07	12,70	3,96E-02
15058	162,00	34,05	0,07	38,00	2,50E-02
20920	70,00	21,40	1,00	24,37	8,33E-03
23729	100,00	6,44	0,07	12,00	1,11E-02

FONTE: INSTITUTO DAS ÁGUAS DO PARANÁ

TABELA C.2 - DADOS DE QUALIDADE DOS POÇOS EM EXPLORAÇÃO

Código do Poço	Data da Análise	Tipo de Análise	Resultado	Unidade	x	y
602	08/11/2004	Coliforme fecal	Ausente	NMP/100mL	671.544	7.199.702
	08/11/2004	Coliforme total	Ausente	NMP/100mL		
	02/07/2008	Coliformes Totais	<1	UFC/100ml		
	02/07/2008	Coliformes Fecais	<1	UFC/100 ml		
	02/07/2008	Nitratos	0,87	mg/L N		
	02/07/2008	Nitritos	<0,005	mg/L N		
624	19/03/1999	Nitrogênio amoniacal	0,01	mg/L N	670.822	7.204.745
	19/03/1999	Nitrogênio orgânico	0,01	mg/L N		
	08/11/2004	Coliforme fecal	Ausente	NMP/100mL		
	08/11/2004	Coliforme total	Ausente	NMP/100mL		
	02/07/2008	Coliformes Totais	<1	UFC/100ml		
	02/07/2008	Nitratos	2,08	mg/L N		
02/07/2008	Nitritos	<0,005	mg/L N			
728	14/03/1995	Nitratos	2,3	mg/L N	669.280	7.197.920
739	06/08/2002	Nitratos	11,61	mg/L N	668.800	7.200.600

Código do Poço	Data da Análise	Tipo de Análise	Resultado	Unidade	x	y
983	02/10/1996	Nitratos	2	mg/L N	674.300	7.203.400
	02/10/1996	Nitritos	0	mg/L N		
985	14/03/1998	Nitratos	0,37	mg/L N	668.720	7.194.030
	14/03/1998	Nitritos	0,01	mg/L N		
986	10/08/1998	Nitratos	0,862	mg/L N	669.000	7.194.630
	10/08/1998	Nitritos	20,002	mg/L N		
987	08/12/2004	Coliforme fecal	Ausente	NMP/100mL	670.817	7.204.729
	08/12/2004	Coliforme total	Ausente	NMP/100mL		
	02/07/2008	Coliformes Totais	15	UFC/100ml		
	02/07/2008	Nitratos	1,76	mg/L N		
	02/07/2008	Nitritos	<0,005	mg/L N		
988	08/11/2004	Coliforme fecal	Ausente	NMP/100mL	671.923	7.204.402
	08/11/2004	Coliforme total	Ausente	NMP/100mL		
	02/07/2008	Coliformes Totais	4	UFC/100ml		
	02/07/2008	Nitratos	0,46	mg/L N		
	02/07/2008	Nitritos	<0,005	mg/L N		
989	17/11/1994	Nitratos	0,4	mg/L N	672.195	7.204.419
	17/11/1994	Nitritos	0,002	mg/L N		
	19/08/2004	Nitrogênio Kjeldahl total	0,21	mg/L N		
	19/08/2004	Nitrogênio amoniacal	0,01	mg/L N		
	19/08/2004	Nitrogênio orgânico	0,2	mg/L N		
	19/08/2004	Nitratos	1,64	mg/L N		
	19/08/2004	Nitritos	<0,01	mg/L N		
	08/11/2004	Coliforme fecal	Ausente	NMP/100mL		
	08/11/2004	Coliforme total	Ausente	NMP/100mL		
	02/07/2008	Coliformes Totais	<1	UFC/100ml		
	02/07/2008	Nitratos	0,46	mg/L N		
02/07/2008	Nitritos	<0,005	mg/L N			
990	17/11/1994	Nitratos	0,4	mg/L N	671.314	7.205.576
	17/11/1994	Nitritos	0,002	mg/L N		
	19/08/2004	Nitrogênio Kjeldahl total	0,01	mg/L N		
	19/08/2004	Nitrogênio amoniacal	<0,01	mg/L N		
	19/08/2004	Nitrogênio orgânico	0,01	mg/L N		
	19/08/2004	Nitratos	3,76	mg/L N		
	19/08/2004	Nitritos	<0,01	mg/L N		
	19/08/2004	Coliforme fecal	Ausente	NMP/100mL		
	19/08/2004	Coliforme total	Ausente	NMP/100mL		
	02/07/2008	Coliformes Totais	<1	UFC/100ml		
	02/07/2008	Nitratos	1,24	mg/L N		
02/07/2008	Nitritos	<0,005	mg/L N			
1018	01/06/1994	Nitratos	0,28	mg/L N	671.611	7.199.503
	01/06/1994	Nitritos	0	mg/L N		
	11/11/2004	Nitrogênio Kjeldahl total	0,1	mg/L N		
	11/11/2004	Nitrogênio amoniacal	0,03	mg/L N		
	11/11/2004	Nitrogênio orgânico	0,07	mg/L N		
	11/11/2004	Nitratos	5,7	mg/L N		
	11/11/2004	Nitritos	<0,01	mg/L N		
	11/11/2004	Coliforme fecal	Ausente	NMP/100mL		
	11/11/2004	Coliforme total	Ausente	NMP/100mL		
	02/07/2008	Coliformes Totais	<1	UFC/100ml		
02/07/2008	Nitratos	2	mg/L N			
02/07/2008	Nitritos	<0,005	mg/L N			

Código do Poço	Data da Análise	Tipo de Análise	Resultado	Unidade	x	y
1019	05/05/1994	Nitratos	0,26	mg/L N	671.638	7.199.441
	05/05/1994	Nitritos	0	mg/L N		
	11/11/2004	Nitrogênio Kjeldahl total	0,11	mg/L N		
	11/11/2004	Nitrogênio amoniacal	<0,01	mg/L N		
	11/11/2004	Nitrogênio orgânico	0,11	mg/L N		
	11/11/2004	Nitratos	5,44	mg/L N		
	11/11/2004	Nitritos	<0,01	mg/L N		
	11/11/2004	Coliforme fecal	Ausente	NMP/100mL		
	11/11/2004	Coliforme total	Ausente	NMP/100mL		
1020	05/05/1994	Nitratos	0,23	mg/L N	671.683	7.199.411
	05/05/1994	Nitritos	0	mg/L N		
	08/12/2004	Coliforme fecal	Ausente	NMP/100mL		
	08/12/2004	Coliforme total	Ausente	NMP/100mL		
	02/07/2008	Coliformes Totais	<1	UFC/100ml		
	02/07/2008	Nitratos	1,55	mg/L N		
02/07/2008	Nitritos	<0,005	mg/L N			
1021	05/05/1994	Nitratos	0,27	mg/L N	671.683	7.199.529
	05/05/1994	Nitritos	0	mg/L N		
	08/11/2004	Coliforme fecal	Ausente	NMP/100mL		
	08/11/2004	Coliforme total	Ausente	NMP/100mL		
	20/07/2008	Coliformes Totais	<1	UFC/100ml		
	20/07/2008	Nitratos	2,05	mg/L N		
20/07/2008	Nitritos	<0,005	mg/L N			
15058	18/09/2002	Nitrogênio Kjeldahl total	0,1	mg/L N	672.686	7.205.183
	18/09/2002	Nitrogênio amoniacal	0,04	mg/L N		
	18/09/2002	Nitrogênio orgânico	0,06	mg/L N		
	18/09/2002	Nitratos	1,86	mg/L N		
	18/09/2002	Nitritos	<0,01	mg/L N		
	18/09/2002	Coliforme fecal	<1,0	NMP/100mL		
	18/09/2002	Coliforme total	<1,0	NMP/100mL		
	02/07/2008	Coliformes Totais	<1	UFC/100ml		
	02/07/2008	Nitratos	0,87	mg/L N		
02/07/2008	Nitritos	<0,005	mg/L N			
19761	23/05/2006	Nitratos	1,75	mg/L N	670.644	7.198.954
	23/05/2006	Nitritos	0,05	mg/L N		
	05/02/2007	Coliforme Fecal	Ausente	mL		
	05/02/2007	Coliforme Total	Ausente	mL		
20209	14/09/2006	Nitratos	7,7	mg/L N	670.570	7.202.940
	14/09/2006	Nitritos	0,31	mg/L N		
	14/09/2006	Coliforme Total	Ausente	mL		
	14/09/2006	Coliformes Fecais	Ausente	UFC/100 ml		
20920	19/06/2007	Nitrogênio Kjeldahl total	<0,01	mg/L N	673.496	7.203.129
	19/06/2007	Nitrogênio amoniacal	<0,01	mg/L N		
	19/06/2007	Nitrogênio orgânico	<0,01	mg/L N		
	19/06/2007	Nitratos	0,53	mg/L N		
	19/06/2007	Nitritos	<0,01	mg/L N		
	19/06/2007	Coliformes Totais	Ausente	UFC/100ml		
23729	04/07/2007	Nitratos	5,59	mg/L N	671.420	7.207.909
	04/07/2007	Nitritos	<0,001	mg/L N		
	04/07/2007	Coliformes Totais	Ausente	UFC/100ml		