

UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
DOUTORADO EM ENGENHARIA CIVIL / ÁREA DE CONCENTRAÇÃO
EM SANEAMENTO AMBIENTAL

FRANCISCO MAURÍCIO DE SÁ BARRETO

CONTAMINAÇÃO DA ÁGUA SUBTERRÂNEA POR PESTICIDAS E NITRATO NO
MUNICÍPIO DE TIANGUÁ, CEARÁ.

FORTALEZA
2006

FRANCISCO MAURÍCIO DE SÁ BARRETO

CONTAMINAÇÃO DA ÁGUA SUBTERRÂNEA POR PESTICIDAS E NITRATO NO
MUNICÍPIO DE TIANGUÁ, CEARÁ.

Tese submetida à Coordenação do curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil / Área de Concentração em Saneamento Ambiental, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor.

Orientador: Prof. Dr. José Carlos de Araújo

FORTALEZA
2006

FRANCISCO MAURÍCIO DE SÁ BARRETO

CONTAMINAÇÃO DA ÁGUA SUBTERRÂNEA POR PESTICIDAS E NITRATO NO
MUNICÍPIO DE TIANGUÁ, CEARÁ.

Tese submetida à Coordenação do curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil / Área de Concentração em Saneamento Ambiental, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor.

Aprovada em __/__/____

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. José Carlos de Araújo (orientador)
Universidade Federal do Ceará

Profª. Dra. Sandra Tédde Santaella
Universidade Federal do Ceará

Prof. Dr. Francisco Suetônio Bastos Mota
Universidade Federal do Ceará

Prof. Dr. Abelardo Antônio de Assunção Montenegro
Universidade Federal do Pernambuco

Dra. Conceição de Maria Albuquerque Alves
Banco do Nordeste

Aos meus pais:

Francisco de Assis Barreto (in memoriam)
e Maria Malone Lycarião Barreto,
exemplos de amor, honestidade, humildade
e dedicação.

Aos meus irmãos:

Daciane, Elaine, Mendo Neto, Rilde,
Eleuza, Elba, José Romero e Hilária. A
todos, os meus sinceros agradecimentos.

AGRADECIMENTOS

Ao meu bom Deus, a quem sempre recorri nos momentos difíceis e a agradeço por ter me ajudado nessa árdua caminhada.

Ao Prof. José Carlos de Araújo, exemplo de profissionalismo e humanidade. Obrigado, pela valiosa e indispensável orientação durante todas as etapas desta tese.

Aos membros internos da banca: Profs. Drs. Sandra Tédde Santaella e Francisco Suetônio Bastos Mota, pela participação na banca julgadora deste trabalho, bem como no exame de qualificação.

Aos membros externos da banca: Prof. Dr. Abelardo Antônio de Assunção Montenegro e Dra. Conceição de Maria Albuquerque Alves, por aceitarem participar da banca julgadora deste trabalho.

Ao Instituto Centro de Ensino Tecnológico – CENTEC, por ter concedido meu afastamento para cursar o doutorado.

Aos Profs. Horst Frischkorn e Raimundo Oliveira de Souza, pela participação no exame de qualificação.

Ao Prof. Ronaldo Ferreira do Nascimento, pelo empenho em viabilizar as análises cromatográficas.

Ao Prof. Paulo Thiers, pela participação na etapa do levantamento planialtimétrico na área de estudo.

Ao Prof. Douglas Wagner Franco, do Instituto de Química da Universidade de São Paulo (São Carlos), por disponibilizar o laboratório de cromatografia para a realização das determinações dos pesticidas.

Ao Prof. Wellington Ferreira da Silva Filho, do Curso de Geologia da Universidade Federal do Ceará, pela ajuda na interpretação da estratigrafia e evolução histórica da área de estudo.

Ao Prof. Fernando José Araújo da Silva, do CCT da Universidade de Fortaleza (UNIFOR), pela colaboração e sugestões neste trabalho.

Aos colegas Ronaldo Gomes e Wendel Aquino, pela ajuda essencial na construção dos mapas e na manipulação da estrutura cromatográfica, respectivamente.

Aos colegas Stéfeson e Kátia, do Laboratório de Água e Efluentes do Curso de Saneamento Ambiental do Instituto CENTEC (Sobral), pela ajuda nas determinações de nitrato.

Ao Eisenhower, pela disponibilidade e sugestões dispensadas durante a etapa de classificação dos solos da área de estudo.

À FUNCEME e SOHIDRA, pelo fornecimento de dados necessários na construção dos mapas de vulnerabilidade da área de estudo.

À CAPES, que concedeu bolsa de doutorado para realização desta pesquisa.

Aos funcionários do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, em especial, Bete e Xavier, sempre atenciosos e acolhedores.

Aos colegas Paulo Belo, Lucilene e Barroso, pela ajuda na etapa de coleta das amostras de água subterrânea na área de estudo, bem como na etapa do levantamento planialtimétrico.

Ao amigo Misael de Castro, que esteve presente na maioria das campanhas realizadas à área de estudo, auxiliando na coleta, transporte e acondicionamento das amostras de água subterrânea nos poços monitorados por esta pesquisa.

Aos colegas de curso, em especial, Ana Bárbara, Renata, Irla, Ana Célia, Edenise, Celme, Alexandre e Pedro, pelos laços de amizade.

Aos amigos Ifigênia, Mariano, Andréa, Ana Bárbara, Diolande, Guiomar, Marcelo, Flávia, Socorro e Regina Sílvia, pelas palavras de apoio e incentivo durante toda caminhada.

A todos que contribuíram direta ou indiretamente para a realização desta pesquisa, os meus sinceros agradecimentos.

“... Pedras no caminho?! Guardo todas
elas; um dia vou construir um castelo”.

Fernando Pessoa

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 01 – Fenômenos envolvidos no comportamento dos pesticidas no meio ambiente.	22
FIGURA 02 – Fórmulas estruturais da atrazina e simazina.	23
FIGURA 03 – Fórmulas estruturais do metil paration e do metamidofós.	24
FIGURA 04 – Mapa de localização e acesso do município de Tianguá.	55
FIGURA 05 – Mapa de solos do município de Tianguá. Fonte: Mapa Exploratório-Reconhecimento de solos do Estado do Ceará. Escala: 1:600.000. SUDENE, 1973.	58
FIGURA 06 – Precipitação pluviométrica média do período de 1981 a 2005 no município de Tianguá (Posto da FUNCEME).	59
FIGURA 07 – Precipitações pluviométricas do município de Tianguá no período da pesquisa.	60
FIGURA 08 – Vegetação típica de Floresta Subperenifolia Tropical Plúvio-Nebular. Localizada na porção mais elevada do Planalto da Ibiapaba, na área de estudo, a 3 km da sede do município de Tianguá (abril de 2004).	62
FIGURA 09 – Plantação de hortaliças no povoado de Veado Seco. Detalhe da tubulação para irrigação das culturas (Tianguá, julho de 2004).	63
FIGURA 10 – Plantação de hortaliças no povoado de Cacimba e, ao fundo, plantação de maracujá (Tianguá, novembro de 2004).	64
FIGURA 11 – Aplicação de agrotóxico em culturas de maracujá, no povoado de Cedro (Tianguá, novembro de 2004).	64
FIGURA 12 – Aplicação de agrotóxico em culturas de tomate no povoado de Pitanguinha (Tianguá, novembro 2004).	65
FIGURA 13 – Depósito de armazenamento de agrotóxicos localizado dentro da área de cultivo, na localidade de Pintaguinha (Tianguá, novembro de 2004).	65
FIGURA 14 – Exemplo de um dos tipos de agrotóxicos que são estocados para aplicação no depósito mostrado na Figura 10 (Tianguá, 2004).	66
FIGURA 15 – Mapa hidrográfico do município de Tianguá (Fonte: ATLAS, 2003).	68
FIGURA 16 – Perfil estratigráfico do Grupo Tianguá	70
FIGURA 17 – Mapa geológico do município de Tianguá (Fonte: ATLAS, 2003).	71
FIGURA 18 – Coleta de amostras de água subterrânea no poço 6a (distrito de Cedro, localizado no município de Tianguá, 2004).	75
FIGURA 19 – Mapa do município de Tianguá com a localização dos poços monitorados nesta pesquisa.	76
FIGURA 20 – Estrutura cromatográfica utilizada para a detecção dos pesticidas na Central de Análises Químicas do Instituto de Química de São Carlos – USP.	80
FIGURA 21 – Espectro UV da atrazina.	81
FIGURA 22 – Espectro UV da simazina.	81
FIGURA 23 – Espectro UV do metil paration.	82
FIGURA 24 – Medida do NE no poço 5a localizado no Posto Fiscal (Tianguá, 2004).	84
FIGURA 25 – Levantamento planialtimétrico a partir de receptores GPS no poço 8a (Tianguá, 2003).	84
FIGURA 26 – Cromatograma de sobreposição de um ponto da curva de calibração e de uma amostra de água (poço 2A) referente à coleta de outubro de 2005 para os compostos simazina e atrazina.	89
FIGURA 27 – Cromatograma de uma amostra de água (poço 6) referente à coleta de outubro de 2005 para o composto metil paration.	90
FIGURA 28 – Distribuição espacial das concentrações máximas (jun/05 a jan/06) do herbicida atrazina nos poços monitorados na área de estudo (Tianguá).	101

FIGURA 29 – Distribuição espacial das concentrações máximas (jun/05 a jan/06) do herbicida simazina nos poços monitorados na área de estudo (Tanguá).....	102
FIGURA 30 – Distribuição espacial das concentrações máximas (jun/05 a jan/06) do herbicida metil paration nos poços monitorados na área de estudo (Tanguá).....	103
FIGURA 31 – Gráfico de concentração média de nitrato nos poços monitorados. Detalhe da linha que indica o valor máximo permitido (VMP) de nitrato (10 mg/L) em água para fins de abastecimento público, segundo a Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde.	108
FIGURA 32 – Distribuição espacial das concentrações média de nitrato nos poços monitorados na área de estudo, durante o período: dez/04 a jan/06.....	109
FIGURA 33 – Mapa de caracterização do parâmetro D: profundidade do nível estático do aquífero no município de Tanguá do Índice DRASTIC (2006).	113
FIGURA 34 – Superfícies piezométrica máxima (superior) e mínima (inferior) do aquífero localizado no município de Tanguá, durante o período de monitoramento das medidas do nível estático nos poços (10/04 a 01/06).	115
FIGURA 35 – Perfil litológico do poço 5a localizado no posto fiscal.....	116
FIGURA 36 – Perfil litológico do poço 18 localizado no mercado público no município de Tanguá.	117
FIGURA 37 – Perfil litológico do poço 21 localizado no povoado de Letreiro.	117
FIGURA 38 – Mapa de caracterização do parâmetro A: material do aquífero do município de Tanguá do Índice DRASTIC (2006).	118
FIGURA 39 – Mapa de caracterização do parâmetro S: tipo de solo do município de Tanguá do Índice DRASTIC (2006).	122
FIGURA 40 – Mapa de caracterização do parâmetro T: topografia do município de Tanguá do Índice DRASTIC (2006).	124
FIGURA 41 – Mapa de caracterização do parâmetro I: impacto da zona vadosa do município de Tanguá do Índice DRASTIC (2006).	126
FIGURA 42 – Mapa de caracterização do parâmetro C: condutividade hidráulica do aquífero do município de Tanguá do Índice DRASTIC (2006).	128
FIGURA 43 – Mapa de vulnerabilidade DRASTIC do município de Tanguá (2006).....	133
FIGURA 44 – Mapa de vulnerabilidade DRASTIC pesticidas do município de Tanguá (2006).	135
FIGURA 45 – Dendrograma do agrupamento dos poços com base nas concentrações médias dos três pesticidas analisados.	137
FIGURA 46 – “Boxplot” das concentrações médias de atrazina entre os grupos.....	138
FIGURA 47 – “Boxplot” das concentrações médias de simazina entre os grupos.	139
FIGURA 48 – “Boxplot” das concentrações médias de metil paration entre os grupos.	140
FIGURA 49 – Dendrograma do agrupamento dos poços com base nas concentrações médias de nitrato.	141
FIGURA 50 – Correlação entre os grupos (medidas de pesticidas) e as classes de vulnerabilidade no mapa DRASTIC pesticidas (Tanguá, 2006).	144
FIGURA 51 – Correlação entre os grupos (medidas de nitrato) e as classes de vulnerabilidade no mapa DRASTIC (Tanguá, 2006).....	147

LISTA DE TABELAS

TABELA 01 – Propriedades dos herbicidas atrazina e simazina.....	23
TABELA 02 – Propriedades dos herbicidas metil paration e metamidofós.....	24
TABELA 03 - Correlação entre as classes do Sistema e a classificação anteriormente usada na Embrapa/Solos.....	57
TABELA 04 – Dados dos poços monitorados na área da pesquisa.	74
TABELA 05 – Critérios estabelecidos para a análise de risco referente aos dados da etapa exploratória.....	79
TABELA 06 – Limites de detecção (LD) e quantificação (LQ) dos pesticidas analisados.	90
TABELA 07 – Teste de repetibilidade dos pesticidas presentes em amostras de água subterrânea do município de Tianguá.....	91
TABELA 08 – Teste de recuperação para os pesticidas analisados em amostras de água subterrânea no município de Tianguá.....	92
TABELA 09 – Teste de decaimento dos pesticidas presentes nas amostras de água subterrânea no município de Tianguá no intervalo de 46 dias.....	93
TABELA 10 – Enquadramento das concentrações de pesticidas em classes, referentes aos poços monitorados na área de estudo (Tianguá), segundo o critério de classificação estabelecido. Período: nov/03 a nov/04.....	94
TABELA 11 – Hierarquização de riscos de contaminação da água subterrânea, do município de Tianguá, por pesticidas, de acordo com os dados da etapa exploratória (nov/03 a nov/04).	96
TABELA 12 – Hierarquização de riscos de contaminação da água subterrânea, do município de Tianguá por pesticidas, em cada poço de monitoramento, conforme resultados da etapa exploratória (nov/03 a nov/04).	96
TABELA 13 – Correlação entre os dados das etapas exploratória (nov/03 a nov/04) e quantitativa (jun/05 a jan/06) de acordo com o enquadramento em classes.	97
TABELA 14 – Concentrações de pesticidas nas amostras de água subterrânea na área de estudo (Tianguá). Período: jun/05 a jan/06.	98
TABELA 15 – Concentrações de nitrato nos poços monitorados na área de estudo.	107
TABELA 16 – Dados do nível estático e altitudes dos poços monitorados no município de Tianguá.	111
TABELA 17 – Dados utilizados no cálculo da recarga do aquífero localizado no município de Tianguá, área de estudo.	114
TABELA 18 – Dados de caracterização detalhada das classes de solos e valores de avaliação DRASTIC.	120
TABELA 19 – Unidades de solos mapeadas na área de estudo.....	121
TABELA 20 – Valores de condutividade hidráulica do aquífero da área de estudo.....	127
TABELA 21 – Dados dos parâmetros DRASTIC e DRASTIC pesticidas.	129
TABELA 22 – Resumo da análise do nível de importância dos parâmetros D, R, A, S, T, I e C no cálculo da vulnerabilidade da área de estudo.	130
TABELA 23 – Dados do índice de vulnerabilidade DRASTIC para a área de estudo.	131
TABELA 24 – Dados do índice de vulnerabilidade DRASTIC pesticida para a área de estudo.	134
TABELA 25 – Resultado do agrupamento da concentração média dos pesticidas nos poços monitorados.	138
TABELA 26 – Resultado do agrupamento da concentração média de nitrato nos poços monitorados.	142
TABELA 27 – Correlação entre as classes de vulnerabilidade DRASTIC pesticidas e os grupos.	143
TABELA 28 – Correlação entre as classes de vulnerabilidade DRASTIC e os grupos.	145

LISTA DE QUADROS

QUADRO 01 – Classes de vulnerabilidade do método EPPNA.....	34
QUADRO 02 – Classes de vulnerabilidade do índice GOD.....	34
QUADRO 03 – Classes de vulnerabilidade do índice AVI.....	35
QUADRO 04 – Classes de vulnerabilidade do índice SINTACS.....	35
QUADRO 05 – Classes de vulnerabilidade do índice SI.....	36
QUADRO 06 – Peso relativo de cada parâmetro do índice DRASTIC.....	37
QUADRO 07 – Intervalos de valores de vulnerabilidade e a classificação correspondente....	37
QUADRO 08 – Peso relativo de cada parâmetro do índice DRASTIC Pesticida.....	38
QUADRO 09 – Intervalos de profundidade e valores de avaliação.....	38
QUADRO 10 – Intervalos de recarga e valores de avaliação.....	39
QUADRO 11 – Tipos de material do aquífero e índices de avaliação.....	39
QUADRO 12 – Tipos de solos e índices da avaliação.....	40
QUADRO 13 – Classes de declividade do terreno e valores de atribuição.....	40
QUADRO 14 – tipos de materiais da zona de vadosa e índices de avaliação.....	41
QUADRO 15 – Intervalos de condutividade e seus respectivos valores de atribuição.....	41

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
CAGECE – Companhia de Água e Esgoto do Ceará
ABAS – Associação Brasileira de Águas Subterrâneas
FNS – Fundação Nacional de Saúde
IPLANCE – Fundação Instituto de Planejamento do Ceará
SiBCS – Sistema Brasileiro de Classificação de Solos
SUDENE – Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste
FUNCEME – Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos
ANA – Agência Nacional de Águas
SINDAG – Sindicato nacional da Indústria de produtos para Defesa Agrícola
AVI – Índice de Vulnerabilidade do Aquífero
SI – Índice de Susceptibilidade
EMARTECE – Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Ceará
CPRM – Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais
PADETEC – Parque de desenvolvimento Tecnológico do Estado do Ceará
ARCE – Agência Reguladora de Serviços Públicos Delegados do Estado do Ceará
LD – Limite de Detecção
LQ – Limite de Quantificação
CAQ – Central de Análises Química
UV-VIS – Ultravioleta – Visível
SPE – Extração em Fase Sólida
CENTEC – Faculdade Instituto Centro de Ensino Tecnológico
GIS – Sistema de Informação Geográfica
NE – Nível Estático
RN's – Níveis de Referência
MDT – Modelo Digital do Terreno
GPS – Sistema de Posicionamento Global
CG/DNP – Cromatografia Gasosa utilizando Detector de Nitrogênio e Fósforo
HPLC/UV - Cromatografia Líquida de Alta Eficiência com detecto Ultravioleta
MS – Ministério da Saúde
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
INMETRO – Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial
ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária
VMP – Valor Máximo Permitido
SEMACE – Secretaria do Meio Ambiente do Estado do Ceará
SOHIDRA – Superintendência de Obras Hidráulicas do Estado do Ceará
EIA – Estudo de Impacto Ambiental
RIMA – Relatório de Impacto Ambiental

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	7
LISTA DE TABELAS.....	9
LISTA DE QUADROS.....	10
LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS	11
1 INTRODUÇÃO	16
1.1. Colocação do problema	16
1.2 Hipóteses	18
1.3 Justificativa.....	19
2. OBJETIVOS	20
2.1 Objetivo Geral	20
2.2. Objetivos Específicos	20
3. REVISÃO DA LITERATURA	21
3.1 Contaminação de Água Subterrânea por Pesticidas	21
3.2 Índices de Vulnerabilidade de Aquíferos	32
3.3 Índices DRASTIC e DRASTIC Pesticida	36
3.3.1 Descrição dos Parâmetros DRASTIC.....	38
3.4. Análise de Cluster utilizando o Método de Classificação Hierárquica de Ward	51
4 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	54
4.1 Localização e Acesso.....	54
4.2 Aspectos Fisiográficos.....	54
4.2.1 Hipsometria	54
4.2.2 Geomorfologia.....	56
4.2.3. Solos	56
4.2.4 Precipitação	59
4.2.5 Regime Térmico	60
4.2.6 Vegetação	61
4.3 Aspectos Econômicos.....	62
4.4. Recursos Hídricos.....	66
4.5 Aspectos Geológicos	69
5 MATERIAL E MÉTODOS.....	72
5.1 Análise da contaminação da água subterrânea por pesticidas	72
5.1.1 Levantamento e escolha dos pesticidas	72
5.1.2 Pontos de monitoramento e coletas das amostras.....	73
5.2. Aparatos para detectar e medir pesticida.....	77
5.2.1 Validação do método de determinação de pesticidas nas amostras de água subterrânea.....	77
5.2.2 Análise exploratória de pesticidas	78
5.2.3 Análise quantitativa de pesticidas.....	79
5.3 Análise de nitrato.....	82
5.4 Levantamento dos parâmetros DRASTIC distribuídos na área de estudo	82
5.4.1 Profundidade do nível estático – (D).....	83
5.4.2 Recarga do aquífero – (R)	85
5.4.3 Material do aquífero – (A).....	85
5.4.4 Tipo de Solo –(S).....	85
5.4.5 Topografia – (T)	86
5.4.6 Impacto da zona vadosa – (I).....	87
5.4.7 Condutividade hidráulica – (C)	87
5.5 Avaliação da vulnerabilidade do aquífero	87

5.6 Agrupamento das medidas de pesticidas e nitrato pelo método de classificação hierárquica de Ward (Cluster analysis)	87
5.7 Correlação dos grupos (cluster) de pesticidas e nitrato com os mapas de vulnerabilidade DRASTIC e DRASTIC pesticidas	88
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	89
6.1 Análise da contaminação da água subterrânea por pesticidas	89
6.2 Aparatos para detectar e medir pesticidas	90
6.2.1 Validação do método de determinação de pesticidas nas amostras de água subterrânea.....	90
6.2.2 Análise exploratória de pesticidas	93
6.2.3 Análise quantitativa de pesticidas.....	97
6.3 Análise de Nitrato	106
6.4 Levantamento dos parâmetros DRASTIC distribuídos na área de estudo	110
6.4.1 Nível estático do aquífero – (D)	110
6.4.2 Recarga do aquífero – (R)	114
6.4.3 Material do aquífero – (A).....	116
6.4.4. Tipo de solo – (S)	119
6.4.5 Topografia – (T)	123
6.4.6 Impacto da zona vadosa – (I).....	125
6.4.7 Condutividade hidráulica – (C)	127
6.5 Avaliação da vulnerabilidade do aquífero	129
6.6 Agrupamento das medidas de pesticidas e nitrato pelo método de classificação hierárquica de Ward (Cluster analysis)	137
6.7 Correlação dos grupos (cluster) de pesticidas e nitrato com os mapas de vulnerabilidade DRASTIC e DRASTIC pesticidas.....	142
7 CONCLUSÕES.....	149
8 RECOMENDAÇÕES.....	153
9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	154
ANEXOS	166

RESUMO

Esta pesquisa foi desenvolvida no município de Tianguá, Ceará e constou de três etapas. Na primeira, foi realizado o estudo investigatório e quantitativo da contaminação da água subterrânea, pertencente ao Aquífero Serra Grande, por pesticidas e nitrato a partir do monitoramento de uma bateria de poços. Os pesticidas analisados foram: atrazina, simazina e metil paration. Na segunda etapa, foi avaliada a vulnerabilidade do aquífero aplicando os índices DRASTIC e DRASTIC pesticidas associados às técnicas de Sistema de Informação Geográfica. Finalmente, na terceira etapa, foi realizada análise multivariada das medidas de pesticidas e nitrato a partir da aplicação do método de classificação hierárquica de Ward e correlacionada com as classes de vulnerabilidade delineadas nos mapas DRASTIC e DRASTIC pesticidas. As determinações dos pesticidas atrazina, simazina e metil paration durante a etapa investigatória, indicaram que do total de 153 amostras analisadas foi constatada a presença desses compostos em 126 amostras (82%). Na etapa quantitativa, do total de 36 amostras analisadas para cada composto, verificou-se que atrazina, simazina e metil paration foram detectados em, respectivamente, 17 amostras (47%), 21 amostras (55%) e 14 amostras (39%) em desacordo com o VMP definido na legislação. O nitrato foi detectado nos 31 poços monitorados e apresentou, com exceção de um poço, concentrações médias de acordo com o limite definido na legislação. O índice DRASTIC agrupou quatro classes de vulnerabilidade: insignificante, muito baixa, baixa e moderada, predominando a classe muito baixa (628,7 km² ou 67,2%). O índice DRASTIC pesticidas indicou cinco classes de vulnerabilidade: muito baixa, baixa, moderada, alta e muito alta, predominando a classe moderada (553,2 km², ou 59,1 %). As medidas dos pesticidas e nitrato foram agrupadas nos grupos I, II e III levando em consideração o nível de contaminação da água subterrânea. Constatou-se correlação para a maioria dos grupos, tanto para as medidas de pesticidas quanto para nitrato, com as classes de vulnerabilidade dos índices DRASTIC e DRASTIC pesticidas.

Palavras-chave: Tianguá. Água subterrânea. Pesticida. Nitrato. Vulnerabilidade.

ABSTRACT

This research was developed in the city of Tianguá, Ceará and consisted of three stages. In the first one, the investigation and quantitative study on the contamination of the groundwater was carried out in the Serra Grande aquifer, focusing on pesticides and nitrate by monitoring a cluster of wells. The pesticides analyzed were atrazine, simazine and methyl parathion. In the second stage, the vulnerability of the aquifer was evaluated applying DRASTIC and DRASTIC pesticide indexes combined together with the Geographic Information System (GIS) technique. Finally, in the third stage, a multivariate analysis of pesticides and nitrate concentrations was conducted through the application of the hierarchic classification method of Ward and correlating with the vulnerability classification defined in DRASTIC and DRASTIC pesticide maps. In the investigation study for the pesticides atrazine, simazine and methyl parathion, 153 samples were analyzed and those compounds were found in 82% of samples (126 of the total). In the quantitative stage 36 samples were analyzed for each compound. Atrazine, simazine and methyl parathion were detected in, respectively, 17 samples (47%), 21 samples (55%) and 14 samples (39%) in disagreement with the maximum allowed concentration (MAC) established by the legislation. Nitrate was detected in 31 wells monitored and presented, with the exception of one well, average concentrations in accordance with the limit established by the legislation. In this study the DRASTIC index grouped four classes of vulnerability: insignificant, very low, low and moderate. The very low class predominated, representing 628.7 km² or 67.2%. The DRASTIC pesticides index indicated five classes of vulnerability: very low, low, moderate, high and very high. The predominant class was moderate, representing 553.2 km² or 59.1% of the wells. Pesticides and nitrate measures were grouped into groups I, II and III taking into consideration the level of contamination of the groundwater. A correlation for the majority of the groups for both pesticides and nitrate was found, according to the vulnerability classes found in DRASTIC and DRASTIC pesticide indexes.

Keywords: Tianguá, groundwater, pesticides, nitrate, vulnerability.

1 INTRODUÇÃO

1.1. Colocação do problema

Água subterrânea é toda a água que ocorre abaixo da superfície da Terra, preenchendo os poros ou vazios intergranulares das rochas sedimentares, ou as fraturas, falhas e fissuras das rochas. Desempenha um papel essencial na manutenção da umidade do solo, do fluxo dos rios, lagos e brejos.

As águas subterrâneas ocupam diferentes tipos de reservatórios, desde as zonas fraturadas do embasamento cristalino até os depósitos sedimentares. Dessa diversificação, resulta em sistemas aquíferos que, pelo seu comportamento, podem ser reunidos em: sistemas porosos (rochas sedimentares), sistemas fissurados (rochas cristalinas) e sistemas cársticos (rochas carbonáticas).

No Brasil, em geral, as águas subterrâneas abastecem rios e lagos. Por isso, mesmo na época seca, a maioria dos nossos rios é perene. De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (Recursos Naturais e Meio Ambiente, 1998) estima-se que 51% do suprimento de água potável seja proveniente do recurso hídrico subterrâneo.

As reservas subterrâneas do Estado do Ceará estão localizadas principalmente nas regiões sul (aquíferos Exu e Arajara) e norte (aquífero Serra Grande) e na faixa litorânea (aquíferos costeiros). A exploração de água subterrânea é feita, principalmente, através de perfuração de poços para garantir a demanda nos diversos usos tais como: abastecimento, irrigação, indústria e lazer. De acordo com dados fornecidos pela Companhia de Água do Estado do Ceará – CAGECE, de 143 municípios cearenses, 47 (32,9%) são abastecidos por água subterrânea captada através de poços tubulares (CAVALCANTE, 1997). Segundo a Associação Brasileira de Água Subterrânea-ABAS, o Estado do Ceará ocupa a posição de quarto lugar (no Brasil) em número de poços perfurados.

A água subterrânea é considerada uma fonte importante de provisão de água devido à sua baixa suscetibilidade à poluição quando comparada à água superficial. Entretanto, há fontes difusas de poluição das águas subterrâneas relativas às atividades de uso do solo, particularmente àquelas decorrentes de práticas agrícolas.

O controle dos usos e da qualidade das águas subterrâneas é ainda insatisfatório, dada a dispersão e a falta de articulação legal e institucional. O uso intensivo dos recursos naturais subterrâneos e de agrotóxicos, associado à elevada produção de resíduos na sociedade, freqüentemente causa ameaça à qualidade das águas subterrâneas. A degradação da

qualidade das águas subterrâneas pode ocorrer em grandes áreas a partir de fontes difusas como percolação profunda de áreas intensamente cultivadas (WADE, 1998).

A agricultura moderna baseia-se no uso amplo de fertilizantes e pesticidas para obter altas produções. Substâncias químicas aplicadas em áreas cultivadas, contudo, transportam-se com a água de percolação profunda a partir da zona de raízes e podem contaminar a água subterrânea subjacente. Estes são, na maioria das vezes, produtos de ação prolongada que permanecem nas águas por décadas seguidas. As conseqüências que esses insumos provocam em um determinado ecossistema ou agroecossistema são comprometedoras. Desta forma, a agricultura é uma fonte difusa de contaminação de águas subterrâneas (WADE, 1998).

Os países em desenvolvimento usam aproximadamente 20% dos pesticidas do mundo. O fato de que a maior proporção de envenenamentos e mortes humanas devido a pesticidas ocorre nestes países, reflete as condições existentes de padrões inadequados de segurança e ocupacionais, execução inadequada dos padrões, rotulagem ineficiente dos pesticidas, falta de manipulação e aplicação seguras, controle mal implementado, analfabetismo e conhecimento insuficiente dos perigos dos pesticidas pelos usuários (WEED, 1995).

Segundo a Fundação Nacional de Saúde (1998), o Brasil encontra-se entre um dos maiores consumidores de produtos praguicidas (agrotóxicos) do mundo, tanto aqueles de uso agrícola como os domésticos, e os utilizados em campanhas de saúde pública, perfazendo um total comercializado anualmente de aproximadamente US\$ 1.600.000.000 (um bilhão e seiscentos milhões de dólares) o que representa 7% do consumo mundial para o ano de 1995, segundo dados da Secretaria de Política Agrícola do Ministério da Agricultura e Abastecimento (GUIA..., 1988; LEVY, 1999).

De acordo com um levantamento feito pelo Ministério da Saúde e pela Fundação Oswaldo Cruz, foi apresentado um quadro preocupante: aumenta a cada ano o número de mortes causadas por agrotóxicos no Brasil. O levantamento mostrou que os venenos agrícolas são os agentes tóxicos mais letais. As 181 mortes causadas por agrotóxicos no ano de 1998 superaram, em pelo menos três vezes, o número de óbitos relacionados a medicamentos, animais peçonhentos e produtos químicos (LEVY, 1999).

Dada a falta de controle no uso dessas substâncias químicas tóxicas e o desconhecimento da população em geral sobre os riscos e perigos à saúde daí decorrentes, estima-se que as taxas de intoxicações humanas no país sejam altas. Segundo a Organização

Mundial da Saúde, para cada caso notificado de intoxicação, ter-se-iam 50 outros não notificados.

Como em outras regiões do Brasil, pesticidas são usados rotineiramente para aumentar produções agrícolas nos diversos tipos de culturas desenvolvidas na Serra da Ibiapaba, Ceará. O uso de pesticidas no município de Tianguá é considerado como um dos maiores do Estado e tem sido alvo de preocupação (NOROESTE, 2002). Este fato torna-se relevante, uma vez que pode estar havendo comprometimento da qualidade das águas subterrâneas da região, sobretudo no que se refere aos riscos à saúde da população.

Além dos problemas de saúde associados à utilização e à manipulação dos agrotóxicos, a aplicação indiscriminada desses compostos em áreas de intensa atividade agrícola pode resultar em graves problemas de contaminação das águas subterrâneas. A transferência desses compostos do solo para as águas subterrâneas ocorre, principalmente, pelo processo de lixiviação.

A utilização sustentável dos recursos hídricos subterrâneos implica na adoção de medidas de gestão adequadas que evitem a degradação deste recurso e que permitam a sua proteção, especialmente em zonas sujeitas a maior risco de poluição (LEITÃO et al., 2003). A avaliação da vulnerabilidade de uma determinada região constitui ferramenta importante de gerenciamento dos recursos subterrâneos como também, no planejamento do uso do solo.

A vulnerabilidade à poluição de águas subterrâneas é definida como a sensibilidade da qualidade das águas subterrâneas a uma carga poluente, função apenas das características intrínsecas do aquífero. Vários métodos para avaliar a vulnerabilidade de aquíferos à poluição têm sido pesquisados e aplicados para promover o desenvolvimento sustentado e integrado dos recursos hídricos subterrâneos. O índice DRASTIC se destaca entre os vários sistemas de avaliação e de mapeamento da vulnerabilidade. Este índice é formado por parâmetros hidrogeológicos e morfológicos que estão relacionados às características dos aquíferos de modo bem definido (LNEC, 2002).

1.2 Hipóteses

Esta pesquisa parte das seguintes hipóteses:

- a primeira hipótese considera que a qualidade da água subterrânea, na área de estudo, está comprometida em decorrência da contaminação por pesticidas e nitrato provenientes das atividades de agricultura desenvolvidas nos campos cultivados;

- caso se confirme a hipótese anterior, uma segunda hipótese surge no sentido de que o problema de contaminação poderá ser minimizado se, com base no estudo da vulnerabilidade da área de estudo, forem respeitadas e monitoradas as zonas classificadas como mais suscetíveis à contaminação por pesticidas e nitrato no que se refere às práticas agrícolas.

1.3 Justificativa

O município de Tianguá, área de estudo desta pesquisa, está inserido nas bacias hidrográficas dos Rios Poti e do Coreaú. A Formação Tianguá que constitui uma das unidades do Grupo Serra Grande, localizada na região da Serra da Ibiapaba no Estado do Ceará, é formada por estratos sedimentares que correspondem à base da Bacia Sedimentar do Meio Norte. Esse grupo geológico constitui um dos principais aquíferos da referida bacia, sendo uma das principais unidades para armazenamento e captação de água subterrânea (ATLAS..., 1999).

Considerando a importância do Aquífero Serra Grande para o desenvolvimento social e econômico da população, que explora o recurso subterrâneo para diversos usos, como abastecimento, irrigação e lazer e a lacuna relativa a informações básicas e essenciais quanto aos aspectos de qualidade e riscos de contaminação desse recurso hídrico, esta pesquisa se justifica pela falta de informações científicas a respeito do nível de contaminação por pesticidas e nitrato na água subterrânea do município de Tianguá, tendo em vista a elevada variação de agrotóxicos e fertilizantes que são lançados no meio ambiente.

Espera-se que esta pesquisa possa contribuir, com base nos resultados apresentados, para que medidas de prevenção e políticas de gerenciamento do uso e ocupação do solo e dos recursos hídricos sejam implantadas pelos órgãos competentes, garantindo o equilíbrio entre os ecossistemas e, conseqüentemente, a sustentabilidade do meio ambiente.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Esta pesquisa teve como objetivo estudar a contaminação da água subterrânea por pesticidas e nitrato por meio do monitoramento dos poços localizados no município de Tianguá.

2.2. Objetivos Específicos

- avaliar o nível de contaminação da água subterrânea quanto à presença dos pesticidas atrazina, simazina, metil paration e metamidofós, assim como nitrato;
- estimar a vulnerabilidade do Aquífero Serra Grande, onde se localiza o município de Tianguá, aplicando modelos georeferenciados;
- Correlacionar as medidas de pesticidas e nitrato com os mapas de vulnerabilidade dos índices DRASTIC e DRASTIC pesticidas usando o método de classificação hierárquica de Ward.

3. REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Contaminação de Água Subterrânea por Pesticidas

Nas duas últimas décadas, houve um aumento significativo no desenvolvimento da agricultura no Brasil, resultante do aumento de área cultivada, da produtividade e da utilização de fertilizantes e agrotóxicos (ANA, 2005). O uso de fertilizantes nas áreas agricultáveis do Brasil, para o período de 1992 a 2002, cresceu duas vezes e meia. Em relação aos agrotóxicos, o Brasil está entre os maiores consumidores do mundo. Os herbicidas figuram como os mais utilizados (58% do total), seguidos dos inseticidas (13 %) e fungicidas (11%). Segundo dados do Sindicato Nacional da Indústria de Produtos para Defesa Agrícola – SINDAG, a venda total de agrotóxicos, em 2004, atingiu US\$ 4,49 bilhões, 43% a mais em faturamento do que em 2003. A presença destes compostos na água subterrânea altera sua qualidade e reduz seu valor para o consumidor. Desta forma, os fertilizantes e agrotóxicos são considerados como uma ameaça potencial à qualidade das águas subterrâneas, principalmente quando os aquíferos estão localizados ou próximos de uma região utilizada para atividades agrícolas.

A caracterização da água subterrânea quanto à presença de pesticidas tem sido objeto de pesquisa em várias partes do mundo. A maioria das pesquisas é realizada em amostras de água subterrânea provenientes de aquíferos localizados em áreas suscetíveis à contaminação por pesticidas ou que, em função das atividades agrícolas desenvolvidas ao longo do tempo, podem ter poluído esses recursos. Os estudos têm revelado que em áreas de intensa atividade agrícola, sobretudo quando essas áreas constituem as zonas de recargas dos aquíferos, é cada vez mais comum a ocorrência de agrotóxicos na água subterrânea (ANA, 2005). Entretanto, a análise de resíduos de agrotóxicos nas águas subterrâneas do Brasil ainda é escassa, principalmente quando se considera a extensão e o potencial das reservas aquíferas no subsolo do país.

Quando aplicados diretamente no solo, os pesticidas podem ser degradados por vias químicas, fotólise ou ação de microrganismos. Entretanto, as moléculas com alta persistência (baixa taxa de degradação) podem permanecer no ambiente sem sofrer qualquer alteração. Essas moléculas podem ser adsorvidas nas partículas do solo, desorvidas a partir dessas mesmas partículas, sofrer lixiviação e atingir o aquífero, ou ainda serem carregadas para os corpos hídricos superficiais (SANCHES et al., 2003). Nos ambientes aquáticos, os pesticidas podem sofrer adsorção (ligar-se ao sedimento por interações físicas e químicas) ou

dessorção das partículas de sedimentos. Podem ser degradados por via química, biológica ou fotólise, além de serem volatilizados. No ar, as moléculas na forma de gás ou de vapor podem ser transportadas por muitos quilômetros, atingindo áreas muito distantes de aplicação (LOURENCETTI, 2005). Na Figura 01 é mostrado os principais fenômenos envolvidos no comportamento dos pesticidas no meio ambiente.

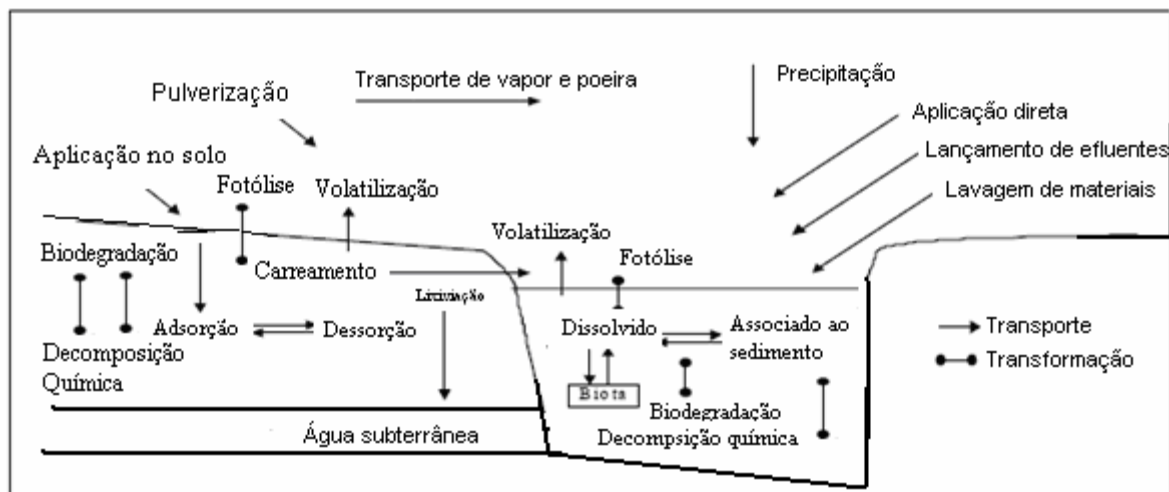


FIGURA 01 – Fenômenos envolvidos no comportamento dos pesticidas no meio ambiente.
Fonte: Adaptada de SANCHES et al., 2003.

A atrazina e simazina, herbicidas do grupo das triazinas, se enquadram na classe de toxicidade III (medianamente tóxico), sendo utilizados em aplicações de pré e pós-emergência das plantas infestantes nas culturas de abacaxi, cana-de-açúcar, milho etc. (FUNASA, 2002).

A quantidade e a persistência da atrazina e simazina no solo dependem de vários fatores como: tipo de solo, percentagem de matéria orgânica e argila, pH e estruturas do solo (GRAYMORE, STAGNITTI, ALLINSON, 2001). A atrazina é um contaminante potencial da água em virtude de suas características: alto potencial de escoamento, elevada persistência em solos, hidrólise lenta, solubilidade baixa a moderada em água, absorção moderada à matéria orgânica e à argila (UETA et al. 2002; TRAGHETTA et al. 1996). Em relação às propriedades físicas e químicas, a simazina diferencia-se da atrazina, principalmente, quanto à solubilidade e meia-vida. Na Tabela 01 são mostradas as propriedades dos herbicidas atrazina e simazina. Na Figura 02 são mostradas as fórmulas estruturais da atrazina e simazina.

TABELA 01 – Propriedades dos herbicidas atrazina e simazina.

Princípio ativo	Grupo químico	Utilização	S (mg/L)	K _{oc} (mL/g)	t _{1/2} - solo (dia)	Pv (Pa)
Atrazina	Triazina	Herbicida	33,00	147	146	3,85E-05
Simazina	Triazina	Herbicida	6,20	140	71	2,94E-06

Fonte: PARAIBA et al., 2003; BARBASH et al., 1999.

S – solubilidade em água; K_{oc} – coeficiente de sorção; t_{1/2} – tempo de meia-vida do pesticida no solo; Pv – pressão de vapor.

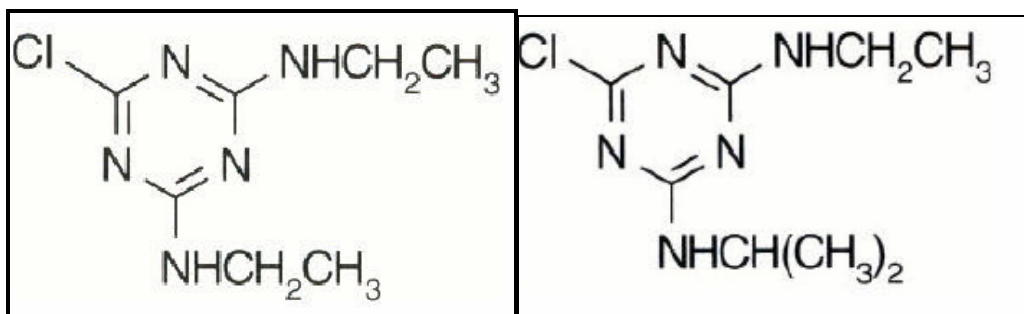


FIGURA 02 – Fórmulas estruturais da atrazina e simazina.

Fonte: ANVISA, 2002.

O metil paration pertence à classe dos organofosforados, é altamente tóxico, com toxicidade Classe I (extremamente tóxico), sendo empregado para o controle de insetos, principalmente durante a colheita do algodão. No meio ambiente, é considerado de persistência baixa a moderada com meia-vida de 1 a 30 dias. Sua velocidade de degradação aumenta com a temperatura e a exposição solar. É moderadamente adsorvido pelo solo, mas um de seus subprodutos (– 4-nitrofenol) não é bem adsorvido, constituindo-se, assim, em um potente poluidor de águas subterrâneas (SAMPAIO, 2005).

O Metamidofós é um pesticida (inseticida e acaricida) organofosforado muito utilizado no controle de insetos e pestes para a proteção de culturas (algodão, batata, feijão, soja, etc.), mas que apresenta vários riscos à saúde humana e aos animais devido à sua elevada toxicidade (classe I). Muitos estudos têm sido realizados no sentido de verificar e quantificar os efeitos e o mecanismo de ação do Metamidofós no meio ambiente (LIMA et al., 2003). Apresenta elevada solubilidade, baixo coeficiente de adsorção e persistência baixa no meio ambiente. Na Tabela 02 são apresentadas as propriedades dos pesticidas metil paration e do metamidofós. Na Figura 03 é mostrada as fórmulas estruturais do metil paration e do metamidofós.

TABELA 02 – Propriedades dos herbicidas metil paration e metamidofós.

Princípio ativo	Grupo químico	Utilização	S (mg/L)	K _{oc} (mL/g)	t _{1/2} - solo (dia)
Metil paration	organofosforado	Inseticida	60	5,1	5,0
Metamidofós	organofosforado	Inseticida	1,20E+06	8,0	21,0

Fonte: FERRACINI et al., 2001; PAN, 2006.

S – solubilidade em água; K_{oc} – coeficiente de sorção; t_{1/2} – tempo de meia-vida do pesticida no solo.

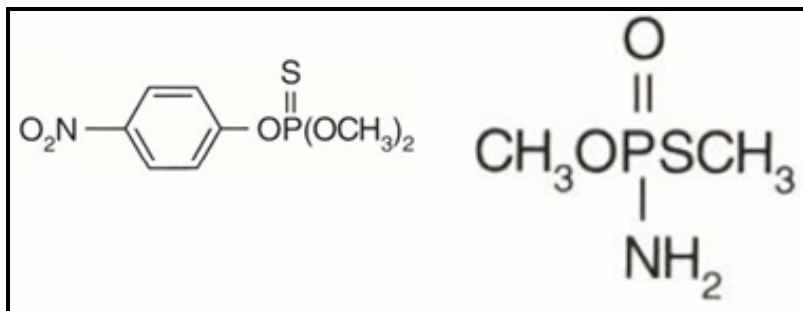


FIGURA 03 – Fórmulas estruturais do metil paration e do metamidofós.

Fonte: ANVISA, 2002.

As técnicas laboratoriais utilizadas para identificação e quantificação de pesticidas na água envolvem cromatografia líquida e gasosa. As pesquisas que investigam a contaminação das águas subterrâneas quanto à presença de pesticidas têm demonstrado que os pesticidas atrazina, simazina, metil paration e metamidofós têm sido detectados com frequência em várias regiões do mundo, e em concentrações que, na maioria das vezes, estão em desacordo com as legislações vigentes quanto ao uso da água para fins de abastecimento público.

Domagalski; Dubrovsky (1992), analisando pesticidas em amostras de água subterrânea proveniente de aquíferos localizados no Vale de São Joaquim, área central na Califórnia (EUA), detectaram a presença de treze pesticidas em amostras de águas subterrâneas, destacando-se: atrazina e simazina. Apesar destes pesticidas serem usados em todo o vale, sua incidência foi maior nas áreas consideradas mais vulneráveis (porção leste), devido aos tipos de sedimentos que compreendem os aquíferos, profundidade do lençol freático e aos padrões de aplicação dos pesticidas.

Koterba; Banks; Shedlock (1993) analisaram 36 tipos de pesticidas em amostras de água de 100 poços monitorados no período de 1988 a 1990, na Península de Delmarva, Estado da Virgínia (USA). Os resíduos comumente encontrados foram: atrazina, cianazina, simazina, alaclor, metolaclor e dicamba. As concentrações foram baixas, aproximadamente 3 µg/L. A maioria dos pesticidas detectados está correlacionada com o uso destes herbicidas, principalmente nas culturas de milho, feijão e soja. A maior parte destes compostos foi

encontrada em amostras de água coletadas em profundidades não superiores a 10 m. Poucas amostras de água coletadas em profundidades maiores do que 10 m apresentaram-se contaminadas.

Kolpin; Goolsby; Thurman (1995) iniciaram, em 1991, estudo de reconhecimento regional de pesticidas nas águas subterrâneas, em aquíferos porosos com profundidade de até 15 m, na região central dos EUA. 11 pesticidas e 2 metabolitos de triazina foram investigados em poços próximos às áreas produtoras de milho e soja. Segundo estes autores, em 28,4% dos 303 poços amostrados os compostos estavam acima de 0,05 µg/L para as amostras coletadas no ano de 1991. Esta mesma concentração foi encontrada em 29% dos 100 poços amostrados em 1992. A frequência de detecção de pesticidas aumentou de 29% para 46% para os treze compostos examinados quando foi usado outro método analítico mais sensível. Contudo, nenhuma concentração de pesticidas excedeu aos padrões atuais de água potável da Agência de Proteção Ambiental dos EUA.

Blanchard; Donald (1997) pesquisaram a contaminação de água subterrânea por pesticida em aquíferos livres em uma área localizada ao norte-central da Bacia do Missouri (EUA). Três campos cultivados e 25 poços foram monitorados. Taxas diferentes de atrazina e alaclor foram aplicadas nos lotes e a água dos poços foi amostrada trimestralmente, no período de 1991 a 1996. Atrazina e alaclor foram detectados em, respectivamente, 7,2% (concentração máxima de 0,12 µg/L) e 0,4% (concentração máxima de 0,14 µg/L). Os pesquisadores concluíram que a variabilidade dos fatores hidrológicos e as propriedades químicas dos pesticidas nos lotes estudados foram mais importantes do que a variação nas taxas dos herbicidas aplicadas.

Dorfler; Feicht; Scheunert (1977) investigaram a presença de herbicidas do grupo das triazinas em amostras de água subterrânea de aquíferos localizados em áreas agrícolas dos EUA e de alguns países europeus. As concentrações de atrazina detectadas nas águas subterrâneas dos EUA variaram entre 0,3 e 3,0 µg/L. Na Itália, na região de Lombardia, concentrações elevadas (acima de 1,0 µg/L) de atrazina foram detectadas em amostras de água subterrânea. Análises de amostras de águas subterrâneas provenientes de poços localizados em áreas de pomares na região de Valencia (Espanha), detectaram resíduos de s-triazina após período de grande precipitação. As concentrações alcançaram valores de 1,2; 1,8; e 6,3 µg/L para atrazina, terbutilazina e terbumeton, respectivamente. Nos Países Baixos, amostras de águas subterrâneas foram coletadas em solos que apresentam alta permeabilidade e baixa capacidade de adsorção. Concentrações de Atrazina de até 0,5 µg/L foram detectadas

em amostras de água subterrânea coletada em poços localizados em áreas com grande cultivo de milho. Em diferentes regiões da Alemanha vários herbicidas foram monitorados na água subterrânea: s-triazinas, deetilatrizona, simazina e terbutilazina. O nível máximo de atrazina nessas águas ficou em torno de 0,50 µg/L. Porém, foram observados picos de concentrações que variaram de 3,68 a 17,52 µg/L. Concentrações de simazina foram mais altas na região da Baviera com valores de até 0,75 µg/L. Terbutilazina foi detectado em quantidades muito baixas (0,01 a 0,05 µg/L).

Juracek; Thurman (1997) investigaram a vulnerabilidade à contaminação de aquífero livre na região central do sul de Kansas (EUA) através de análises de atrazina em amostras de água utilizando a técnica de cromatografia gasosa e de massa (GC/MS). Foram coletadas amostras a profundidades de 0 a 1,2 m (zona de raiz), 1,2 a 1,8 m, e 1,8 a 3,0 m durante dois períodos: anterior ao plantio da cultura e após a colheita. Em aproximadamente 75% das amostras, foram detectados resíduos de atrazina. Nas amostras coletadas em profundidades rasas, as concentrações de atrazina variaram de 0,5 a 12,0 µg/L. Em profundidades intermediárias (1,2 a 1,8 m) atrazina foi detectada em concentrações geralmente inferiores a 1,0 µg/L, o que sugere degradação significativa na zona de raiz. Em zonas mais profundas (1,8 a 3,0 m) as concentrações de atrazina ficaram na faixa do intervalo entre 0,02 a 0,33 µg/L.

Senseman; Lavy; Daniel (1997) realizaram monitoramento em águas subterrâneas no Estado de Arkansas (EUA) para investigar a contaminação devido a pesticidas. Uma variedade de pesticidas detectados nas amostras de água analisadas resultou do lixiviamento desses insumos aplicados em culturas desenvolvidas na região. Esta pesquisa iniciou-se em 1990, com duração de dois anos e foram analisadas amostras de água subterrânea em 16 localizações para avaliar a contaminação por pesticidas e nitrato. Em 11 municípios, foram coletadas amostras de água para serem analisadas por cromatografia gasosa com captura de elétrons e cromatografia líquida de alto desempenho, para 17 pesticidas comumente usados em Arkansas. A presença desses compostos foi confirmada através de cromatografia gasosa ou de massa. Em quatorze amostras, foram detectados atrazina, cianazina, metil paration, metolaclor, norflurazon, pendimetalin, propanil e trifluralin em oito localidades durante dois anos de monitoramento. Metil paration e trifluralin foram detectados duas e uma vez, respectivamente, em desacordo com os níveis determinados pela Agência de Saúde, que é de 2 µg/L. Os dados indicaram uma alta relação entre os pesticidas usados e os detectados nos locais amostrados. Em três poços foi detectada concentração de nitrato em torno de 10 mg/L.

De acordo com os resultados obtidos, a presença de pesticida nos poços foi mais influenciada pelos processos de lixiviação do que pelas características químicas dos compostos.

Martinez et al. (2000) investigaram o nível de contaminação por pesticidas nas bacias dos rios Guarena e Almar, situados nas províncias de Zamora e Salamanca (Espanha), aplicados em solos para práticas agrícolas. Um grupo de quinze herbicidas foi selecionado considerando a frequência de uso, quantidades aplicadas, toxidez e persistência no ambiente. O limite de detecção obtido foi de 0,004 a 0,025 µg/L ($\lambda=220$ nm). Os herbicidas encontrados na maioria das amostras de águas subterrâneas foram: alaclor e diflufenican. Apesar da baixa solubilidade, o pesticida diflufenican foi detectado nas águas subterrâneas, provavelmente, devido à sua meia-vida longa (105 a 210 dias). Entretanto, sua concentração (como nas águas superficiais) não ultrapassou 0,1 µg/L. O alaclor e fluazifop-butyl só foram encontrados uma vez nas amostras, significando a relação com o tipo de colheitas onde são mais usados. Clortoluron foi detectado com menor frequência em amostras de águas subterrâneas do que em águas superficiais (22% contra 72%). Com relação às triazinas, terbutrin não foi detectado em quaisquer das amostras de água subterrânea. Ao contrário da atrazina, que foi detectada em duas amostras devido à maior polaridade e solubilidade na água. Em geral, tanto nas amostras de águas superficiais quanto subterrâneas, os herbicidas clortoluron, diflufenican e fluazifop-butyl distribuíram-se de forma uniforme ao longo da zona estudada, de acordo com as culturas em que eram utilizados. Atrazina e terbutrin ocorreram em zonas muito localizadas. A contaminação do aquífero devido ao uso de pesticidas nas culturas desenvolvidas na área da pesquisa foi avaliada por um período de seis meses. Com exceção de terbutrin, todos foram detectados em amostras de água subterrânea. Os níveis de concentração variaram de 0,01 a 1,2 µg/L. Os valores mais elevados foram encontrados para clortoluron usado em cereais, que são as culturas mais comuns na região. Segundo os autores, o nível de variação na contaminação dos herbicidas pesquisados está relacionado ao intervalo de tempo de aplicação dos insumos nas culturas desenvolvidas na região, demonstrando que os níveis de contaminação são atenuados em função do decaimento dos referidos pesticidas.

Gomes; Spadotto; Lanchotte (2001) investigaram a ocorrência do herbicida tebuthiuron na água subterrânea da microbacia do Córrego Espreado na região de Ribeirão Preto-SP, Brasil. De acordo com os autores, o referido pesticida é aplicado na cultura de cana-de-açúcar e, devido às suas propriedades físicas e químicas, oferece risco de contaminação para a água subterrânea, principalmente quando aplicado em áreas de recarga direta de aquíferos, sendo consideradas como de alta vulnerabilidade. As coletas de água subterrânea e

análises do pesticida foram realizadas no período de 1995 a 1999. Os resultados mostraram que o herbicida analisado esteve presente em todas as amostras analisadas, embora em concentrações abaixo do nível crítico para padrão de potabilidade, conforme os limites mais restritivos estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde-OMS (para os pesticidas em uso é de 0,1 µg/L por pesticida e de 0,5 µg/L para pesticidas totais). Apesar das baixas concentrações detectadas, é fato que o tebutiuron está atingindo o aquífero podendo vir a aumentar sua concentração pela existência de condições ambientais favoráveis à preservação da molécula em profundidade tais como: baixa temperatura, baixa atividade biológica e ausência de luz.

Filizola et al. (2002) realizaram estudo de avaliação e monitoramento de pesticidas na água superficial e subterrânea (proveniente do aquífero Guarani) em função da grande quantidade de pesticidas que são lançados na região de Guaíra-SP, Brasil. Os pesticidas monitorados durante o período de dois anos e meio foram: trifluralina, endosulfan, lambda cialotrina, dicofol (4,4 diclorobenzofenona), captan, metil paration, clorotalonil e clorpirifós. Os resultados das análises indicaram a não contaminação da água subterrânea em razão, segundo os autores, das características dos latossolos que apresentam grande espessura e textura argilosa. Entretanto, foi detectada ocasionalmente, contaminação da água superficial por 4,4 diclorobenzofenona, captan, endosulfan e lambda cialotrina.

Tappe; Groeneweg; Jantsch (2002) analisaram os dados disponíveis de pesquisas realizadas em amostras de água subterrânea para verificar a contaminação por atrazina em aquíferos localizados na Alemanha. Em 1991, o uso do herbicida atrazina foi proibido nas atividades de agricultura na Alemanha tendo sido o herbicida mais aplicado nas culturas de milho e substituído pelo herbicida terbutylazine. Entre 1990 e 1995, aproximadamente, 13000 amostras de águas subterrâneas provenientes de vários pontos monitorados na Alemanha foram analisadas quanto à presença de atrazina. Dez anos depois da proibição de uso de atrazina na Alemanha, concentrações em torno de 0,1 µg/L ainda têm sido detectadas em várias amostras de águas subterrâneas. Há uma tendência à diminuição lenta nas concentrações de atrazina como também na frequência de detecção. Entretanto, concentrações crescentes são observadas em certos poços. Apesar da proibição, uma quantidade considerável deste herbicida parece ser aplicada ilegalmente. Amostras de solo coletadas em áreas agrícolas da Baviera (1999) indicaram que, aproximadamente, em 3% dos campos cultivados com milho era aplicado o herbicida atrazina. Em alguns Estados como Brandenburg, Saxônia e Thuringia foi detectada presença de atrazina em camadas mais profundas do solo, sugerindo que este fato está limitado a áreas consideradas muito suscetíveis à poluição. O estudo

concluiu que o transporte de atrazina até o domínio subterrâneo depende, principalmente, das propriedades do solo e dos fatores hidrogeológicos, podendo resultar em processo lento ou rápido de contaminação dos aquíferos. Restrições ao uso de pesticidas contribuem para o decréscimo dos níveis de contaminação, mesmo que sejam necessárias décadas para que os efeitos já instalados sejam sanados.

Cerejeira et al. (2003) investigaram o nível de contaminação das águas subterrâneas de aquíferos localizados nas áreas agricultáveis mais importantes em torno das bacias hidrológicas de Tejo-Sado (Portugal). Os pesticidas detectados foram: alaclor, atrazina, metolaclor, metribuzina e simazina, com concentrações máximas de 13,0 30,0 56,0; 1,4 e 0,4 µg/L, respectivamente. Os herbicidas freqüentemente detectados foram: atrazina (64%), simazina (45%) e alaclor (25%). Cerca de 416 amostras de água subterrânea foram analisadas, das quais 156 foram provenientes de poços utilizados para abastecimento público, e 260 para as atividades de irrigação, com profundidades que variam de 6 até 300 m. Os referidos compostos foram selecionados em função de sua grande aplicabilidade na área de pesquisa e pelo fato de apresentarem alta mobilidade na água e grande potencial de lixiviação. Os herbicidas monitorados nas águas subterrâneas foram detectados em concentrações variáveis para as diferentes áreas agrícolas investigadas.

Sousa et al. (2004) realizaram caracterização preliminar da presença de pesticidas em amostras de água subterrânea provenientes de poços tubulares, localizados em áreas cultivadas com algodão na região de Primavera do Leste – Mato Grosso. As análises dos defensivos foram realizadas com base nas técnicas de CG/EM e HPLC/DAD. Dentre os pesticidas analisados foram detectados: atrazina, metolacolor, carbofuram, metil paration, imidacloprido e diuron, com concentrações máximas de 0,07; 0,41; 1,08; 0,17; 3,41 e 2,00 µg/L, respectivamente.

Drevenkar et al. (2004) analisaram a presença dos herbicidas atrazina e simazina em amostras de água de mananciais subterrâneo e superficial, e em água utilizada para fins de abastecimento público. O monitoramento foi realizado no período de 1992 a 2001, nas zonas rural e urbana da cidade de Zagreb, Croácia. Atrazina foi detectada em 349 (81% das amostras) e simazina em 34 (8%) das 430 amostras de água analisadas. A concentração mais elevada de atrazina foi de até 8,28 mg/L. Do total de 107 amostras de água superficial, 111 de água subterrânea e 212 de água tratada, foi detectada atrazina em 103, 82 e 164, respectivamente. Em 29% das amostras de água para abastecimento, atrazina excedeu em 0,1 o valor máximo permissível para um único pesticida, de acordo com a legislação para abastecimento de água na Croácia. O material que constitui o aquífero na área pesquisada é

formado essencialmente por sedimentos de textura arenosa, siltosa e argilosa, com conteúdo de, aproximadamente, 15% de matéria orgânica, conferindo adsorção moderada aos herbicidas atrazina e simazina. As características hidrogeológicas do aquífero, somadas às propriedades físicas e químicas dos herbicidas pesquisados, conferem um potencial de poluição alto para as águas subterrâneas. Um dado importante foi a presença de atrazina em amostras de água provenientes da zona urbana, indicando que o processo de volatilização contribuiu para a transferência desse composto uma vez que, nestas áreas, os herbicidas não eram utilizados.

A cidade de Ribeirão Preto, Estado de São Paulo se destaca como importante região produtora de cana-de-açúcar, feijão, soja e milho. Para garantir a alta produtividade destes insumos, grande quantidade de pesticidas é aplicada nas áreas cultivadas. Esta região também constitui importante área de recarga do aquífero Guarani. Há mais de dez anos os pesticidas do grupo dos herbicidas, principalmente atrazina, simazina, ametryn, tebutiurum, diuron, 2,4-D, picloram, e hexazinone são utilizados nas culturas da região. Cerdeira et al. (2005) investigaram a presença dos referidos herbicidas em amostras de água subterrânea e superficial (coletadas no período de 1996 a 2003) na área de recarga do aquífero Guarani. As técnicas analíticas de cromatografia gasosa e espectrometria de massa (GC-MS) foram utilizadas para a detecção dos herbicidas e o modelo “Chemical Movement in Layered Soils” foi utilizado para avaliar a lixiviação dos herbicidas às camadas mais profundas do solo. O limite de detecção para os herbicidas foi de 0,02 a 2,00 µg/L. Os herbicidas diuron, atrazina, simazina e ametryn não foram detectados nas amostras de água subterrânea. Nas amostras de água superficial, coletadas no ano de 1997, o herbicida ametryn foi detectado em duas amostras de dois dos nove pontos amostrados, em concentrações de 0,17 e 0,23 µg/L. Essas concentrações estão acima do valor máximo permissível (0,1 µg/L) estabelecido pela legislação europeia. Os resultados das simulações realizadas pelo modelo CMLS-94, revelou que os herbicidas não atingem profundidades superiores a 40 m. O herbicida hexazinone foi o que atingiu maior profundidade (30 m). Em relação ao tipo de solo, as areias quartzosas se mostraram mais suscetíveis em favorecer a lixiviação dos herbicidas quando comparados aos latossolos eutróficos vermelho argiloso e latossolos distróficos vermelho. Em relação à previsão de contaminação calculada pelo modelo CMLS-94 os herbicidas atrazina e tebutiurum foram os que ocorreram em maiores quantidades, respectivamente, 1200 e 1400×10^{-4} kg/ha. É importante enfatizar que o modelo CMLS-94 não gera informações sobre o efeito sucessivo de reaplicações e acumulações dos herbicidas no solo. A pesquisa concluiu

que os resultados das simulações indicaram o risco potencial de contaminação da água subterrânea tornando necessário o monitoramento intensivo destas áreas.

Gaspar et al. (2005) avaliaram o risco ambiental de pesticidas aplicados no Município de Arari, Estado do Maranhão.. Este estudo serviu como base de um programa de controle ambiental do Rio Mearim. Para avaliar os impactos ocupacionais e ambientais, causados pelo uso intenso de pesticidas, foi aplicado questionário semi-estruturado e foram analisadas amostras de água provenientes do rio Mearim, principal fonte de abastecimento do município. Os resultados obtidos evidenciaram que 30% dos trabalhadores rurais são analfabetos, 68% não lêem os rótulos dos produtos, 12% sofreram intoxicação comprovada por agrotóxicos, 41,7% guardam as embalagens cheias dentro de suas próprias residências e 46% jogam as embalagens vazias nas roças. Cerca de 60% das amostras de água analisadas revelaram algum tipo de resíduo de agrotóxicos, incluindo resíduos de inseticidas organoclorados em concentrações bastante elevadas. Os compostos analisados foram selecionados em função da possibilidade de ocorrência de resíduos dos agrotóxicos, conforme informações prévias. Os herbicidas dos grupos das acetanilidas e os inseticidas inibidores de enzimas colinesterase (carbamatos e organofosforados) foram encontrados em maior quantidade, tanto nas águas superficiais quanto nas águas de profundidade. Esses dados estão de acordo com o histórico do uso de pesticidas na região, uma vez que grande parte dos resíduos é proveniente de inseticidas inibidores de colinesterases e de herbicidas do grupo das acetanilidas. Também inclui o herbicida paraquat, amplamente utilizado na região, encontrado em 60% das amostras de águas superficiais. Explicação plausível para esse fato é que o paraquat tem baixa mobilidade e a estrutura iônica das moléculas permite que seja facilmente adsorvido pelos componentes do solo. A presença de resíduos de inseticidas organoclorados em cerca de 20% das amostras de águas analisadas causa grande preocupação. Embora o método de detecção empregado não identifique os princípios ativos, a presença desses compostos evidencia necessidade urgente de controle da aplicação desses produtos. O aparecimento de resíduos de organoclorados pode indicar o uso de produtos como, por exemplo, Aldrin e Dieldrin para o controle de pragas, principalmente cupins. Embora tenha gerado certo ganho econômico, tanto para os grandes quanto para os pequenos agricultores, o uso de agrotóxicos tem deixado rastros danosos de contaminação no ambiente e na população. A presença de resíduos de inseticidas inibidores de acetilcolinesterase em valores bem acima dos limites internacionais (0,1 µg/L para pesticidas individuais e 0,5 µg/L para pesticidas totais) merece consideração e futuros estudos. Vários sintomas de intoxicação relatados pelos trabalhadores rurais da região (tremores de membros superiores e inferiores, irritabilidade,

náuseas, distúrbios neurais etc.), muito semelhantes aos apresentados pelos indivíduos que sofrem do mal de Parkinson, são típicos de intoxicações crônicas com inseticidas carbamatos e organofosforados. Pode-se afirmar, de acordo com os resultados apresentados nesse estudo, que a qualidade do Rio Mearim está comprometida pelo intenso uso de pesticidas. A própria presença de resíduos de produtos proibidos em algumas amostras de água indica elevado nível de desinformação. Embora não confirmados pelos métodos convencionais de análise (métodos cromatográficos), esses resultados podem servir de alerta. Os resultados evidenciaram ausência de políticas públicas visando à melhoria do nível de informação entre os agricultores.

3.2 Índices de Vulnerabilidade de Aquíferos

Prevenir a contaminação das águas subterrâneas constitui fator importante no gerenciamento efetivo destes recursos hídricos. A falta de dados e a variação espacial e litológica dos aquíferos dificultam o monitoramento da água subterrânea, tornando as atividades de remediação caras e freqüentemente não práticas (LNEC, 2002).

O conceito de vulnerabilidade da água subterrânea foi introduzido inicialmente na França no final dos anos sessenta no sentido de gerar uma conscientização da contaminação da água subterrânea (VRBA; ZOPOROZEC 1994, apud BABIKER et al., 2005). A contaminação pode ser definida como a possibilidade de percolação e difusão de contaminantes a partir da superfície do solo até o aquífero. A vulnerabilidade normalmente é considerada como uma propriedade intrínseca do aquífero que depende de sua sensibilidade em relação aos impactos naturais ou antropogênicos. A vulnerabilidade integrada, por outro lado, combina a vulnerabilidade intrínseca com o risco da água subterrânea exposta ao carreamento de contaminantes provenientes de fontes difusas de poluição.

A avaliação da vulnerabilidade foi reconhecida pela sua habilidade em delinear áreas que são mais prováveis que outras de serem contaminadas como resultado das atividades antropogênicas desenvolvidas na superfície do solo (BABIKER, et al., 2005). Uma vez identificadas, estas áreas podem ser alvo de monitoramento intensivo no que se refere ao uso do solo e na prevenção da contaminação dos recursos subterrâneos subjacentes.

De acordo com as conclusões e recomendações da Conferência Internacional sobre “Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants” realizada nos Países Baixos, no ano de 1987, a vulnerabilidade à poluição das águas subterrâneas pode ser definida como a sensibilidade da qualidade das águas subterrâneas a uma carga poluente, função apenas das

características intrínsecas do aquífero (PARALTA; FRANCÉS; SARMENTO, 2003). Com base nesta definição, o conceito de vulnerabilidade diferencia-se do risco de poluição. Este depende não só da vulnerabilidade do aquífero, mas também da existência de cargas poluentes significativas que possam contaminar a água subterrânea (LNEC, 2002). Deste modo, é possível existir um aquífero com um alto índice de vulnerabilidade, mas sem risco de poluição, caso não haja carga poluente, ou de haver risco de poluição excepcional apesar de o índice de vulnerabilidade ser baixo. É importante precisar a diferença entre vulnerabilidade e risco de poluição. O risco é causado não apenas pelas características intrínsecas do aquífero, mas também pela existência de atividades poluentes, fator dinâmico que, a princípio, pode ser controlado.

Outro aspecto a ser considerado é o fato de que a vulnerabilidade de um aquífero depende também do tipo de poluente. Por exemplo, a qualidade da água subterrânea pode ser muito vulnerável a uma carga de pesticidas/nitrato originadas por práticas agrícolas incorretas e, no entanto, ser pouco vulnerável a cargas patogênicas, devido à mortalidade natural dos agentes patogênicos. Tendo em consideração essa realidade, é cientificamente preferível avaliar a vulnerabilidade em relação a fatores específicos de poluição, como pesticidas, nutrientes, materiais de origem orgânica, metais pesados, entre outros (LEITÃO et al., 2003).

Reconhecendo que o mapeamento específico de vulnerabilidade é do ponto de vista científico mais consistente, verifica-se, no entanto que, em geral, o número de dados disponíveis não é suficiente para a elaboração do mapeamento específico. Tornou-se assim necessário optar por conceitos mais adequados à utilização dos dados (em geral) disponíveis. Foram propostos vários sistemas de avaliação e de mapeamento de vulnerabilidade. Alguns desses sistemas incluem *índices de vulnerabilidade* formados por parâmetros hidrogeológicos, morfológicos e outras formas de parametrização das características do meio, de um modo bem definido. A seguir apresentam-se, de forma sucinta, alguns índices de vulnerabilidade que podem ser utilizados.

Método EPPNA

Proposto pela Equipe de Projeto do Plano Nacional de Água (1998), este método atribui uma classe de vulnerabilidade como função das características litológicas e hidrogeológicas de uma área de acordo com o Quadro 01 (EPPNA, 1998 apud PARALTA, FRANCÉS, RIBEIRO, 2005).

QUADRO 01 – Classes de vulnerabilidade do método EPPNA.

Classes	Vulnerabilidade
V1 - Aquíferos em rochas carbonatadas de elevada calcificação	Alta
V2 - Aquíferos em rochas carbonatadas de calcificação média a alta	Média a alta
V3 - Aquíferos em sedimentos não consolidados com ligação hidráulica com a água superficial	Alta
V4 - Aquíferos em sedimentos não consolidados sem ligação hidráulica com a água superficial	Média
V5 - Aquíferos em rochas carbonatadas	Média a baixa
V6 - Aquíferos em rochas fissuradas	Baixa e variável
V7 - Aquíferos em sedimentos consolidados	Baixa
V8 - Inexistência de aquíferos	Muito baixa

Fonte: EPPNA, 1998 apud Paralta, Frances, Ribeiro, 2005.

Índice GOD

O índice GOD foi proposto por FOSTER (1987). Baseia-se nos fatores: (1) G - ocorrência de águas subterrâneas, ou seja, se o aquífero é livre, semiconfinado e confinado; (2) O – classe de aquífero em termos de grau de consolidação e litologia; (3) D - profundidade ao topo do aquífero. A cada fator é atribuído um índice e o índice final calcula-se multiplicando esses três índices. O índice máximo é 1,0 representando a vulnerabilidade máxima. O valor mínimo é 0,016 se existe um aquífero ou 0 se não existe aquífero. De acordo com o valor do índice GOD, o Quadro 02 mostra a relação entre o índice e a classe de vulnerabilidade. (FOSTER, 1987 apud LOBO-FERREIRA, 1998).

QUADRO 02 – Classes de vulnerabilidade do índice GOD.

Índice GOD	Vulnerabilidade
0,7 - 1,0	Extrema
0,5 - 0,7	Alta
0,3 - 0,5	Baixa
0,0 - 0,1	Desprezível

Fonte: Foster, 1987 apud Lobo-Ferreira, J. P. C., 1998.

Índice AVI

O método do índice AVI (Índice de Vulnerabilidade do Aquífero) foi desenvolvido pelo National Hydrology Research Institute (NHRI), no Canadá (VAN STEMPVOORT et al., 1992 apud LEITÃO et al., 2003). O método AVI baseia-se em dois parâmetros físicos: (1) di - espessura de cada camada sedimentar acima da zona saturada mais próxima da superfície; (2) Ki - condutividade hidráulica estimada de cada uma destas

camadas. Baseado nestes parâmetros calcula-se a resistência hidráulica (c), como $c = \Sigma (d_i / K_i)$. A relação entre a vulnerabilidade e c é apresentada no Quadro 03.

QUADRO 03 – Classes de vulnerabilidade do índice AVI.

Resistência Hidráulica (ano)	Vulnerabilidade
0 – 10	Extremamente alta
10 – 100	Alta
100 – 1000	Moderada
1000 – 10000	Baixa
> 10000	Extremamente baixa

Fonte: Van Stempvoort et al., 1992 apud Leitão et al., 2003.

Índice SINTACS

O método SINTACS foi proposto por CIVITA (1994). O desenvolvimento deste método baseou-se no método DRASTIC, utilizando os mesmos parâmetros: (1) S – Profundidade do nível freático, (2) I – Recarga, (3) N – Impacto da zona vadosa, (4) T – Tipo de cobertura do solo, (5) A – Litologia do aquífero, (6) C – Condutividade hidráulica do aquífero, (7) S – Declive. O SINTACS atribui a cada parâmetro um índice de 1 a 10. O resultado final é um cálculo do índice de vulnerabilidade que resulta do somatório dos sete índices, cada um multiplicado por um peso respectivo. A relação entre a classe de vulnerabilidade e o índice SINTACS é apresentada no Quadro 04 (CIVITA, 1995 apud LEITÃO et al, 2003).

QUADRO 04 – Classes de vulnerabilidade do índice SINTACS.

SINTACS	Vulnerabilidade
I > 210	Muito alta
186 < I < 210	Alta
140 < I < 186	Moderadamente alta
105 < I < 140	Média
80 < I < 105	Baixa

Fonte: Civita, 1995 apud Leitão et al, 2003.

Índice SI

O índice de susceptibilidade (SI) foi desenvolvido pelo projeto Estudo dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Alentejo - ERHSA com o propósito de caracterizar a vulnerabilidade das águas subterrâneas à poluição agrícola. O SI é calculado a partir da soma ponderada de 5 parâmetros: (1) D – profundidade ao topo do aquífero, (2) R – recarga anual,

(3) A – litologia do aquífero, (4) T – topografia, e (5) LU – ocupação do solo. A cada parâmetro é atribuído um índice que é multiplicado por um peso. O índice varia entre 0 e 100. No Quadro 05 é apresentada a relação entre o índice e a classe de vulnerabilidade (RIBEIRO, 2001 apud PARALTA, FRANCÉS, SARMENTO, 2003).

QUADRO 05 – Classes de vulnerabilidade do índice SI.

SI	Vulnerabilidade
85 – 100	Muito alta
65 – 85	Alta
45 – 65	Intermediária
0 – 45	Baixa

Fonte: Ribeiro, 2001 apud Paralta, Frances, Sarmento, 2003.

3.3 Índices DRASTIC e DRASTIC Pesticida

O índice DRASTIC constitui-se num modelo qualitativo para avaliar a vulnerabilidade natural das águas subterrâneas a cargas poluentes empregando variáveis hidrogeológicas. De acordo com Aller et al. (1987), o índice DRASTIC foi desenvolvido a partir dos seguintes pressupostos:

- o contaminante é introduzido à superfície do terreno;
- o contaminante é transportado verticalmente ao aquífero pela água de infiltração;
- o contaminante tem a mobilidade da água;
- a área mínima avaliada pelo DRASTIC é de 0,4 km².

De acordo com ALLER *et al.* (1987) o índice DRASTIC corresponde à soma ponderada de sete valores que correspondem aos seguintes sete parâmetros ou indicadores hidrogeológicos:

- D – Profundidade do nível estático (Depth to groundwater);
- R – Taxa de recarga (Recharge rate);
- A – Material do aquífero (Aquifer media)
- S – Tipo de solo (Soil media);
- T – Topografia (Topography);
- I – Impacto da Zona Vadosa (Impact of the vadose zone);
- C – Condutividade Hidráulica do Aquífero (Hydraulic conductivity).

A vulnerabilidade surge assim como um conceito que permite integrar vários parâmetros caracterizadores do meio subterrâneo e da sua especificidade. Cada um dos sete

parâmetros DRASTIC foi dividido quer em escalas quer em tipos de meio significativos que condicionam o potencial de poluição. A cada uma das divisões atribuiu-se um índice de avaliação mínimo (um) e máximo (dez) cujo valor se relaciona diretamente com o potencial de poluição. O índice de vulnerabilidade DRASTIC obtém-se através da seguinte expressão:

$$\text{Índice DRASTIC} = D_p \times D_i + R_p \times R_i + A_p \times A_i + S_p \times S_i + T_p \times T_i + I_p \times I_i + C_p \times C_i \quad (1)$$

em que:

D_i ; R_i ; A_i ; S_i ; T_i ; I_i ; C_i = índice de avaliação atribuído ao parâmetro em questão;

D_p ; R_p ; A_p ; S_p ; T_p ; I_p ; C_p = peso correspondente ao parâmetro em questão.

O peso (fixo) de cada parâmetro, que varia de 1 a 5, reflete sua importância relativa na quantificação da vulnerabilidade. O Quadro 06 mostra o peso referente a cada parâmetro do índice DRASTIC.

QUADRO 06 – Peso relativo de cada parâmetro do índice DRASTIC.

Parâmetro	D	R	A	S	T	I	C
Peso	5	4	3	2	1	5	3

Fonte: Aller et al., 1987.

O índice final de vulnerabilidade pode atingir um valor mínimo de 23 e o valor máximo de 226. Valores dessa ordem são raros, situando-se normalmente entre 50 e 200. O Quadro 07 mostra os valores de vulnerabilidade ao índice DRASTIC e seus respectivos intervalos.

QUADRO 07 – Intervalos de valores de vulnerabilidade e a classificação correspondente.

Intervalo de valores	Classificação da vulnerabilidade
< 100	Vulnerabilidade insignificante
101 - 119	Vulnerabilidade muito baixa
120 - 139	Vulnerabilidade baixa
140 - 159	Vulnerabilidade moderada
160 - 179	Vulnerabilidade alta
180 - 199	Vulnerabilidade muito alta
> 200	Vulnerabilidade extrema

Fonte: Aller et al., 1987.

O índice DRASTIC oferece uma versão adaptada para uso agrícola. O método *DRASTIC pesticida* baseia-se nos mesmos critérios adotados para o índice DRASTIC tendo

sido modificado os fatores de ponderação (pesos) atribuídos aos parâmetros: solo, topografia, impacto da zona de vadosa e condutividade hidráulica como função dos processos de atenuação dos pesticidas nos solos e na zona de vadosa como é mostrada no Quadro 08 (BANTON; VILLENEUVE, 1988).

QUADRO 08 – Peso relativo de cada parâmetro do índice DRASTIC Pesticida.

Parâmetro	D	R	A	S	T	I	C
Peso	5	4	3	5	3	4	2

Fonte: Aller et al., 1987.

3.3.1 Descrição dos Parâmetros DRASTIC

D – (Profundidade do nível estático): define a distância vertical que um contaminante tem que atravessar para atingir o aquífero. Quanto maior a profundidade, menor a probabilidade de o contaminante chegar ao aquífero. Num aquífero livre, a profundidade é a distância ao nível freático. No caso de aquífero confinado, a profundidade é a distância ao topo do aquífero. Em aquífero semi-confinado deve-se optar entre a distância ao nível freático ou ao topo do aquífero (LNCE, 2002). De acordo com Aller et al. (1987), consideram-se os seguintes intervalos de profundidade do nível estático e respectivos índices (Quadro 09).

QUADRO 09 – Intervalos de profundidade e valores de avaliação.

Profundidade do topo do aquífero (m)	Índice de avaliação
< 1,5	10
1,5 - 4,6	9
4,6 - 9,1	7
9,1 - 15,2	5
15,2 - 22,9	3
22,9 - 30,5	2
> 30	1

Fonte: Aller et al., 1987.

R – (Recarga do aquífero): representa a quantidade de água que chega anualmente ao aquífero através da precipitação. A recarga condiciona o transporte de um poluente na zona não saturada e a disponibilidade de água para os processos de dispersão e diluição tanto na zona vadosa como na zona saturada. Considera-se que uma recarga elevada aumenta a lixiviação dos contaminantes para o aquífero. Entretanto, um volume alto de recarga contribui na diminuição do potencial de poluição favorecendo a diluição das substâncias poluentes. No

Quadro 10 têm-se os intervalos de recarga e os respectivos valores de avaliação (Aller et al., 1987).

QUADRO 10 – Intervalos de recarga e valores de avaliação.

Recarga do aquífero (mm/ano)	Índice de avaliação
< 51	1
51 - 102	3
102 - 178	6
178 - 254	8
> 254	9

Fonte: Aller et al., 1987.

A – (Material do aquífero): determina a mobilidade do contaminante, ou seja, a capacidade do aquífero em atenuar os efeitos dos poluentes. Além disso, o material do aquífero condiciona o fluxo de água subterrânea que, em conjunto com a condutividade hidráulica e do gradiente hidráulico, determinam o tempo disponível para a ocorrência dos processos de atenuação. O Quadro 11, de acordo com Aller et al. (1987), lista os materiais do aquífero face à importância para atenuação do potencial de poluição. Cada material tem um intervalo de valores, apresentando-se entre parênteses o valor de avaliação típico a atribuir. A escolha deste valor deve se basear em informação específica sobre o material do aquífero. Se esta informação não existir, deve-se utilizar o índice típico.

QUADRO 11 – Tipos de material do aquífero e índices de avaliação.

Material do aquífero	Índice
Xisto argiloso; argilito.	1-3 (2)
Rochas metamórfica e ígnea	2-5 (3)
Rochas metamórfica e ígnea alteradas	3-5 (4)
Arenito, calcário e argilito estratificado	5-9 (6)
Arenito maciço	4-9 (6)
Calcário maciço	4-9 (6)
Areia e cascalho	4-9 (8)
Basalto	2-10 (9)
Calcário calcificado	9-10 (10)

Fonte: Aller et al., 1987.

S – (Tipo de solo): refere-se ao material da zona alterada da superfície terrestre, com uma espessura normalmente inferior a 2 m. O tipo de solo tem um significado impactante na quantidade de recarga, mas é, sobretudo pelo seu potencial atenuador da poluição que é considerado no índice DRASTIC. Espessura, textura e teor de matéria orgânica são algumas

propriedades do solo que condicionam o potencial de poluição. Em função dessas propriedades, Aller et al. (1987) definiram 11 tipos diferentes de solos aos quais atribuíram valores de avaliação entre 1 e 10 (Quadro 12).

QUADRO 12 – Tipos de solos e índices da avaliação.

Tipo de solo	Índice
Fino ou ausente	10
Cascalho	10
Areia	9
Turfa	8
Argila agregada ou expansível	7
Franco arenoso	6
Franco	5
Franco siltoso	4
Franco argiloso	3
"Muck"	2
Argila não agregada e não expansível	1

Fonte: Aller et al., 1987.

T – (Topografia): define a declividade do terreno em termos percentuais. Este parâmetro condiciona a probabilidade de um poluente escoar superficialmente ou de permanecer à superfície durante o tempo suficiente para se infiltrar. O aumento na declividade do terreno diminui a possibilidade de infiltração do contaminante junto com a água escoada, evitando a sua infiltração e a lixiviação para o aquífero. Aller et al. (1987) definiram para este parâmetro as classes de declividade e os respectivos índices de avaliação, conforme descrito no Quadro 13.

QUADRO 13 – Classes de declividade do terreno e valores de atribuição.

Topografia (%)	Índice
< 2	10
2-6	9
6-12	5
12-18	3
> 18	1

Fonte: Aller et al., 1987.

I – (Impacto da zona vadosa): corresponde à zona não saturada, normalmente constituída litologicamente pelo mesmo material do aquífero em se tratando de aquíferos livres. Nos casos de aquíferos semi-confinados ou confinados, é formada pelo material rochoso que aflora em sub-superfície. O tipo de material que domina nesta zona minimiza o

potencial de poluição em função do tempo de contato com o contaminante, favorecendo a ocorrência de diversos processos como: biodegradação, filtração mecânica, reações químicas, volatilização e dispersão. O Quadro 14 mostra, de acordo com Aller et al. (1987), os tipos de materiais da zona vadosa que possuem importância nos processos de atenuação do potencial de poluição dos contaminantes. Os critérios de escolha com relação ao intervalo de valores referentes a cada material da zona vadosa e aquele que deve ser atribuído se baseia nas mesmas condições adotadas para o parâmetro Material do Aquífero (A) descrito anteriormente.

QUADRO 14 – tipos de materiais da zona de vadosa e índices de avaliação.

Impacto da zona vadosa	Índice
Camada confinante	0
Argila/Silte	2-6 (3)
Xisto argiloso, argilito	2-5 (3)
Calcário	2-7 (6)
Arenito	4-8 (6)
Arenito, calcário e argilito estratificado	4-8 (6)
Areia e cascalho com percentagem significativa de silte e argila	4-8 (6)
Rochas metamórficas e ígneas	2-8 (4)
Areia e cascalho	6-9 (8)
Basalto	2-10 (9)
Calcário calcificado	8-10(10)

Fonte: Aller et al., 1987.

C – (Condutividade Hidráulica): refere-se à capacidade do aquífero em transmitir água que, em conjunto com o gradiente hidráulico, controla o fluxo de água subterrânea. A condutividade hidráulica depende da quantidade e conectividade dos espaços vazios dentro do aquífero, que podem ser poros, fraturas, cavidades ou planos estratificados. De acordo com Aller et al. (1987), como mostrado no Quadro 15, seis intervalos foram definidos com seus respectivos valores de avaliação de acordo com o grau de importância em decorrência dos processos de atenuação do potencial de poluição.

QUADRO 15 – Intervalos de condutividade e seus respectivos valores de atribuição.

Condutividade hidráulica do aquífero (m/d)	Índice
< 4,1	1
4,1-12,2	2
12,2-28,5	4
28,5-40,7	6
40,7-81,5	8
> 81,5	10

Fonte: Aller et al., 1987.

Uma das limitações do índice DRASTIC diz respeito ao elevado número de parâmetros considerados no cálculo da vulnerabilidade e na construção dos mapas de vulnerabilidade de uma determinada área. Na maioria das vezes, as informações não estão disponíveis, tornando o processo de obtenção dos dados dispendioso com resultados à longo prazo.

Outra limitação, diz respeito à ausência de informações das atividades de uso e ocupação do solo como um parâmetro indicador da vulnerabilidade à contaminação da água subterrânea. Considerando que, dependendo do tipo de atividade e de sua intensidade o potencial de contaminação da água subterrânea pode vir a ser aumentado.

Apesar dessas limitações, o Índice DRASTIC tem sido aplicado em várias regiões do mundo como uma ferramenta importante para avaliar a vulnerabilidade da água subterrânea em decorrência de fontes pontuais e difusas de contaminantes.

Secunda; Collin, Melloul (1998) avaliaram a vulnerabilidade dos recursos subterrâneos localizados na região de Sharon (Israel) aplicando os índices DRASTIC e DRASTIC combinado. No índice combinado, o parâmetro uso do solo foi introduzido com o objetivo de avaliar e correlacionar a vulnerabilidade intrínseca com a vulnerabilidade combinada em relação à qualidade da água subterrânea com base nas atividades de agricultura desenvolvidas no solo por longos períodos. Outra fase da pesquisa envolveu a aplicação do índice combinado em uma área litorânea específica da região de Sharon. O mapa de vulnerabilidade relativo à poluição na área de estudo indicado pelo índice DRASTIC gerou valores mais elevados (acima de 150) próximo à costa (direção sul-leste) influenciada, principalmente, pela baixa profundidade do lençol freático, alto coeficiente de recarga e solos arenosos. Na extremidade sul-leste da região de estudo, os valores altos para o índice DRASTIC foram devidos, principalmente, ao calcário cárstico do aquífero e pelo material da zona de vadosa. O mapa de vulnerabilidade relativo ao parâmetro uso do solo por atividades agrícolas gerou valores mais altos próximos às áreas mais agricultáveis. A correlação entre os mapas de vulnerabilidade DRASTIC e DRASTIC combinado evidenciou que neste último, a vulnerabilidade foi maior nas áreas de intensa atividade agrícola e de intensa urbanização e industrialização.

Leite; Möbus (1998) estimaram a vulnerabilidade natural dos aquíferos porosos da região norte da Bacia Hidrográfica do Rio Mundaú, no litoral oeste do Estado do Ceará empregando metodologia baseada no índice DRASTIC. Neste estudo, o índice DRASTIC foi modificado em função dos conhecimentos de campo. O parâmetro cobertura vegetal foi computado para o cálculo do índice DRASTIC modificado e os parâmetros recarga,

condutividade hidráulica e tipo de solo foram desconsiderados em função da área apresentar regime pluviométrico homogêneo em virtude da pequena dimensão, os solos presentes não apresentarem características que provocassem variações com relação às cargas inferidas pelo método, os dados de condutividade hidráulica do aquífero apresentarem-se de forma muito localizada e portanto não ser prudente a sua generalização para toda a área. O mapa de vulnerabilidade foi gerado através do programa IDRISI. Os valores do índice DRASTIC apresentaram valores num intervalo de 37 a 146 não sendo obtido valores que caracterizassem áreas totalmente protegidas (< 35). Isto é coerente dada a característica do meio (sedimentar) e dos níveis d'água subterrânea (sempre inferiores a 15 m). O mapa de vulnerabilidade indicou a zona de mangue como pouco vulnerável dado às características intrínsecas do terreno. Na porção intermediária dessa zona o índice DRASTIC sofreu aumento, indicando uma zona vulnerável. Isto se deveu principalmente à altura do nível d'água subterrânea. Na área de ocorrência das rochas do Grupo Barreiras, a classificação predominante foi de alta vulnerabilidade devido ao predomínio da fração arenosa, o que confere um meio propício à circulação das águas no seu meio e, também da carga contaminante a ela por ventura associada. Nas áreas onde foram detectadas manchas de solo com plintita a vulnerabilidade vê-se atenuada pelo efeito selante desse elemento. Entretanto, quando o nível d'água subterrânea encontra-se muito próximo da superfície (< 10 m) tem-se área de alto risco. Como era de se esperar, a zona mais vulnerável, considerada como área de proteção obrigatória dos recursos hídricos subterrâneos para sua preservação, é onde ocorrem os sedimentos quaternários/recente das dunas (região litorânea).

Kim; Hamm (1999) investigaram o potencial de contaminação da água subterrânea na cidade de Cheongju localizada na Coreia do Sul, aplicando o índice DRASTIC associado às ferramentas de Sistema de Informação Geográfica (SIG). De acordo com os autores a expansão do setor industrial, o crescimento da população e o aumento do uso de fertilizantes e pesticidas nos campos agricultáveis constituem fontes potenciais de poluição para o aquífero da região pesquisada. A faixa de vulnerabilidade, calculada pelo índice DRASTIC em ambiente de SIG na área de estudo, resultou o intervalo de valores entre 45 a 123 o qual foi agrupado em cinco classes refletindo os níveis de vulnerabilidade do potencial de poluição da água subterrânea. O mapa de vulnerabilidade indicou que as áreas em torno dos Rios Miho e Musim apresentaram índice de vulnerabilidade alto devido ao nível do lençol freático ser raso, a alta taxa de recarga e valores de condutividade hidráulica elevados em função da litologia do aquífero ser constituído por sedimentos de granulometria arenosa e siltosa. Na porção meridional da área investigada, os valores de vulnerabilidade foram baixos

devido ao nível do lençol freático ser maior, da baixa condutividade hidráulica uma vez que, o aquífero é constituído por rochas com matriz de baixa porosidade e permeabilidade e pela topografia acidentada do terreno. O estudo permitiu concluir que o índice DRASTIC constitui uma ferramenta útil para identificar áreas vulneráveis à poluição, embora não pondere as características individuais dos contaminantes. De acordo com as conclusões da pesquisa, o mapa de vulnerabilidade gerado pelo índice DRASTIC auxilia no planejamento daquelas áreas com alto potencial de contaminação subsidiando as políticas de proteção e gestão dos recursos hídricos subterrâneos de uma determinada região, garantindo, desta forma, o acesso e o desenvolvimento econômico das gerações futuras que venham a utilizar esses recursos. Além do que, o índice DRASTIC pode gerar dados importantes para serem utilizados na implementação de uma rede de monitoramento e proteção dos recursos subterrâneos que podem estar ameaçados por fontes de contaminantes diversos.

Fritch; Mcknight; Yelderman (2000) investigaram a vulnerabilidade da água subterrânea do aquífero Paluxy localizado na região norte-central do Texas (USA) constituído, principalmente, por rochas cársticas de idade Cretácea, aplicando os índices DRASTIC e DRASTIC modificado em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG). A água subterrânea do referido aquífero é explotada para usos domésticos e agrícolas. O índice DRASTIC foi modificado para duas variáveis: taxa de recarga e impacto da zona vadosa. A recarga é um parâmetro importante no processo de contaminação das águas subterrâneas, visto que a quantidade de uma carga poluente que pode atingir o aquífero tem relação direta com o volume de água que infiltra. Este parâmetro foi estimado a partir de dados coletados em campo evitando-se adotar valores regionais que, normalmente, são bastante diferentes de uma região para outra. Para o parâmetro impacto da zona de vadosa foram adotados valores de avaliação diferentes daqueles propostos pelo modelo DRASTIC em função de se dispor de análise mais detalhada do material que constitui a zona não saturada da área de estudo. Ou seja, classificando e atribuindo valores de avaliação de acordo com as especificidades desta região contrários a classificações anteriores que, consideravam o material da zona de vadosa semelhante ao material do aquífero. As mudanças destes parâmetros, para essa pesquisa, mostraram que os valores de vulnerabilidades foram mais precisos e condizentes com as características hidrogeológicas do aquífero estudado. O índice DRASTIC modificado calculou a vulnerabilidade do aquífero que foi agrupada em 4 classes (baixa, moderada, alta e muito alta) que representou o potencial de poluição da água subterrânea. Em termos de área foi calculado que 47%, 26%, 22% e 5% foram definidas quanto ao potencial de poluição em, respectivamente, baixa, moderada, alta e muito alta.

Quando aplicou o índice DRASTIC sem considerar as mudanças dos parâmetros recarga e impacto da zona de vadosa, foram obtidas as seguintes classes de vulnerabilidade: 71% da área foi classificada como tendo baixo potencial à poluição, 13% da área como potencial de poluição moderado, 11% da área classificada como potencial de poluição alto e 5% da área foi classificada como tendo potencial de poluição muito alto. Os resultados permitiram concluir que a precisão dos dados dos parâmetros considerados pelo modelo DRASTIC avalia o potencial de poluição de uma região de maneira mais precisa e gera informações úteis que podem ser aplicadas na proteção dos recursos subterrâneos pelas agências governamentais. Desta forma, o mapa de vulnerabilidade DRASTIC pode ser utilizado para orientar no planejamento e proteção de áreas apontadas como vulneráveis à contaminação a curto, médio e longo prazos, possibilitando a adoção de medidas preventivas.

Paralta; Francés (2000) caracterizaram as potencialidades do aquífero gabrodiorítico de Serpa-Brinches e avaliaram a qualidade da água para abastecimento público e uso agrícola com base em análise química da água e no mapeamento da vulnerabilidade à poluição deste aquífero. Os resultados indicaram uma situação de contaminação persistente por nitrato de origem agrícola. Os dados geológicos, climáticos e de uso e ocupação do solo, quando comparados com o mapa de vulnerabilidade gerado pelo método DRASTIC, forneceram diagnóstico importante para subsidiar as políticas de gestão dos recursos subterrâneos da área estudada.

A utilização de esgotos não tratados nos processos de irrigação é praticada em várias cidades do Marrocos sem levar em consideração os problemas sanitários e ambientais decorrentes dessas atividades. Diversas instituições do governo marroquino vêm sendo alertadas da necessidade de tratamento desses efluentes antes de serem utilizados nas atividades de agricultura. Trabalhos em escala de laboratório vêm sendo desenvolvidos empregando tecnologias de tratamento de esgotos domésticos no sentido de minimizar a carga de poluentes contida nesses efluentes. Entretanto, o nível de nitrogênio detectado nas culturas desenvolvidas nestas regiões excede os limites definidos na legislação podendo comprometer a saúde da população como também, contaminar os recursos subterrâneos. Ouazzani et al. (2000) utilizaram o modelo DRASTIC que gerou o mapa de vulnerabilidade das águas subterrâneas de uma área de planície em torno da cidade de Marrakech – Marrocos. O mapa indicou que as áreas classificadas como de baixa vulnerabilidade poderiam ser irrigadas com os efluentes tratados sem que houvesse contaminação do aquífero por nitrogênio. A zona classificada como de vulnerabilidade moderada que corresponde a, aproximadamente, 50% da área da planície poderia ser irrigada com o esgoto tratado, mas um programa cuidadoso de

irrigação é necessário no sentido de evitar contaminação da água subterrânea por compostos nitrogenados. A terceira zona, classificada em vulnerabilidade alta, deveria ser protegida e não ser irrigada mesmo que o esgoto fosse tratado. O estudo concluiu que, a identificação de zonas de vulnerabilidades produzidas pelo mapa de vulnerabilidade DRASTIC constituiu ferramenta útil que auxiliou nos projetos de prevenção, proteção e recuperação de áreas degradadas ou aquelas consideradas suscetíveis a contaminação dos recursos subterrâneos.

Al-Zabet (2002) aplicou os índices DRASTIC e DRASTIC pesticida para avaliar a vulnerabilidade do aquífero livre localizado na parte oriental do distrito de Abu Dhabi, nos Emirados árabes. A pesquisa objetivou delinear as áreas mais suscetíveis à poluição por pesticidas resultantes das atividades agrícolas desenvolvidas na região e comparar os índices DRASTIC e o DRASTIC pesticida quanto aos níveis de vulnerabilidade. O mapa de vulnerabilidade do índice DRASTIC pesticida indicou que as áreas de potencial mais alto para contaminação estão situadas na região entre as montanhas de Jabel Hafit e Omã e a noroeste da área de estudo. Nas outras regiões, a vulnerabilidade foi classificada de baixa a moderada. O índice DRASTIC geral indicou que o potencial de contaminação das águas subterrâneas era baixo. A comparação entre os índices mostrou que o índice DRASTIC pesticida delimitou áreas com potencial de contaminação das águas subterrâneas maior, quando comparado aos valores do índice DRASTIC para contaminantes genéricos.

Pessoa et al. (2003) elaboraram mapas de identificação de áreas de maior exposição ao risco de contaminação das águas subterrâneas da Microbacia do Córrego Espreado, Ribeirão Preto – São Paulo – Brasil (área de recarga do Aquífero Guarani), utilizando o simulador CMLS-94 e o Sistema de Informações geográficas IDRISI. Foram realizadas simulações para o período de quatro anos, no intuito de analisar a movimentação vertical dos herbicidas atrazina, diuron e tebutiuron e a conseqüente tendência futura de risco de contaminação da água subterrânea local. Os mapas de exposição da área ao risco de contaminação da água gerados para os herbicidas Atrazina, Diuron e Tebutiuron, indicaram a existência de maior exposição dos lençóis subterrâneos em 70,4 hectares (5,6% da área de estudo) por Atrazina, 49,4 hectares (3,9%) por Diuron, e 164,5 hectares (13,1%) por Tebutiuron. O herbicida Tebutiuron alcançou maiores profundidades em todos os solos simulados, quando comparado aos outros produtos nos mesmos solos. Esse herbicida apresentou a maior profundidade simulada em Neossolo Quartzarênico (9,43 m) e em Latossolo Vermelho Distrófico (4,25 m). Em termos de concentrações finais, obtidas ao término do período simulado verificou-se o maior valor para Atrazina em Latossolo Vermelho Eutroférico ($1,4 \times 10^{-1}$ kg/ha) e para Tebutiuron em todos os solos ($1,2 \times 10^{-1}$ kg/ha). Para os

quatro anos simulados nenhum dos herbicidas alcançou profundidades que atingissem a zona saturada (40 m). Os lençóis subsuperficiais na área de estudo apresentaram alta exposição ao risco de contaminação pelos herbicidas na faixa de poucos centímetros a 5 metros de profundidade em todos os solos. Na faixa de 5 a 10 metros de profundidade só foi verificada a exposição da área ao risco de contaminação por Tebutiuron em Neossolo Quartzarênico. Nenhum dos herbicidas ofereceu risco de contaminação, na faixa de 10-20 metros de profundidade, embora o Tebutiuron tenha chegado a profundidades próximas do limite inferior da faixa.

Al-Adamat; Foster; Baban (2003) analisaram o risco de vulnerabilidade das águas subterrâneas de uma área localizada ao norte de Badia, região da Jordânia, que se encontra sobre o aquífero Azraq, utilizando o índice DRASTIC e as técnicas de Sistema de Informação Geográfica (GIS). As áreas com maior potencial de contaminação, delineadas no mapa de vulnerabilidade, resultaram dos parâmetros hidrogeológicos e dos impactos das atividades antropogênicas incorporados ao índice DRASTIC. O mapa de vulnerabilidade intrínseco do aquífero foi combinado com o mapa de uso do solo como um parâmetro adicional ao modelo DRASTIC para avaliar o potencial de risco de poluição da água subterrânea da área de estudo. Para estabelecer se havia relação espacial entre o uso do solo e a vulnerabilidade da água subterrânea, o mapa de uso do solo foi sobreposto ao mapa de vulnerabilidade da água subterrânea. De acordo com o mapa combinado, menos de 1% da área de estudo apresentou baixa vulnerabilidade e uma possível fonte de contaminação que corresponde com o índice DRASTIC. Aproximadamente 81% da área de estudo tem vulnerabilidade moderada, mas, nenhuma fonte de contaminação. Além disso, mais de 14% da área tem vulnerabilidade moderada e possíveis fontes de contaminação na mesma área enquanto em torno de 3% da área de estudo têm baixa vulnerabilidade e nenhuma possível fonte de contaminação. Nenhum poço apresentou nível alto de nitrato nas áreas classificadas como de baixo risco, o que sugere que o modelo DRASTIC para esta área forneceu uma estimativa coerente para as áreas de risco baixo. O estudo comprovou que a introdução do parâmetro uso do solo só teve influência para aumentar o potencial de vulnerabilidade da água subterrânea na zona de vulnerabilidade moderada em, aproximadamente, 1%. As concentrações de nitrato em seis poços localizados dentro da zona de vulnerabilidade moderada mostraram-se muito mais elevadas do que aqueles localizados em zonas de baixa vulnerabilidade. A nível global, nenhum poço apresentou concentrações de nitrato muito elevadas na zona de baixa vulnerabilidade, o que sugere que o modelo DRASTIC mostrou-se eficiente para identificar áreas com um risco de contaminação baixa. Embora a água subterrânea esteja localizada a

níveis relativamente profundos, os resultados sugerem a necessidade de que seja tomado cuidado na exploração onde a água esteja localizada em áreas de vulnerabilidade moderada devido à importância do aquífero basáltico como um recurso de grande importância para o provimento de água para fins de abastecimento público, tanto para a população local como também, para as principais cidades da Jordânia.

Lee (2003) aplicou os índices DRASTIC, DRASTIC pesticida e DRASTIC combinado empregando as técnicas de Informação Geográfica (GIS) para avaliar a vulnerabilidade da água subterrânea devida a poluentes oriundos da decomposição de resíduos sólidos e atividades agrícolas. O referido estudo foi realizado no Município de Younggwang, na Coreia do Sul. Um parâmetro adicional, densidade das fraturas das rochas, foi combinado aos parâmetros DRASTIC, para o cálculo da vulnerabilidade do aquífero. A densidade das fraturas, segundo o autor, poderia ser considerada como um parâmetro importante para a migração de contaminantes até o domínio subterrâneo. Foram obtidos valores máximos e mínimos de vulnerabilidade de, respectivamente, 55 e 141 para o índice DRASTIC, 66 e 187 para o DRASTIC pesticida e 68 e 191 para o DRASTIC combinado. A avaliação da vulnerabilidade final calculada a partir da aplicação dos três índices permitiu classificar a vulnerabilidade do aquífero na área de estudo como muito baixa, baixa, moderada, alta e muito alta. O parâmetro densidade das fraturas foi responsável pela vulnerabilidade muito alta, devido a sua importância na vulnerabilidade do aquífero local. Com relação à área de disposição de resíduos sólidos, o índice de vulnerabilidade foi classificado como muito baixo em decorrência, principalmente, da topografia do terreno, não impondo, desta forma, risco à contaminação da água subterrânea. Entretanto, foram constatados valores alto e muito alto de vulnerabilidade para outras áreas na região de estudo, indicando a necessidade de controle de atividades que possam comprometer a qualidade desses recursos hídricos como também subsidiar a gestão destes recursos.

Santos; Kiang; Celligoi (2004) investigaram a vulnerabilidade natural de um aquífero localizado na área urbana de Londrina, Estado do Paraná (Brasil). O método utilizado foi o índice DRASTIC. O estudo teve como objetivo avaliar a vulnerabilidade da referida área objetivando fornecer subsídios necessários ao apoio à tomada de decisão para o monitoramento do aquífero freático local. Com base no mapa final de vulnerabilidade natural do aquífero, a área foi caracterizada com vulnerabilidade variando de baixa a alta, predominando a classe moderada. O mapa indicou que a vulnerabilidade aumenta em direção ao ribeirão e torna-se menos vulnerável nos divisores d'água. Atualmente, a área classificada como de vulnerabilidade de alta a moderada é ocupada por atividades que envolvem

estocagem e distribuição de combustíveis. Apesar dos estudos indicarem uma certa proteção natural ao aquífero local, as atividades descritas devem ser continuamente monitoradas devido aos riscos que trazem a qualidade das águas subterrâneas. A área considerada muito vulnerável não possui atividades que atribuam sérios riscos. Os resultados forneceram subsídios necessários à tomada de decisão para o monitoramento do aquífero freático local, e possível uso e ocupação do solo nos locais ainda não estabelecidos.

Naqa (2004) avaliou a vulnerabilidade do aquífero localizado em uma área utilizada para a disposição de resíduo sólido próximo a cidade de Russeifa, nordeste da Jordânia. A área utilizada como aterro sanitário localiza-se sobre um importante aquífero, conhecido como “Senhor Amman-Wadi”. A vazão de chorume produzida na área é cerca de 160 m³/dia, não existindo um sistema de coleta e tratamento deste resíduo, o que resulta na infiltração e, conseqüentemente, na contaminação e degradação da qualidade da água subterrânea. A área é fortemente vulnerável à poluição em função das intensas atividades agrícolas, da disposição de resíduos sólidos domésticos e industriais, além das características hidrogeológicas do aquífero que acentuam o risco de contaminação. A vulnerabilidade da água subterrânea à poluição na área de estudo foi quantificada aplicando o modelo DRASTIC. O mapa de vulnerabilidade apontou intervalo de valores entre 101 a 140, indicando vulnerabilidade moderada. Os resultados sugerem que medidas de proteção e de monitoramento contínuo sejam adotadas para garantir a proteção do aquífero. Desta forma, o índice de vulnerabilidade calculado pelo modelo DRASTIC pode ser utilizado com guia para identificar áreas vulneráveis à poluição das águas subterrâneas em áreas utilizadas para disposição de resíduos sólidos. O estudo permitiu avaliar ainda que, as áreas em torno do aterro sanitário apresentaram índice de vulnerabilidade igual a 128, que foi classificado como moderado. A partir dos resultados obtidos, o autor concluiu que a população que utiliza a água subterrânea para abastecimento poderá vir a ser prejudicada em decorrência do aumento da produção de chorume, e conseqüentemente, do volume maior que infiltra até o aquífero. Assim, uma investigação detalhada e a implantação de programas de monitoramento são imprescindíveis para a proteção do aquífero tanto na área utilizada como aterro sanitário como aquelas áreas circunvizinhas.

Babiker et al. (2005) aplicaram o índice DRASTIC utilizando as técnicas de Sistema de Informação Geográfica (GIS) para avaliar a vulnerabilidade e o risco de poluição das águas subterrâneas do aquífero de Kakamigahara, localizado na região central do Japão. Foram realizadas análises de sensibilidade dos parâmetros do modelo DRASTIC para investigar a importância relativa de cada um no cálculo final da vulnerabilidade da área

estudada. A pesquisa avaliou também os efeitos das atividades potencialmente poluidoras da área, resultando no mapa de vulnerabilidade integrado. O mapa de vulnerabilidade baseado no índice DRASTIC indicou que a parte ocidental do aquífero de Kakamigahara foi classificada como alta; a porção oriental classificada como moderada; e a porção nordeste exibiu baixa vulnerabilidade. De acordo com o mapa de vulnerabilidade integrado, o risco elevado de contaminação do aquífero na porção oriental resultou das intensas atividades agrícolas praticadas na área. O parâmetro recarga contribuiu com maior impacto no efeito da vulnerabilidade intrínseca do aquífero de Kakamigahara. Os parâmetros: tipo de solo, topografia, impacto da zona vadosa e condutividade hidráulica apresentaram impactos moderados enquanto que a profundidade do lençol freático e material do aquífero apresentou baixo impacto. A análise de sensibilidade mostrou que o índice de vulnerabilidade foi muito sensível à remoção dos parâmetros recarga, tipo de solo e topografia e pouco sensível a remoção do material do aquífero. Finalmente, a ferramenta de GIS proveu um ambiente eficiente para análise de sensibilidade de vulnerabilidade aplicado ao índice DRASTIC.

Puerari (2005) utilizou o índice DRASTIC modificado (DRASTIC/PETRO) para calcular a vulnerabilidade de aquíferos à contaminação por derivados de petróleo. O método foi elaborado a partir de modificações nos índices de ponderação do método DRASTIC. Duas áreas alvo foram escolhidas para a aplicação do método: a região do Complexo Industrial e Portuário Governador Mário Covas (Porto do Pecém) e a área do município de Fortaleza, ambas no estado do Ceará. Foram confeccionados mapas de vulnerabilidade à contaminação por gasolina com etanol, gasolina, diesel e óleo, tendo sido associadas as características dos combustíveis como densidade, solubilidade, mobilidade, viscosidade, capacidade de adsorção nos solos, biodegradabilidade, entre outras, com as características do meio como profundidade do lençol freático, taxa de recarga anual, tipo de aquífero, tipo de solo, topografia, influência da zona não saturada e condutividade hidráulica. Na região do Porto do Pecém e no município de Fortaleza, os resultados mostram áreas que variam de vulnerabilidade extrema a moderada, com pequenas regiões com vulnerabilidade baixa para a contaminação por gasolina com etanol; vulnerabilidade alta a muito baixa para a contaminação por gasolina, por diesel e por óleo cru, sendo que apenas uma pequena área de vulnerabilidade insignificante para a contaminação por óleo cru está presente na região do Porto do Pecém. A aplicação do método DRASTIC/PETRO nestas áreas gerou, como resultado, mapas de vulnerabilidade que se mostram coerentes com as características dos combustíveis somadas às características do meio. Segundo a autora, estes mapas deverão

auxiliar na elaboração de planos de proteção de áreas vulneráveis e planos de recuperação de áreas contaminadas.

Reynoso et al. (2005) investigaram a vulnerabilidade à contaminação da água subterrânea em uma região localizada ao norte da Província de Buenos Aires, aplicando o índice DRASTIC. A vulnerabilidade obtida para um período com precipitações similares à média histórica da região foi de 117, o que correspondeu, dentro do intervalo das classes adotadas, a uma vulnerabilidade moderada. Valores da ordem de 97 (na localidade de Pergamino) e 134 (entre as localidades de Junín e Chacabuco) foram obtidos e classificados como áreas de vulnerabilidade baixa e moderada, respectivamente. Dados referentes a períodos mais chuvosos (precipitação 50% maior do que a média histórica) têm um impacto maior na taxa de recarga e no aumento do nível freático do aquífero. Esses dados, quando foram interpretados pelo índice DRASTIC, resultaram em classes de vulnerabilidades maiores (cerca de 50%) para as localidades de Pergamino e Junín, que passaram a ser classificadas como áreas de vulnerabilidade moderada e alta, respectivamente. O parâmetro tipo de solo mostrou-se determinante no resultado do valor da vulnerabilidade referente à porção sul da área estudada, uma vez que é constituída por material arenoso e associado às características topográficas e geomorfológicas do terreno, implica em taxas de recarga mais elevadas e, confere valores de vulnerabilidades maiores. Constatou-se ainda que durante, os períodos de maior precipitação, os agrotóxicos que são aplicados na região (em solos arenosos) aumentam a vulnerabilidade do aquífero, expondo-o ao risco de contaminação, principalmente, em áreas onde o nível do lençol freático é raso. Concluiu-se então que, em nível regional, a vulnerabilidade do aquífero estudado para os períodos de precipitação típica da região foi classificada como moderada. Os parâmetros que mais influenciaram na variação da vulnerabilidade foram a profundidade do nível freático e a taxa de recarga. O índice DRASTIC foi considerado, em médio prazo, sensível às variações pluviométricas e conseqüentemente, às alterações do nível freático.

3.4. Análise de Cluster utilizando o Método de Classificação Hierárquica de Ward

A análise estatística de multivariáveis objetiva classificar e agrupar um conjunto de dados. As técnicas de classificação se destinam a gerar grupos de amostras semelhantes, segundo suas características (variáveis) e, as de ordenação têm por finalidade o estudo das correlações existente entre as variáveis de um grupo de amostras, que podem ser usadas,

inclusive, para classificação. O propósito é considerar diversas variáveis simultaneamente, sendo todas de igual importância no início da análise (LATINI et al., 2001).

As medidas de distância empregadas nos métodos de classificação quantificam o grau de associação entre um par de amostras (ou grupos) em função de suas variáveis. Quanto mais próximas forem duas amostras, menor a distância entre os pontos representativos dessas amostras num espaço n-dimensional, maior então a similaridade entre elas. A distância Euclidiana tem sido utilizada para medir a distância entre amostras individuais (LATINI et al., 2001).

A análise de grupo (cluster analysis) utiliza o método de Ward para auxiliar a classificação de grupos. Esta análise multivariada permite descrever o grau de semelhança entre pontos observáveis, considerando as variáveis que o definem de tal maneira que os indivíduos de um mesmo grupo sejam semelhantes, e diferentes dos outros grupos (MANGABEIRA, 2002).

De acordo com Mangabeira (2002), o método de Ward é uma técnica de agrupamento de dados que forma grupos de maneira a atingir sempre o menor erro interno entre os vetores que compõe cada grupo e o vetor médio do grupo. O que equivale a atingir o mínimo desvio padrão entre os dados de cada grupo.

No método de Ward, os grupos de dados são formados em etapas. Inicialmente, têm-se n grupos; ou seja, um grupo para cada vetor componente da base de dados. Neste estágio inicial o erro interno é nulo para todos os grupos, pois cada vetor que compõe cada grupo é o próprio vetor médio do grupo, o mesmo sendo observado para o desvio padrão. Na etapa subsequente, cada possibilidade de agrupamento entre os grupos 2 a 2 é verificada, e é escolhido o agrupamento que causa o menor aumento no erro interno do grupo.

O algoritmo de *Ward* pode ser apresentado de acordo com a equação:

$$\delta = \frac{P_i P_j}{P_i + P_j} d^2(e_i e_j) \quad (2)$$

Pelo algoritmo, procuram-se dois indivíduos para os quais δ_{ij} (distância entre indivíduos) é mínimo, reunindo-os em uma classe de pesos $p_i + p_j$ ao nível hierárquico δ ; calcula-se e, em seguida, as distâncias de δ entre os indivíduos e esta classe por meio da equação do algoritmo de Ward; tudo se passa agora como se não houvesse mais do que n-1 indivíduos; os dois indivíduos que estão mais próximos são identificados e reunidos em uma classe e assim sucessivamente (MAGABEIRA, 2002).

A decisão do número de classes ou tipos para análise é tomada, geralmente, a partir do exame do dendrograma ou árvore hierárquica, onde podem ser lidos os índices de nível (ou índice de similaridade), que são as distâncias euclidianas em que ocorrem as junções dos pontos observados para formar grupos. Um grande salto nesses índices (o que equivale a uma grande distância no dendrograma) indica que a agregação reuniu dois grupos muito dissimilares e, em razão disso, deve-se definir o número de grupos anterior a este salto (COUTINHO 1999; OLIVEIRA, 2000 apud MANGABEIRA, 2002).

4 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

4.1 Localização e Acesso

Situado na porção noroeste do Estado do Ceará, (Figura 04), o município de Tianguá limita-se com os municípios de Ubajara, Frecheirinha, Viçosa do Ceará, Coreaú, Granja, Moraújo e parte do Estado do Piauí. Compreende uma área de 854 km² e está localizado nas cartas topográficas Frecheirinha (SA.24-Y-C-VI) e Viçosa do Ceará (SA.24-Y-C-V).

O acesso ao município, a partir de Fortaleza, pode ser feito através da BR-222 até Sobral e, em seguida, até a cidade de Tianguá. Por estradas secundárias, atingem-se a sede, vilas, lugarejos, sítios e fazendas do município. Estradas carroçáveis interligam essas localidades, permitindo franco acesso durante todo o ano.

4.2 Aspectos Fisiográficos

4.2.1 Hipsometria

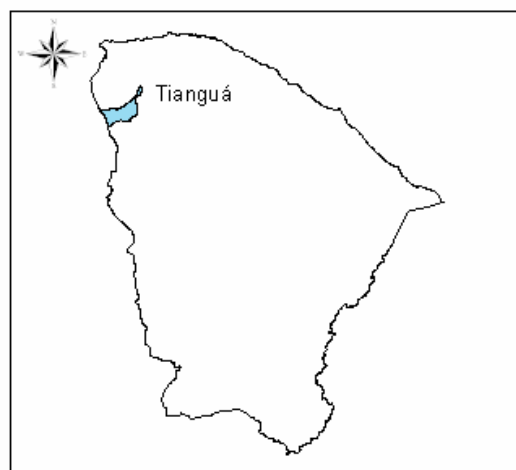
Com base no mapa hipsométrico do Estado do Ceará (IPLANCE, 1997), estima-se que a área de estudo está localizada nos níveis de altitudes que variam de: 200 a 500m; de 500 a 700m e de 700 a 900m. À medida que as altitudes atingem cotas superiores a 250m, há tendência generalizada para maior dissecação do relevo em feições morfológicas diversificadas. As áreas de planalto se estendem a partir de 400 a 500m, variando normalmente, de 400 a 600m, de 600 a 800m e mais raramente, de 800 a 1000m. A partir de um levantamento planialtimétrico realizado na área de estudo, verificou-se que as cotas altimétricas máxima e mínima, em relação ao nível do mar, são respectivamente de 820,5m (povoado de Itaguaruna) e 151,4m (povoado de Machado).

A altimetria confere aos planaltos significado especial quanto às atividades agrícolas, em função da diversificação, o que é verificada no reverso imediato da chapada da Ibiapaba, em particular, na área de estudo.

Brasil



Ceará



Município de Tianguá

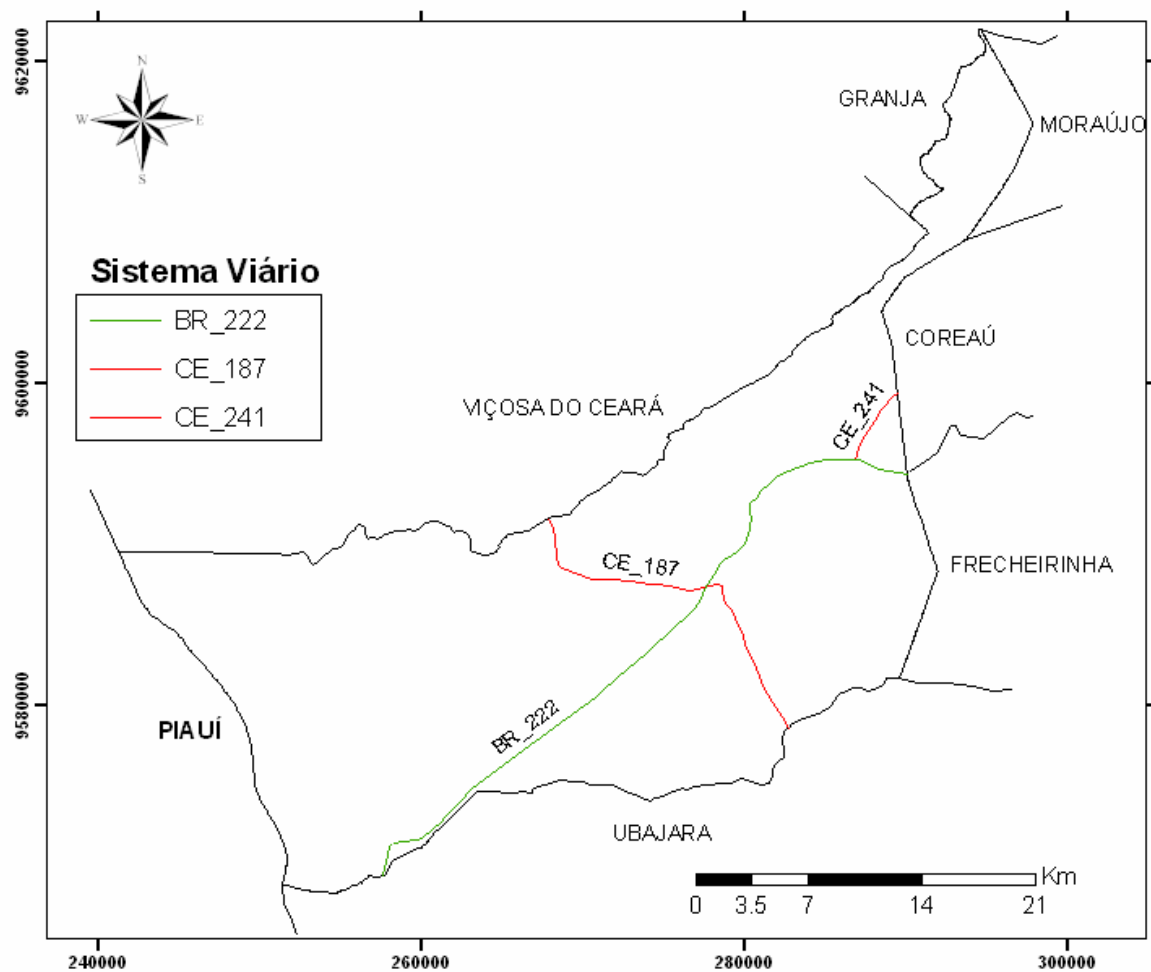


FIGURA 04 – Mapa de localização e acesso do município de Tianguá.

4.2.2 Geomorfologia

O relevo do Estado do Ceará comporta características dependentes da influência de um conjunto de fatores, nos quais as condições geológico-ambientais, paleoclimáticas e a atual dinâmica geomorfofenética são os mais destacáveis. Com relação às áreas de cobertura das bacias sedimentares destaca-se, para oeste do Estado, a cuesta da Ibiapaba (limitando os Estados do Ceará e Piauí), dispendo-se num sentido norte-sul e, formada pelas rochas do Grupo Serra Grande.

A área de estudo, segundo o IPLANCE (1997), é constituída predominantemente pela unidade morfológica *planalto sedimentar*. Esta unidade é representada pelo Planalto da Ibiapaba, que é considerado um dos mais significativos compartimentos do relevo do território cearense. A vertente oriental da Ibiapaba constitui uma frente de declive íngreme. Para oeste, as camadas mergulham de modo suave e com declive não superior a 5° assumindo a feição de cuesta. De oriente para ocidente, principalmente na parte úmida, a morfologia é caracterizada por uma contínua sucessão de vales e de interflúvios tabulares, nos quais as diferenciações edáficas trazem mudanças nos tipos de ocupação agrícola.

4.2.3. Solos

De acordo com o Levantamento Exploratório-Reconhecimento dos Solos do Estado do Ceará (SUDENE, 1973), a área de estudo é constituída pelos seguintes tipos de solos:

Latossolo: Estes solos se localizam (direção N-S) na porção oriental da cuesta da Ibiapaba. Caracterizam-se por possuir textura argilosa ou média. São, predominantemente, profundos a muito profundos, muito porosos e muito friáveis, quando úmidos e bem a fortemente drenados. São muito utilizados para plantio de culturas de subsistência (mandioca, milho, feijão), café e fruticultura.

Podzólico: Ocorrem na borda oriental da cuesta da Ibiapaba e no prolongamento da mesma, estando localizados em áreas mais degradadas pela erosão. Possuem texturas do tipo misto, predominantemente, arenosa/média e média argilosa. São medianamente profundos a profundos e moderadamente ou bem drenados. O uso agrícola ocorre, preferencialmente, com milho, mamona, algodão, feijão, pecuária extensiva e culturas de subsistência.

Planossolo: Estes solos têm pouca expressividade na área de estudo. Caracterizam-se por apresentar texturas do tipo mista, normalmente arenosa/argilosa, com

drenagem imperfeita. São solos moderadamente profundos e apresentam-se com expressiva concentração de sódio, o que lhes confere transição abrupta e imperfeição à drenagem. Normalmente, são usados com pecuária extensiva.

Litólico: Estes solos localizam-se tanto nas encostas como nas partes planas da área de estudo. Caracterizam-se pela pequena espessura (< 50 cm), apresentando-se com textura indiscriminada, desde arenosa até argilosa, sendo muito susceptíveis à erosão. São utilizados em atividades de agricultura e pecuária. Do ponto de vista da drenagem, são classificados como imperfeitos.

Areias quartzosas. É a classe de solo que predomina na área de estudo, ocupando superfícies predominantemente planas em toda a área de influência da Ibiapaba. São profundos a muito profundos, de textura arenosa, apresentando acentuada a excessiva drenagem. A pecuária extensiva e o cultivo de culturas de mandioca, fumo e abacaxi são os usos que predominam na área recoberta por este solo. Esta classe, ao lado dos Podzólicos - pelo intenso e diversificado uso agrícola - são, certamente, as que estão mais fortemente associadas aos efeitos de contaminantes na região estudada.

Considerando-se que há um novo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos - SiBCS (EMBRAPA, 1999), em vigor desde 1999, e uma atualização desta, em curso, em segunda edição, apresenta-se, na Tabela 03, uma correlação entre as classes do Sistema e a classificação anteriormente usada na Embrapa/Solos, que é a utilizada para os solos neste trabalho. Desta forma, optou-se por utilizar a classificação antiga, uma vez que os solos que ocorrem na área de estudo ainda não foram completamente enquadrados na nova classificação. Na Figura 05 é mostrada o mapa de solos da área de estudo.

TABELA 03 - Correlação entre as classes do Sistema e a classificação anteriormente usada na Embrapa/Solos.

Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (2005)	Classificação anteriormente usada na Embrapa/Solos
Argissolos	Solos podzólicos
Latossolos	Latossolos
Neossolos	Solos litólicos
Planossolos	Planossolos
Neo-solos quartzarênicos	Areias quartzosas

Fonte: EMBRAPA, 1999.

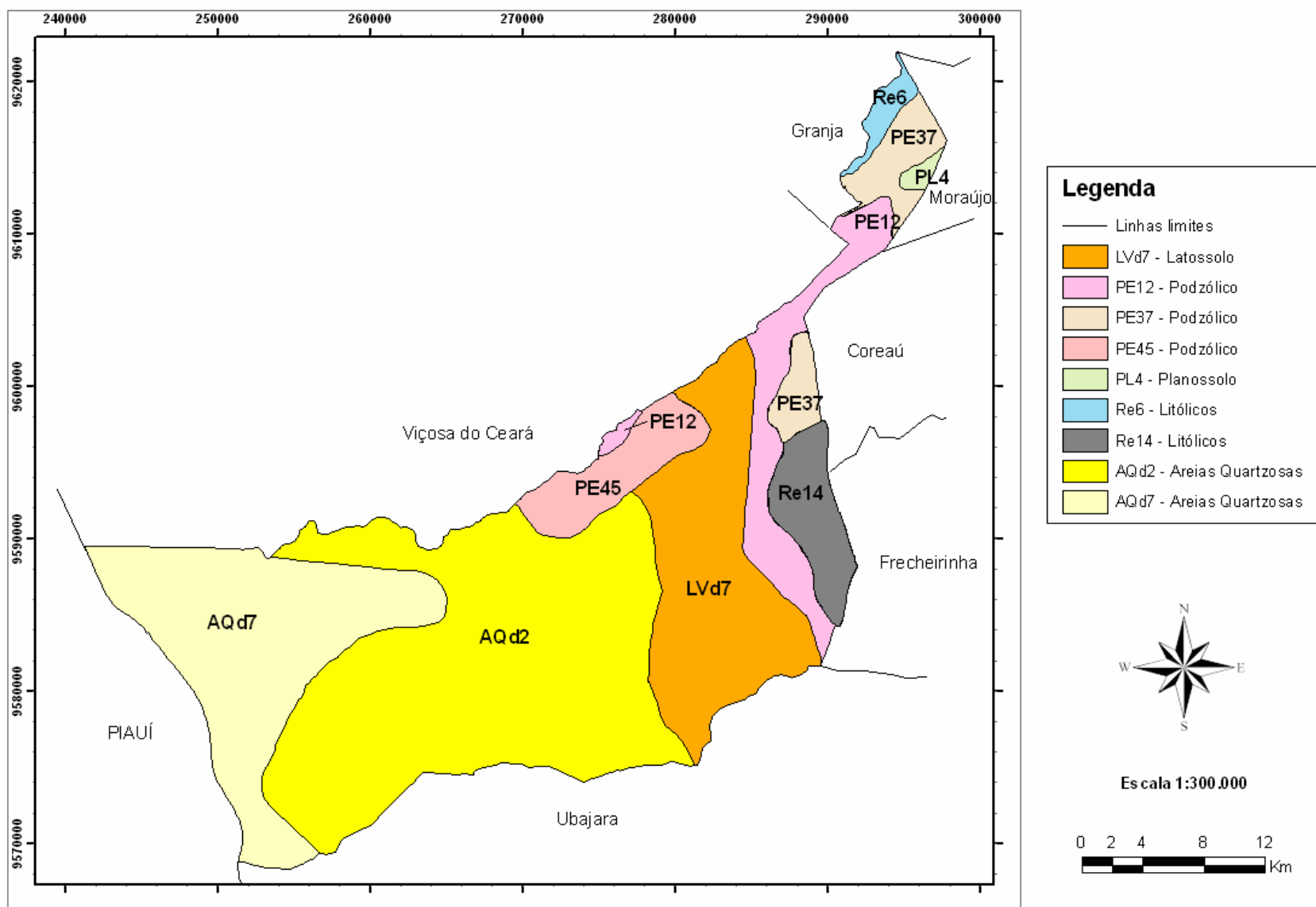


FIGURA 05 – Mapa de solos do município de Tianguá. Fonte: Mapa Exploratório-Reconhecimento de solos do Estado do Ceará. Escala: 1:600.000. SUDENE, 1973.

4.2.4 Precipitação

De acordo com o IPLANCE (1997), nas regiões serranas ocorrem os maiores índices de pluviometria, mantendo um regime de precipitação mais uniforme de dezembro a junho constituindo, portanto, o mais longo período chuvoso de todo o Estado do Ceará. Isto decorre diretamente da altitude e da orientação do relevo face à exposição aos ventos úmidos marítimos.

A área de estudo está inserida em uma região onde a precipitação normal é de 1750 mm (IPLANCE, 1997). Para os dados pluviométricos da série temporal de 25 anos (1981 a 2005), posto de observação da FUNCEME no município de Tianguá, foi obtido média de 1278 mm para a área de estudo com máximas e mínimas de, respectivamente, 315 mm, para o mês de março, e 12 mm, para o mês de agosto. A distribuição temporal das chuvas no município de Tianguá, na série de 25 anos analisada, mostra que o período de chuvas inicia em dezembro e finaliza em julho. Na Figura 06 é mostrada a distribuição das precipitações médias na série de dados analisados.

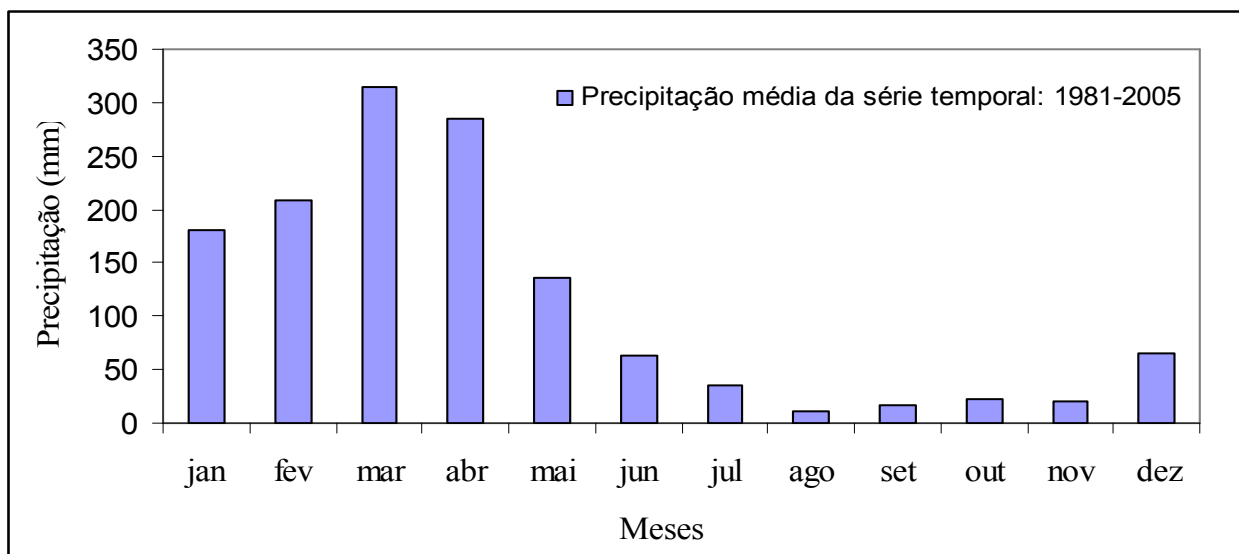


FIGURA 06 – Precipitação pluviométrica média do período de 1981 a 2005 no município de Tianguá (Posto da FUNCEME).

No período de 1981 a 2005, a máxima precipitação anual foi de 2409 mm, ocorrida no ano de 1985, e a mínima foi de 470 mm, no ano de 1983. No período de novembro de 2003 a janeiro de 2006, que corresponde à coleta das amostras de água subterrânea e de medição do nível estático nos poços monitorados na área de estudo, o ano mais chuvoso foi 2004 com 1.543 mm, ultrapassando a precipitação média da região (1.278

mm), e o menos chuvoso foi 2005 com 880 mm. No ano de 2003 a precipitação acumulada foi de 1.278 mm semelhante à média da região (Figura 07).

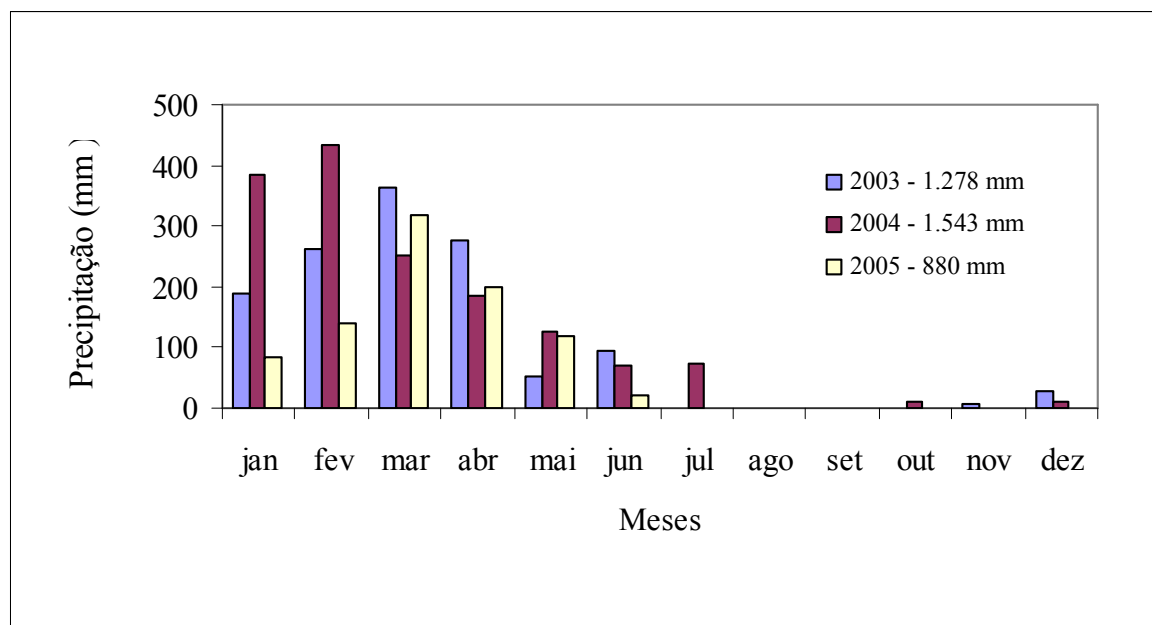


FIGURA 07 – Precipitações pluviométricas do município de Tianguá no período da pesquisa.

4.2.5 Regime Térmico

O regime térmico do Estado do Ceará caracteriza-se por temperaturas elevadas e baixas amplitudes térmicas anuais, em decorrência da baixa latitude e conseqüente proximidade com a linha do equador. A região das serras, onde se encontra a área de estudo, sofre influência direta da altitude e do relevo, concentrando as mais baixas temperaturas médias anuais do estado, situadas entre 22 e 26°C (IPLANCE, 1997). Como nas demais regiões do estado, as variações diurnas são elevadas, uma vez que a grande quantidade de calor recebida durante o dia é submetida a expressivo resfriamento noturno. De um modo geral, as médias das máximas diurnas não ultrapassam 28°C e, as mínimas, atingem valores em torno de 17°C.

4.2.6 Vegetação

O município de Tianguá, área de estudo, é caracterizado predominantemente por quatro unidades fitoecológicas (IPLANCE, 1997):

Floresta Subperenifolia Tropical Pluvio-Nebular (matas úmidas, serranas): Na área de estudo, esta unidade localiza-se nas vertentes superiores do Planalto da Ibiapaba. A altitude e a exposição aos ventos úmidos são as principais determinantes da ocorrência desta floresta.

Floresta Caducifolia Espinhosa (Caatinga Arbórea): A caatinga é a comunidade vegetal de maior expressão espacial no Nordeste brasileiro. No Ceará, as unidades mais representativas espacialmente são as caatingas que, reunidas a outra unidade igualmente xerófila, o carrasco, atingem 80% do Estado. A Caatinga Arbórea, na área de estudo, é caracterizada por espécies que ostentam maior porte (até 20 m), a espessura dos caules é maior e densidade de indivíduos menor.

Caatinga Arbustiva Aberta: Esta comunidade é constituída basicamente de árvores e arbustos espinhentos, que perdem as folhas na estação seca, de plantas suculentas espinhosas e de plantas herbáceas que se desenvolvem depois das chuvas. Esta espécie é marcada por indivíduos de porte mais baixo (10 m) e maior densidade (2000 ind/ha).

Carrasco: Ocorre sobre o reverso do Planalto da Ibiapaba, nos níveis elevados tabulares do referido planalto na divisa com o Estado do Piauí. Caracteriza-se por uma comunidade arbustiva, com indivíduos de caules finos. Algumas espécies como Guabiraba (*Jacarandá jasminoides* Thumb. Sondwid) e Caneleiro (*Cenostigma macrophyllum* Tul.) compõem as mais de 184 espécies do Carrasco que ocorrem no Planalto da Ibiapaba. Na Figura 08 é mostrada uma das variedades de vegetação que ocorre da área de estudo.



FIGURA 08 – Vegetação típica de Floresta Subperenifólia Tropical Plúvio-Nebular. Localizada na porção mais elevada do Planalto da Ibiapaba, na área de estudo, a 3 km da sede do município de Tianguá (abril de 2004).

4.3 Aspectos Econômicos

O município de Tianguá, em conjunto com os municípios de Viçosa do Ceará, Ubajara, Ibiapina, São Benedito, Carnaubal, Guaraciaba do Norte, Croatá e Ipu, está inserido no Agropolo da Ibiapaba, que gera, aproximadamente, 5 mil empregos diretos. Com área irrigada de 10 mil ha, as culturas cultivadas nas áreas do agropolo são principalmente: Cenoura, tomate, folhosa e pimentão. Com uma produção em torno de R\$ 24 milhões/ano, os principais mercados consumidores são o Ceará, Piauí, Maranhão, Pará e Amapá (HORTICERES, 2005).

A comercialização hortigranjeira registrou 348 mil toneladas de produtos comercializados no ano de 1998, envolvendo recursos na ordem de R\$ 173,6 milhões no Estado do Ceará. Os mercados produtores localizados em Tianguá, Uruburetama e Baturité participaram com 48.619 t de produtos, e recursos da ordem de R\$ 18 milhões, segundo dados da Secretaria de Desenvolvimento Rural e Vinculadas (STÉFANO, 2005).

As condições favorecidas pelo clima, a quantidade de água e a oferta de mão-de-obra têm atraído investimentos significativos para toda a região da Ibiapaba, principalmente, no setor de fruticultura. Desde o ano de 1999, uma empresa vem desenvolvendo projeto na área de cultivo de fruticultura no município de Tianguá, com plantação de 200 ha de acerola, 60 ha de côco, 60 ha de maracujá, 45 ha de manga, 20 ha de tangerina, 12 ha de goiaba e 5 ha

de hortaliças. Este projeto, orçado em US\$ 6 milhões, inclui o plantio de várias culturas (frutas e hortaliças) em uma área de 1,6 mil hectares (STÉFANO, 2005).

Com base nos dados apresentados pode-se concluir que a principal atividade econômica da área de estudo reside na agricultura, com o cultivo de feijão, milho, mandioca, café, arroz, hortaliças diversas, tomate, algodão, banana, abacaxi, abacate, cana-de-açúcar, maracujá, côco, pequi, castanha de caju e outras frutas.

Para manter o ritmo de crescimento na produção e a oferta dos produtos alimentícios agrícolas, as práticas de cultivo, na área de estudo, envolvem, entre outras atividades, a adição de diversos tipos de compostos químicos (pesticidas) nas culturas e no solo, desde antes do plantio até a colheita. As Figuras 09 e 10 mostram perímetros cultivados na área de estudo. As Figuras 11, 12, 13 e 14 retratam as ações de lançamento e armazenamento de pesticidas nas áreas cultivadas do município de Tianguá.



FIGURA 09 – Plantação de hortaliças no povoado de Veado Seco. Detalhe da tubulação para irrigação das culturas (Tianguá, julho de 2004).



FIGURA 10 – Plantação de hortaliças no povoado de Cacimba e, ao fundo, plantação de maracujá (Tianguá, novembro de 2004).



FIGURA 11 – Aplicação de agrotóxico em culturas de maracujá, no povoado de Cedro (Tianguá, novembro de 2004).



FIGURA 12 – Aplicação de agrotóxico em culturas de tomate no povoado de Pitanguinha (Tianguá, novembro 2004).



FIGURA 13 – Depósito de armazenamento de agrotóxicos localizado dentro da área de cultivo, na localidade de Pitanguinha (Tianguá, novembro de 2004).



FIGURA 14 – Exemplo de um dos tipos de agrotóxicos que são estocados para aplicação no depósito mostrado na Figura 10 (Tiangua, 2004).

4.4. Recursos Hídricos

De acordo com levantamento feito pelo ATLAS (1999), o município de Tianguá é formado por três domínios hidrogeológicos distintos: rochas cristalinas, rochas sedimentares e depósitos aluvionares.

As rochas cristalinas representam o que é denominado comumente de aquífero fissural. Como basicamente não existe porosidade primária nesse tipo de rocha, a ocorrência da água subterrânea é condicionada por uma porosidade secundária representada por fraturas e fendas. Em função dessas características, os reservatórios são aleatórios, descontínuos, de pequena extensão e, em geral, as vazões produzidas por poços são baixas e a água, em função da falta de circulação e dos efeitos do clima semi-árido é, na maior parte das vezes, salinizada (ATLAS..., 1999).

Os sedimentos do Grupo Serra Grande são constituídos principalmente por arenitos grossos a conglomeráticos que, normalmente, apresentam um potencial médio sob o ponto de vista da ocorrência de água subterrânea, tanto do ponto de vista quantitativo como qualitativo.

Os depósitos aluvionares são representados por sedimentos areno-argilosos recentes, que ocorrem margeando as calhas dos principais rios e riachos que drenam a região, e

apresentam, em geral, boa alternativa como manancial, tendo grande importância do ponto de vista hidrogeológico, principalmente em regiões semi-áridas com predomínio de rochas cristalinas. Normalmente, a elevada permeabilidade dos terrenos arenosos compensa sua pequena espessura, produzindo vazões significativas.

De acordo com os dados obtidos pelo ATLAS (1999), o município de Tianguá registra a presença de 70 poços, dos quais 64 do tipo tubular profundo (36 públicos e 28 privados), e seis do tipo Amazonas (cinco públicos e um particular). Foi também cadastrada uma fonte natural. Com relação à distribuição desses poços por domínios hidrogeológicos, verificou-se que existem quatro em rochas cristalinas, apenas um em aluvião e 65 poços no domínio de rochas sedimentares.

Em relação aos recursos hídricos superficiais, a área de estudo está inserida nas bacias hidrográficas do Poti e do Coreaú, sendo as drenagens de maior expressão o rio Catarina, na primeira bacia, e o rio Quatiguaba e riachos do Camarão e do Juazeiro, na segunda (ATLAS, 1999).

O principal reservatório da região é o açude Jaburu I, que tem parte do seu espelho d'água nesse município. Segundo a CAGECE, 100% da população urbana é abastecida através desse reservatório. Na Figura 15 é mostrada a rede hidrográfica do município de Tianguá com os poços monitorados neste pesquisa.

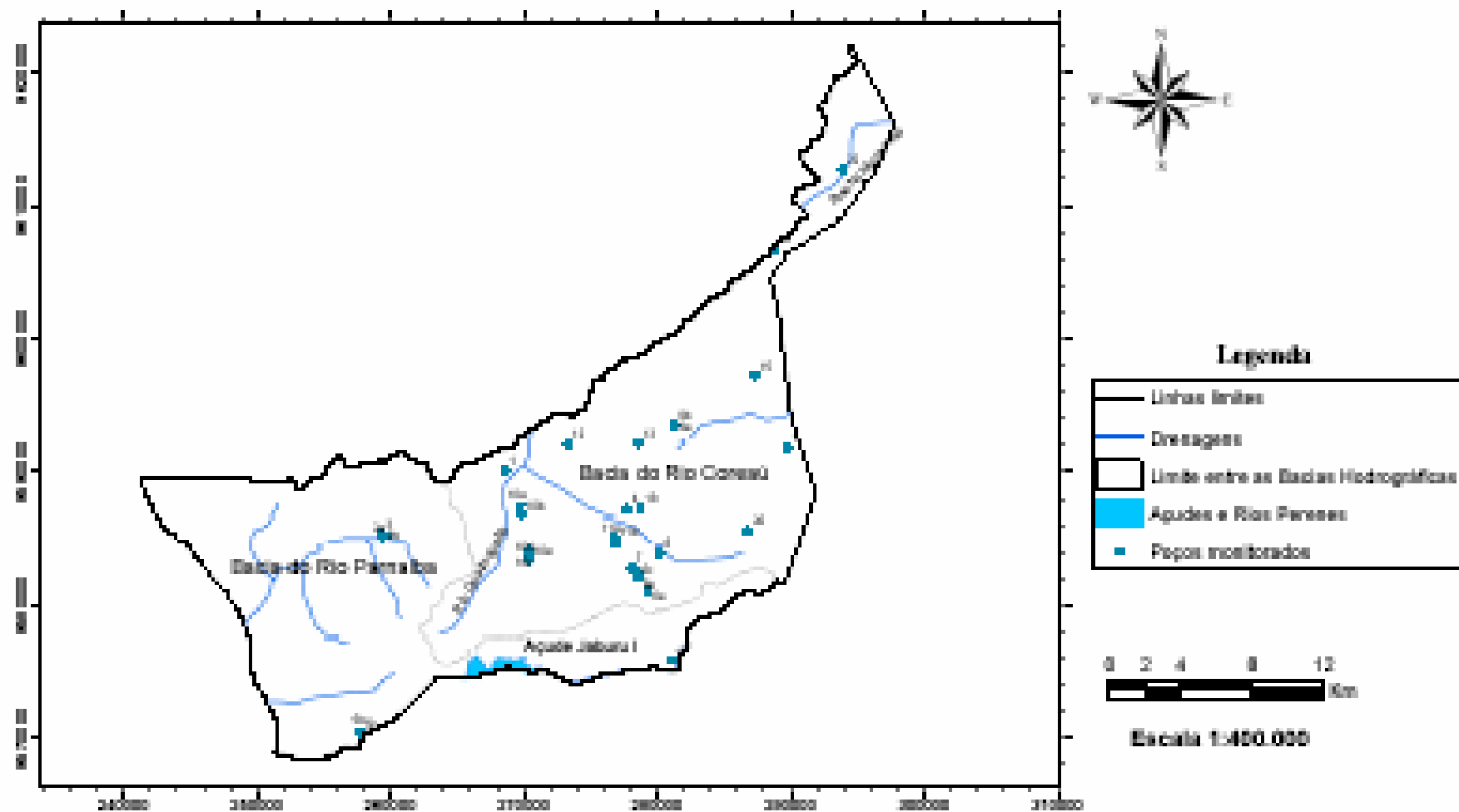


FIGURA 15 – Mapa hidrográfico do município de Tianguá (Fonte: ATLAS, 2003).

4.5 Aspectos Geológicos

A área de estudo está inserida na Bacia do Parnaíba, localizada na região nordeste ocidental do território brasileiro. Esta bacia desenvolveu-se diretamente sobre um substrato composto, principalmente, por rochas metamórficas. A coluna estratigráfica foi subdividida em cinco grupos, depositados do Siluriano ao Cretáceo: Grupo Serra Grande, Grupo Canindé, Grupo Balsas, Grupo Mearim e as Formações Grajaú, Codó, Itapecuru, Urucuiá e Areado (GOES; FEIJÓ, 1994).

O Grupo Serra Grande, no qual a área de estudo está inserida, é composto pelas formações Ipu, Tianguá e Jaicós. Este grupo corresponde à Seqüência Siluriana, que corresponde a um ciclo transgressivo-regressivo completo, representativo da primeira ingressão marinha nesta bacia (GOES; FEIJÓ, 1994). Na Figura 16 é mostrada o perfil estratigráfico do Grupo Tianguá.

O município de Tianguá apresenta um quadro geológico relativamente simples, observando-se predomínio de rochas do embasamento cristalino de idade pré-cambriana, representadas por gnaisses e migmatitos diversos. Sobre esse substrato repousam coberturas aluvionares, de idade quaternária, encontradas ao longo dos principais cursos d'água que drenam o município.

Com base no mapa geológico (Figura 17) afloram na área de estudo:

- *Ortognaisses e migmatitos*: rochas metamórficas que ocorrem em estruturas dobradas e bandadas encerrando fácies miloníticas.
- *Quartzitos, xistos e metavulcânicas*: as rochas metamórficas quartzíticas apresentam-se puras e micáceas com predomínio de cianita ou sillimanita ou estauroлита. Apresentam-se com intercalações de xistos quartzosos e rochas metavulcânicas (rochas calcissilicáticas) derivadas de vulcanitos ácidos.
- *Arcóseos e grauvas*: rochas sedimentares que ocorrem na área com coloração cinza e creme.
- *Sedimentos argilo-arenoso*: apresentam-se em tom alaranjado, avermelhado e amarelado; apresentam-se, em certos locais, cascalhosos e laterizados na base.
- *Conglomerados e arenitos*: rochas sedimentares que ocorrem na área com intercalações de siltitos e folhelhos.

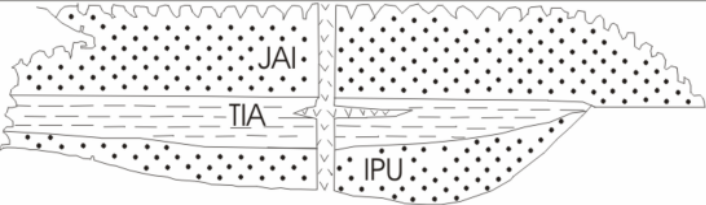
TEMPO MILHÕES DE ANOS	GEOCRONOLOGIA			UNIDADES BIOESTATIGRÁFICAS		LITOESTATIGRAFIA			EVOLUÇÃO TECTÔNICA	AMBIENTE
	PERÍODO	ÉPOCA	IDADE	PALINOLOGIA	UNIDADES		ESPESSURA MAX. (M)	LITOLOGIA		
					GR.	FORMAÇÃO				
400	SILURIANO	LUDLO- VIANO		III	SERRA GRANDE	JAICÓS	380		SINÉCLISE	FLUVIAL ENTRELAÇADO
	VENLO- CKIANO	II		TIANGUÁ		200	NERÍTICO			
	LANDOVE- RIANO	I		IPU		350	FLUVIO- GLACIAL			

FIGURA 16 – Perfil estratigráfico do Grupo Tianguá
Fonte: GOES, FEIJÓ, 1994.

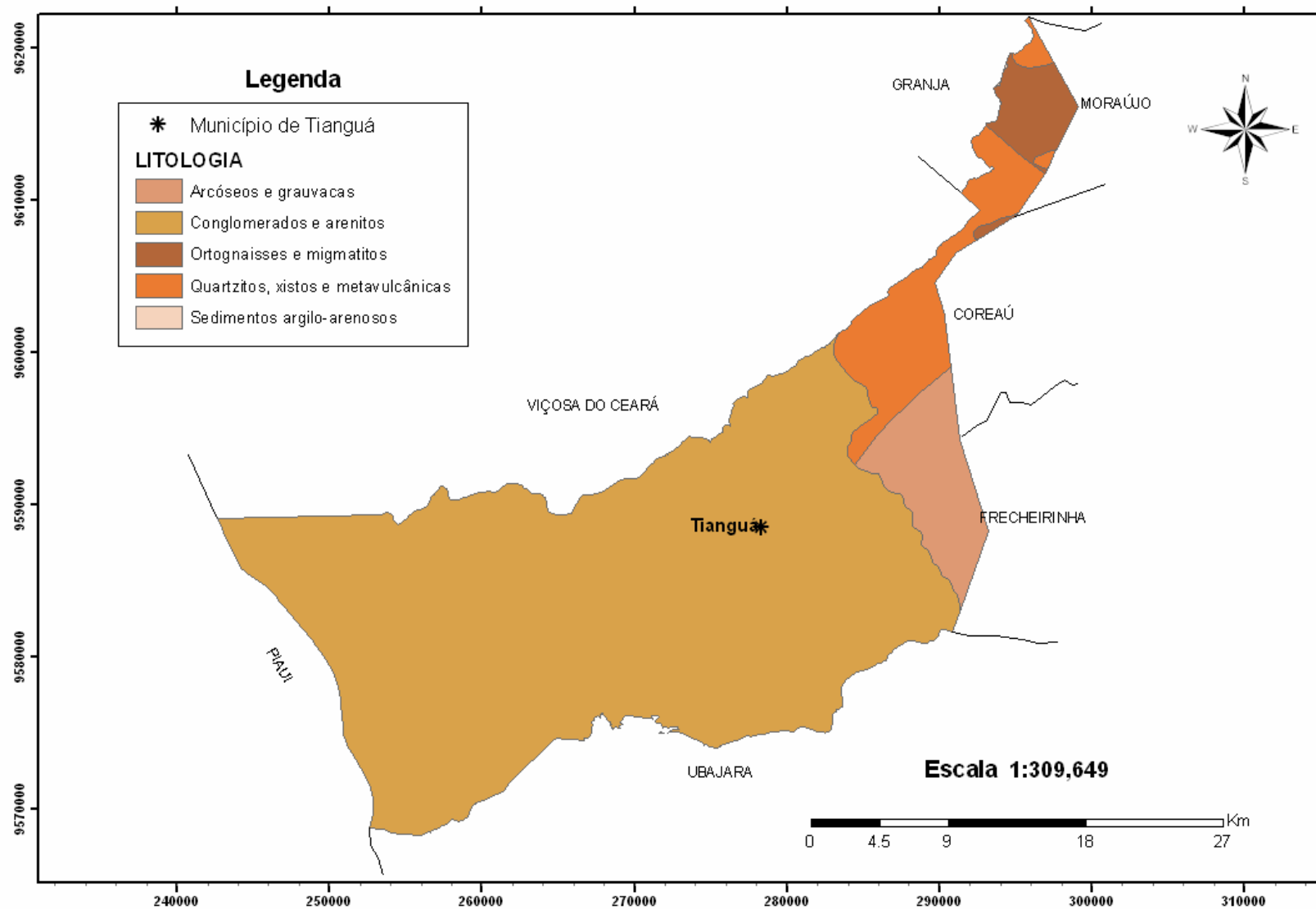


FIGURA 17 – Mapa geológico do município de Tianguá (Fonte: ATLAS, 2003).

5 MATERIAL E MÉTODOS

A contaminação da água subterrânea no município de Tianguá, área de estudo, foi investigada a partir da análise de amostras de água provenientes de poços e envolveu as seguintes etapas: exploratória (determinações de pesticidas) e quantitativa (determinações de pesticidas e nitrato).

O pesticida metamidofós, selecionado para ser analisado nas amostras de água subterrânea, foi descartado em função de apresentar medidas pouco confiáveis em decorrência de seu pico de saída coeluir com o solvente acetonitrila, impossibilitando sua identificação e quantificação de maneira segura. Esta situação foi constatada tanto no laboratório de cromatografia do Parque de Desenvolvimento Tecnológico do Estado do Ceará – PADETEC, Campus do Pici da UFC (etapa exploratória) quanto no laboratório do Curso de Química da USP, São Carlos (dados quantitativos). Além desta dificuldade, outras questões foram determinantes para interrupção das análises do metamidófos, tais como:

- no Brasil, não existe nenhum laboratório credenciado para a análise desse composto;
- a Agência Reguladora de Serviços Públicos Delegados do Estado do Ceará – ARCE realizou monitoramento de pesticidas em amostras de água superficial (na área de estudo desta pesquisa) dentre os quais estava incluído o metamidofós. Os laudos de dois laboratórios (para a mesma amostra) divergiram quanto aos resultados das medidas;
- a falta de regulamentação na legislação brasileira quanto ao valor máximo permitido (VMP) desse composto, considerando seus efeitos nocivos à saúde do homem e dos animais, quando expostos pela ingestão de água.

5.1 Análise da contaminação da água subterrânea por pesticidas

5.1.1 Levantamento e escolha dos pesticidas

Os tipos de pesticidas que são utilizados na Serra da Ibiapaba foram obtidos a partir de dados de levantamento de campo realizado pela Secretaria de Saúde do município de Tianguá, no ano de 2004, junto às cooperativas agrícolas da região e com base em informações fornecidas pela Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Ceará – EMATERCE.

Durante as campanhas realizadas na área de estudo, sete estabelecimentos comerciais de produtos agropecuários foram visitados. A maioria dos pesticidas informados pelos responsáveis, nos bancos de dados da Secretaria de Saúde e da EMATERCE, correspondia àqueles listados pelos responsáveis dos referidos estabelecimentos de venda de pesticidas.

Segundo dados da Secretaria de Saúde do município de Tianguá, aproximadamente 50 compostos são aplicados nas áreas cultivadas da região da Serra Grande incluindo herbicidas, fungicidas, inseticidas, acaricidas e bactericidas. As informações fornecidas pela EMATERCE (anexo 1) referem-se aos tipos de insumos que são aplicados nas culturas desenvolvidas no município de Tianguá.

A partir de levantamento dos tipos de pesticidas usados na área de estudo, os compostos atrazina, simazina, metil paration e metamidofós foram escolhidos para serem investigados nas amostras de água subterrânea dos poços monitorados. A escolha destes compostos foi baseada nos critérios: quantidade comercializada, técnicas laboratoriais disponíveis, relevância na literatura, e propriedades físicas e químicas dos referidos compostos.

5.1.2 Pontos de monitoramento e coletas das amostras

A escolha dos poços de monitoramento foi feita com base no cadastramento do Serviço Geológico do Brasil-CPRM (Atlas... 1999) e investigações em campo.

As informações extraídas do banco de dados do CPRM foram checadas em campo e outras informações e medidas referentes aos poços monitorados foram obtidas durante as campanhas realizadas à área de estudo. A partir destas informações foi construído o banco de dados dos referidos poços, conforme apresentado na Tabela 04.

TABELA 04 – Dados dos poços monitorados na área da pesquisa.

Poço	Local	Coordenadas (UTM)	Profundidade (m)	Nível estático (m)	Observação
1	Bom Jesus de Baixo	268649; 9590064	80	15,62	Povoado
2a	Tucuns	259786; 9585156	100	45,22	Distrito
2b	Tucuns	259477; 9585129	80	15,15	Distrito
3	Tucuns	259313; 9585313	4	0,67	Distrito-fonte
4	Posto de gasolina	277774; 9587239	55	11,80	Tianguá
5a	Posto fiscal	257774; 9570482	135	30,74	BR 221(Tianguá-Piauí)
5b	Posto fiscal	257851; 9570510	85	33,19	BR 221(Tianguá-Piauí)
5c	Posto fiscal	257823; 9570406	85	35,15	BR 221(Tianguá-Piauí)
6a	Cedro	279317; 9580993	60	18,13	Povoado
6b	Cedro	278595; 9582181	60	8,32	Povoado
6c	Cedro	278557; 9582384	60	10,09	Povoado
7	Veado Seco	278110; 9582772	70	19,24	Povoado
8	Pitanguinha	280237; 9583945	80	25,31	Sítio
9a	Acarape	281322; 9593395	57	13,27	Povoado
9b	Acarape	281271; 9593479	54	11,60	Povoado
10a	São João	269758; 9587431	80	24,88	Sítio
10b	São João	269847; 9586773	58	11,80	Sítio
10c	São João	270342; 9584065	92	28,00	Sítio
10d	São João	270386; 9583517	130	29,43	Sítio
10e	São João	270463; 9583430	120	46,94	Sítio
11a	Cacimba	276823; 9585022	60	0,68	Povoado
11b	Cacimba	276949; 9584665	72	6,43	Povoado
12	Cipó	273332; 9592025	58	33,26	Povoado
13	Araticum	278623; 9592112	54	55,27	Povoado
14	Machado	289793; 9591821	60	3,76	Povoado
15	Varjota	287356; 9597235	36	19,13	Distrito
16	Olinda	281053; 9575838	67	28,35	Distrito
17	Secretaria de Educação	278866; 9588321	60	11,58	Tianguá
18	Mercado público	278732; 9587355	100	12,24	Tianguá
19	Baixio	285339; 9586931	60	7,94	Povoado
20	Itaguaruna	286851; 9585451	72	21,45	Povoado
21	Letreiro	288345; 9607207	60	8,59	Povoado
22	Carnaubinha	293945; 9612581	60	15,86	Povoado
23	Centro	278587; 9588621	70	12,89	Tianguá

As coletas das amostras da água subterrânea para determinação de pesticidas nos poços monitorados foram realizadas no período de novembro de 2003 a janeiro de 2006 (dois anos e um mês), totalizando 14 campanhas. A frequência de coleta foi, aproximadamente, de dois meses.

As amostras de água foram coletadas em frascos de vidro âmbar de 1 litro, previamente imersos por 24 h em solução de detergente da Merck e enxaguados com água deionizada. Após a coleta, os frascos foram acondicionados em isopor com gelo e transportados para o laboratório, onde foram armazenados em refrigerador. Os procedimentos adotados nas coletas e transporte das amostras seguiram as determinações metodológicas adotadas nos laboratórios onde as mesmas foram analisadas.

Do total de 34 poços monitorados da área de pesquisa, nove foram investigados quanto a presença de pesticidas. Na Figura 18 é mostrada a coleta da água subterrânea em um dos poços monitorados na área de estudo. Na Figura 19 é mostrado o mapa da área de estudo com a localização dos poços monitorados.



FIGURA 18 – Coleta de amostras de água subterrânea no poço 6a (distrito de Cedro, localizado no município de Tianguá, 2004).

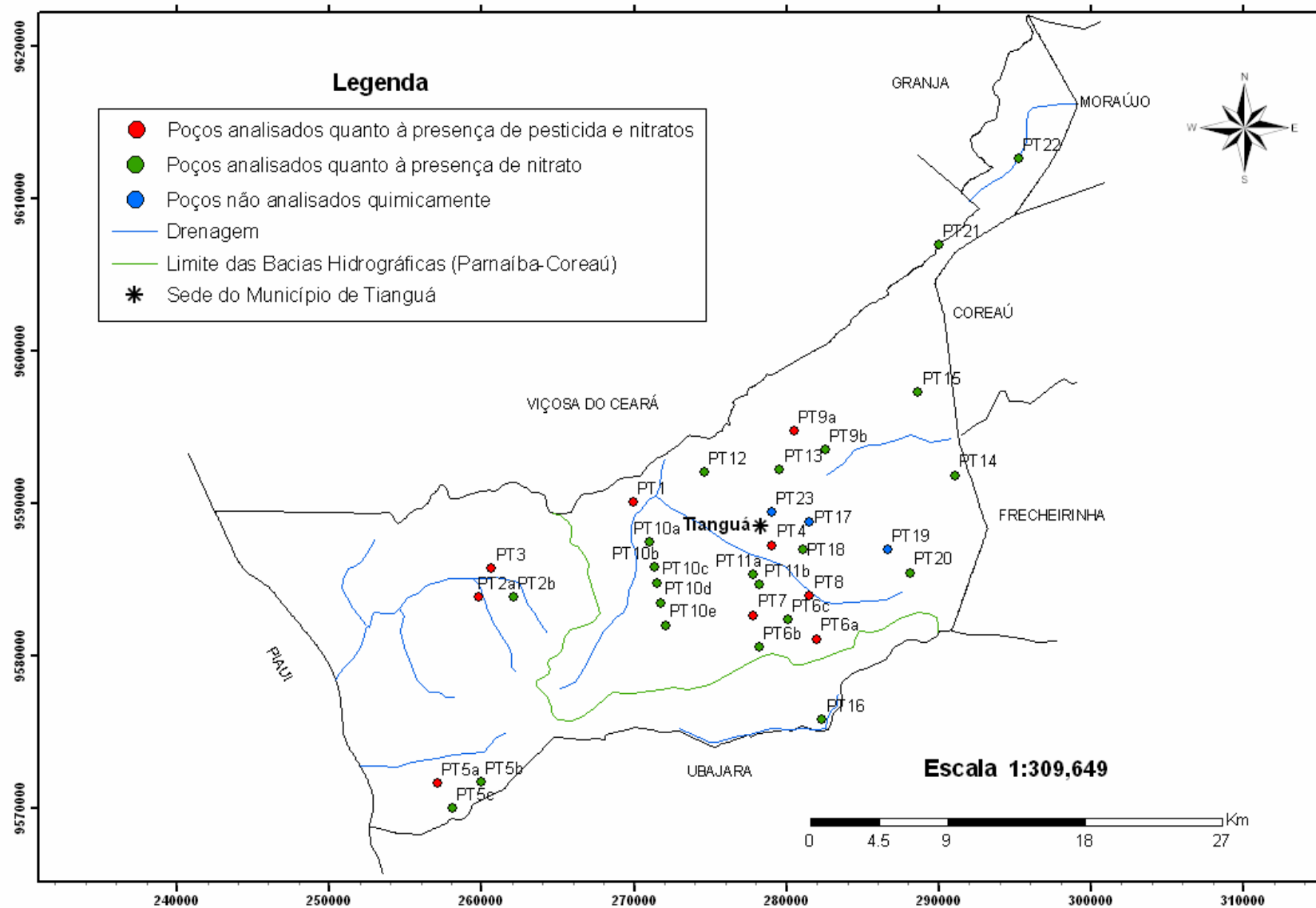


FIGURA 19 – Mapa do município de Tianguá com a localização dos poços monitorados nesta pesquisa.

5.2. Aparatos para detectar e medir pesticida

5.2.1 Validação do método de determinação de pesticidas nas amostras de água subterrânea

O limite de detecção (LD) corresponde à menor quantidade de um analito que pode ser detectada, porém, não necessariamente quantificada como um valor exato e o limite de quantificação (LQ), corresponde a menor quantidade de um analito que pode ser quantificada com exatidão (LANÇAS, 2004). O limite de detecção para cada analito foi determinado por injeção de diluições sucessivas da solução estoque dos padrões analíticos, até que a área obtida fosse o triplo do valor da variação do ruído da linha de base. O limite de quantificação foi o dobro do limite de detecção, o qual foi avaliado pela constância da área relativa dos padrões de atrazina, simazina e metil paration.

A eficiência e validação do método foram avaliadas utilizando os seguintes testes cromatográficos: Repetibilidade, recuperação e estabilidade dos pesticidas analisados.

O teste de *repetibilidade* expressa a fidelidade obtida nas mesmas condições operacionais (analista, equipamento, etc.) aplicadas em um curto intervalo de tempo. Em análises cromatográficas, é importante conhecer a repetibilidade do composto analisado, visto que ela é utilizada para confirmar a sua identidade (análise quantitativa). Este teste foi realizado usando injeções sucessivas de dez amostras de uma mesma solução-padrão de cada analito. As concentrações iniciais foram de 0,05 mg/L para a atrazina e simazina e de 0,75 mg/L para o metil paration. Segundo Lanças (2004), não há uma regra geral para valores máximos de desvio aceitável, entretanto, uma repetibilidade no desvio padrão de até um no tempo de retenção e na área (ou altura) tem sido considerada aceitável.

O teste de *recuperação* é uma medida de eficiência do processo de isolamento do analito de interesse da matriz no qual se encontra presente. Na maioria dos procedimentos analíticos de validação, recuperações dentro da faixa de 70 a 120% são aceitas (LANÇAS, 2004).

O teste de recuperação foi efetuado por meio da dopagem de uma amostra previamente analisada. A amostra escolhida para a realização da dopagem não apresentou nenhum dos analitos de interesse em concentrações acima do limite de detecção estabelecido experimentalmente, e ocorreu antes da etapa de passagem das mesmas pelo cartucho (SPE) visando avaliar os procedimentos de concentração e quantificação por completo. As concentrações dos padrões escolhidas para a dopagem foram de 1,00 mg/L para os pesticidas:

simazina, atrazina e metil paration. Teoricamente, a etapa de concentração promoverá um acréscimo de cinco vezes na quantidade do analito existente na amostra, ocasionando uma concentração final esperada do analito correspondente à média da faixa utilizada na construção das curvas de calibração.

De acordo com Lanças (2004), o teste de *estabilidade* de um analito refere-se ao tempo durante o qual as soluções-padrão e da amostra contendo o analito podem ser utilizadas sem que haja decomposição apreciável dentro das condições experimentais fixadas. Neste estudo, este teste foi realizado com o objetivo de conhecer o decaimento dos pesticidas estudados.

5.2.2 Análise exploratória de pesticidas

A determinação dos pesticidas, referentes às seis primeiras campanhas (nov/03 a nov/04), foi realizada nos Laboratórios de Cromatografia do PADETEC e do Departamento de Química Analítica e Físico-Química da Universidade Federal do Ceará. Os pesticidas determinados foram: atrazina, simazina e metil paration.

Para a determinação dos analitos, a metodologia utilizada foi semelhante àquela empregada na etapa quantitativa que será descrita posteriormente.

Esta etapa, denominada exploratória, foi importante pois proveu conhecimento e experiência na manipulação da estrutura cromatográfica necessária para identificar os analitos, como também, para as etapas de preparação e separação dos compostos analisados nas amostras de água. Esta etapa constou de uma análise preliminar do potencial de contaminação da água subterrânea pelos pesticidas escolhidos.

Para uma visão mais sintética dos resultados da etapa exploratória foi realizada análise de risco associada aos pesticidas e aos poços monitorados. Os parâmetros considerados na avaliação do risco foram: frequência e severidade. Na Tabela 05 são mostrados os conceitos e intervalos de valores adotados para classificação dos referidos parâmetros.

TABELA 05 – Critérios estabelecidos para a análise de risco referente aos dados da etapa exploratória.

Conceito	Dados para classificação do risco	
	Frequência (%)	Severidade
	Pesticida/poços	pesticida/poços
	Relação entre número de classes acima do VMP e o número de determinações.	Relação entre a concentração média e o VMP do(s) composto(s).
Muito baixa	Menor do que 5	Até 1,5
Baixa	Até 10	Até 2,5
Moderada	Maior do que 10 e menor do que 50	Até 3,5
Elevada	Maior ou igual a 50	Até 4,5
Muito elevada	Maior ou igual a 60	Maior do que 4,5

5.2.3 Análise quantitativa de pesticidas

As amostras de água referentes às oito últimas campanhas foram analisadas na Central de Análises Químicas (CAQ) do Instituto de Química de São Carlos, da Universidade de São Paulo – USP.

As amostras foram previamente tratadas com extração em fase sólida para limpeza e pré-concentração dos compostos, utilizando cartuchos SPE-C-18/14 como absorvente e sistema a vácuo Supelco Visiprep. As amostras foram extraídas através do seguinte procedimento:

- Condicionamento do cartucho com 10 mL de metanol a um fluxo de 10 ml/min.
- Condicionamento do cartucho com 10 mL de água deionizada a um fluxo de 10 ml/min.
- Percolação de 10 mL de amostra de água no cartucho a um fluxo de 10 ml/min.
- Eluição dos analitos com 2 mL de acetonitrila.

Os procedimentos de pré-concentração e extração intensificaram em 5 vezes a concentração dos analitos.

Para a determinação dos defensivos nas amostras de água foi empregado um Cromatógrafo Líquido de Alta Eficiência (Figura 20), Shimadzu (LC-10AD) equipado com um detector UV-VIS Diode array (SPD-10AVP), com duas bombas SL-10AVP, operando com dois solventes.

A separação dos compostos foi realizada após a injeção de 20 µL da amostra concentrada em uma coluna da Supelco C18 (25 cm x 4.6 mm DI; partículas de 5 µm) nas seguintes condições de eluição:

- atrazina e simazina: fase móvel composta por água (A) e acetonitrila (B) com fluxo constante de 0,8 mL/min com a seguinte programação: de 0 a 2,00 min 50% de B; em 5,00 min 80% de B; em 10,00min 50% de B até 11,00min.

- metil paration: fase móvel composta por água (80%) e acetonitrila, com fluxo de 0,8 mL/min, detectados por absorção na região UV a 270nm.

Nas Figuras 21, 22 e 23 são mostrados os espectros ultravioleta da atrazina, simazina e metil paration, respectivamente.

A quantificação da concentração dos pesticidas analisados foi realizada pelo método do padrão externo, de modo que a curva de calibração foi obtida a partir da regressão linear das áreas das soluções padrão contendo 0,1; 0,5; 1,0; 5,0 e 10,0 mg/L de simazina e atrazina, 1,0; 2,5; 5,0; 7,5 e 10 mg/L de metil paration, injetados em triplicata e preparados por diluição de uma solução estoque 100 mg/L de cada padrão em água/acetonitrila 50%.

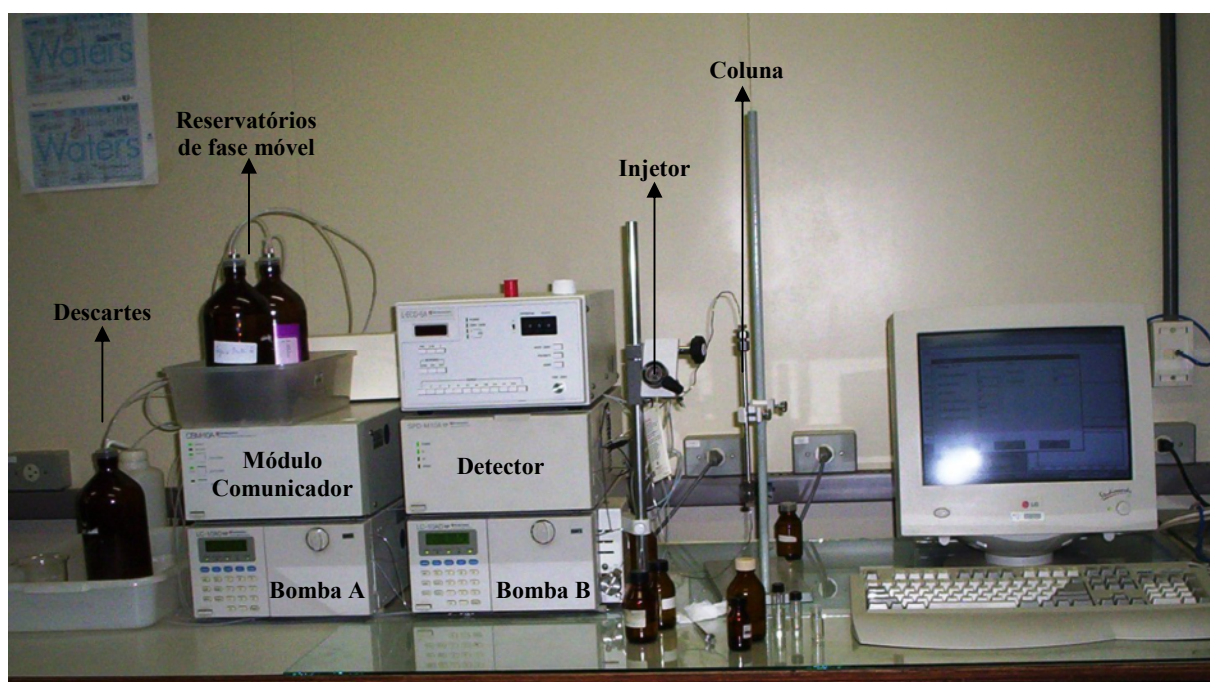


FIGURA 20 – Estrutura cromatográfica utilizada para a detecção dos pesticidas na Central de Análises Químicas do Instituto de Química de São Carlos – USP.

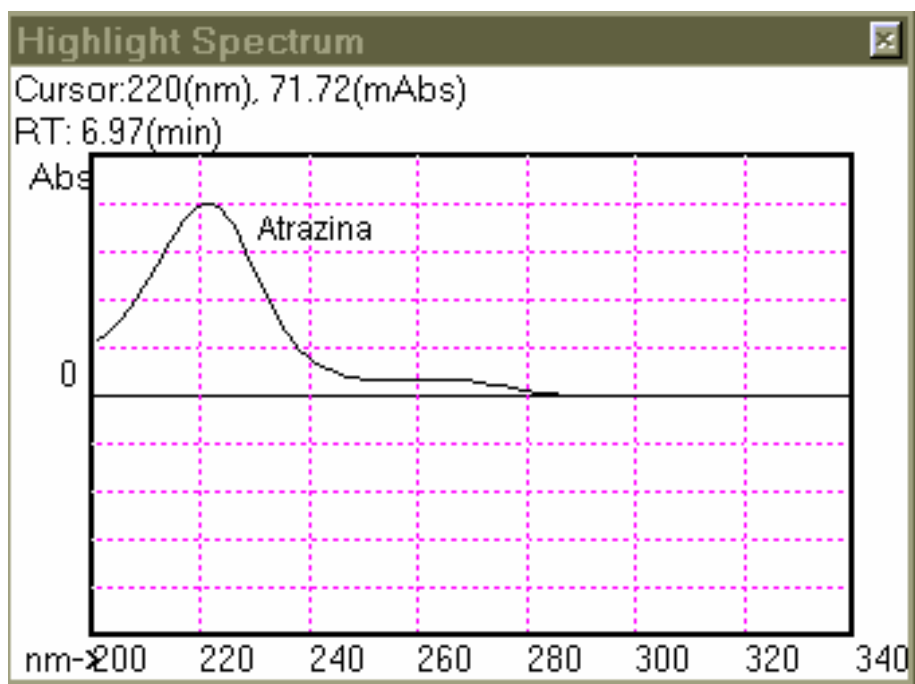


FIGURA 21 – Espectro UV da atrazina.

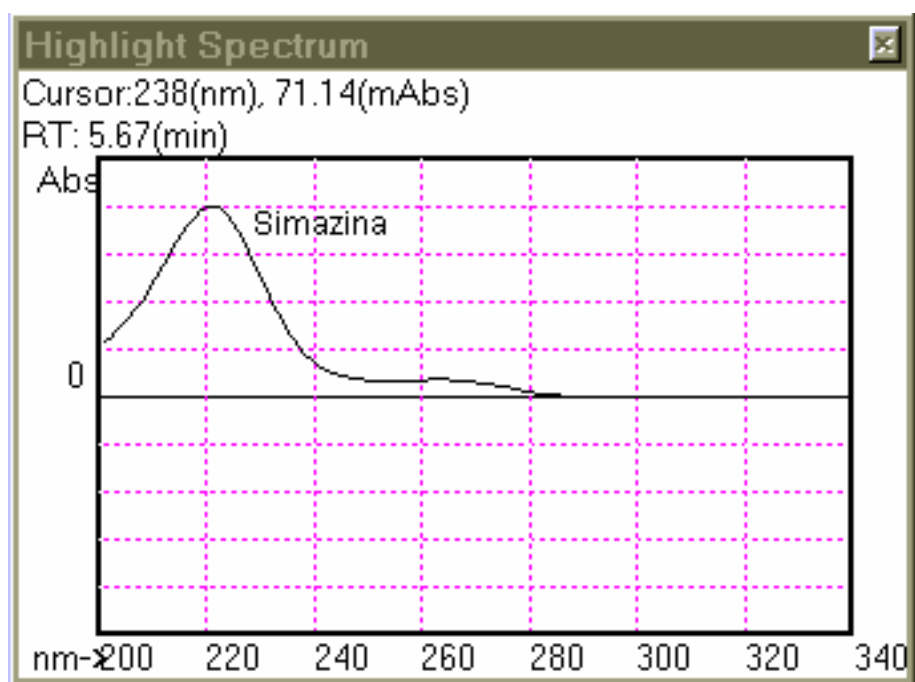


FIGURA 22 – Espectro UV da simazina.

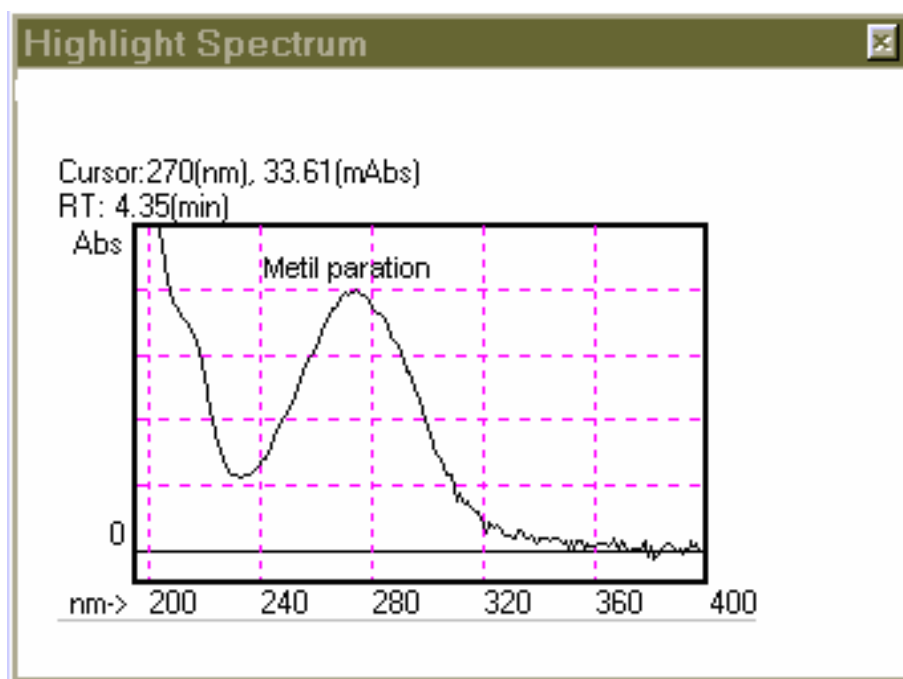


FIGURA 23 – Espectro UV do metil paration.

5.3 Análise de nitrato

As determinações de nitrato (NO_3^-) foram realizadas no período de dezembro de 2004 a janeiro de 2006 (um ano e um mês) com frequência de, aproximadamente, dois meses; totalizando nove campanhas de amostragem. Foram analisadas amostras de água subterrânea de 31 dos 34 poços monitorados na área. Os poços monitorados quanto à presença de nitrato estão localizados na Figura 18. As determinações foram realizadas no Laboratório Físico-químico de águas e efluentes do Curso de Saneamento Ambiental do Instituto Centro de Ensino Tecnológico – CENTEC, na cidade de Sobral-CE, seguindo o Método de Salicilato de Sódio (RODIER, 1978).

5.4 Levantamento dos parâmetros DRASTIC distribuídos na área de estudo

A vulnerabilidade do aquífero do município de Tianguá foi calculada aplicando os índices DRASTIC e DRASTIC pesticida, em ambiente de Sistema de Informação Geográfica – GIS, descritos no *capítulo 3; seção 3.3*.

Na elaboração dos sete mapas referentes a cada parâmetro dos referidos índices foram utilizados dados medidos em campo e informações extraídas dos seguintes bancos de dados: Mapa Exploratório – Reconhecimento de Solos – Estado do Ceará. Escala 1: 600 000

(SUDENE, 1973); Cartas digitalizadas, escala 1:100 000 (SUDENE, 1973); Serviço Geológico do Brasil-CPRM: Atlas dos recursos hídricos subterrâneos do Estado do Ceará (2001); Fundação Instituto de Planejamento do Ceará – IPLANCE: Atlas do Ceará (1997); Perfis dos poços gerenciados pela Superintendência de Obras Hidráulicas – SOHIDRA – Departamento de Águas Subterrâneas. Os programas AutoCAD (2000); ArcView GIS (versão: 3.2) e o Surfer (versão: 9.0) foram utilizados na elaboração dos mapas a partir da integralização dos dados medidos e levantados.

A seguir, são apresentados os procedimentos utilizados para a caracterização de cada um dos parâmetros do índice DRASTIC.

5.4.1 Profundidade do nível estático – (D)

O nível estático dos 34 poços foi obtido utilizando-se um medidor de nível, com sinal sonoro, marca Altronic (Figura 24). O valor do nível estático resultou na diferença entre a medida da boca do poço até o nível da água e a altura da boca do poço, quando necessário. Foram feitas 12 medidas do NE no período de outubro de 2004 a janeiro de 2006 com frequência de, aproximadamente, dois meses.

As coordenadas e altitudes dos poços foram obtidas a partir de levantamento planialtimétrico usando um par (fixo e móvel) de receptores GPS, geodésico com precisão de um centímetro (Figura 25). Foi aplicado o método de Posicionamento Estático com taxa de rasteio de 2 minutos em cada poço. Foi utilizado o banco de dados de RN's (níveis de referências) da Rede de Nivelamento de Precisão do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. O programa utilizado para processamento dos dados foi o Ashtech Solution 2.6.

O mapa de profundidade do lençol freático foi gerado com base nos valores médios de profundidade, interpolados no Programa Surfer, utilizando o processo de Kriging. A partir das linhas resultantes do processo de interpolação, foram gerados e selecionados polígonos, nos intervalos definidos no *Quadro09 (Capítulo 3; seção 3.3.1)*. Esses polígonos foram individualizados no Programa AutoCad (2000) e importados para o Programa ArcView 3.2 para que o mapa de profundidade fosse elaborado utilizando as ferramentas de geoprocessamento.



FIGURA 24 – Medida do NE no poço 5a localizado no Posto Fiscal (Tianguá, 2004).



FIGURA 25 – Levantamento planialtimétrico a partir de receptores GPS no poço 8a (Tianguá, 2003).

5.4.2 Recarga do aquífero – (R)

Este parâmetro foi estimado a partir das medidas do nível estático (NE) dos 34 poços monitorados e cota altimétrica dos poços em relação ao nível do mar. Os valores máximo e mínimo do nível estático (de cada poço monitorado) foram utilizados para obter as superfícies piezométricas máxima e mínima do aquífero.

As superfícies piezométricas e o volume entre elas foram calculados usando o programa Surfer. A porosidade do aquífero (S_y) foi calculada utilizando a equação de Biecinski (Pazdro, 1983 In: Alvarez, Niedzielski, 1996): $S_y = 0,117\sqrt[7]{K}$. Onde: (K) condutividade hidráulica do aquífero. A metodologia da condutividade (K) será descrita no item 4.4.7. A recarga do aquífero (R) foi estimada como: $R = V \times S_y$. Onde: (V) o volume entre as superfícies piezométricas (máxima e mínima) do aquífero.

5.4.3 Material do aquífero – (A)

A caracterização litológica do aquífero baseou-se em informações dos perfis geológicos do banco de dados do Departamento de Água Subterrânea da SOHIDRA, de 15 dos 34 poços monitorados na área de estudo. As informações litológicas descritas nas fichas dos poços foram plotadas no mapa de contorno da área de estudo, no sentido de definir os limites entre as diferentes litologias do aquífero, utilizando ferramentas dos programas AutoCAD e ArcView GIS em ambiente de sistema de informação geográfica.

A geologia do aquífero descrita nas fichas dos poços foi comparada com a descrição feita da estratigrafia da Formação Tianguá através do furo (2-CP-1-MA, 1987) de sondagem realizado pela PETROBRÁS (GÓES; FEIJÓ, 1994). Nos anexos 2a e 2b apresentam-se dois perfis litológicos do material do aquífero utilizados para a caracterização deste parâmetro.

O mapa de contorno da área de estudo com os limites das zonas do material do aquífero foi importado do Surfer para o programa ArcView 3.2 em ambiente SIG para que fossem atribuídos os valores de avaliação a cada unidade geológica do aquífero.

5.4.4 Tipo de Solo –(S)

O mapa do parâmetro solo foi construído utilizando as informações do Mapa Exploratório-Reconhecimento de Solos Estado do Ceará (SUDENE, 1973). A área referente

ao município de Tianguá foi selecionada com suas respectivas classes de solos exportadas para o programa ArcView 3.2.

Foram selecionados nove perfis relativos às amostras de nove classes de solos que ocorrem na área de estudo, com base no banco de dados do mapeamento de solos realizado pela SUDENE.

Para a elaboração do mapa do parâmetro tipo de solo, realizou-se uma análise cuidadosa dos dados referentes à textura e composição do material para definir os valores de avaliações de cada classe de solo. As informações extraídas dos nove perfis permitiram estabelecer os valores de avaliação para cada tipo de solo que sofreram alterações quando comparados com os descritos no *Quadro12 (Capítulo 3; seção 3.3.1)* em função das peculiaridades apresentadas pelos solos da área de estudo.

5.4.5 Topografia – (T)

O mapa de declividade foi obtido utilizando manipulações digitais sobre Modelo Digital do Terreno (MDT). Os MDT's podem ser obtidos a partir da digitalização de bases cartográficas existentes ou por meio de observações de dados brutos obtidos por posicionamento terrestre com receptores geodésicos, em áreas sem obstrução do sinal dos satélites do sistema GPS por vegetação ou benfeitorias. Em muitos casos, é a topografia do terreno, especialmente a declividade, o principal condicionador de sua capacidade de uso.

A partir das cartas 679 (Viçosa do Ceará), 680 (Frecheirinha) e 617 (Granja), escala 1:100 000 (SUDENE, 1973) a digitalização e a vetorização foi realizada no programa AutoCAD. Foram obtidas 5 (cinco) classes, indicando a inclinação do terreno em percentuais (%), que evidenciam áreas com maiores riscos de erosão e perda de solos. Essas classes foram selecionadas e atribuídos valores de avaliação com base nas informações contidas no *Quadro13 (Capítulo 3; seção 3.3.1)*.

Após a digitalização das curvas de nível e dos pontos cotados obtidos dos arquivos digitais representativos do relevo da área de estudo, os dados foram importados para o Programa Surfer (versão 9.0) para serem interpolados. Os polígonos gerados e vetorizados foram exportados para o Programa ArcView 3.2 em ambiente SIG, para que fosse construído o mapa de declividade.

5.4.6 Impacto da zona vadosa – (I)

Na área de estudo o material da zona vadosa foi definido com base na geologia de sub-superfície e nos perfis geológicos dos poços monitorados. O mapa da geologia do município de Tianguá obtido do Atlas dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Estado do Ceará (CPRM, 2001), Figura 13; (*Capítulo 2; seção 2.5*) foi importado para o Programa AutoCad para ser digitalizado e, em seguida, exportado para o programa ArcView 3.2 em formato digital georeferenciado. Nas seções geológicas as unidades foram codificadas de acordo com o sistema de avaliação do índice DRASTIC–*Quadro 14 (Capítulo 3; seção 3.3.1)*.

5.4.7 Condutividade hidráulica – (C)

A determinação da condutividade hidráulica foi realizada com o auxílio do software Aquifer test (versão 2.5) da Waterloo University aplicando o Método de Theis. Foram utilizados os dados de rebaixamento e tempo dos ensaios de bombeamento de 15 dos 34 poços monitorados na área de estudo.

5.5 Avaliação da vulnerabilidade do aquífero

Os índices de vulnerabilidade DRASTIC e DRASTIC pesticida foram computados de acordo com a Equação (1), *Capítulo 3; seção 3.3*. Os mapas de vulnerabilidade da área de estudo foram obtidos a partir da sobreposição dos sete mapas de cada parâmetro considerado nos índices DRASTIC e DRASTIC pesticida, a partir das ferramentas do programa ArcView GIS 3.2.

As classes de vulnerabilidade para a área de estudo foram definidas de acordo com os intervalos sugeridos por Aller et al. (1987), *Capítulo 3; Seção 3.3; Quadro 07*.

5.6 Agrupamento das medidas de pesticidas e nitrato pelo método de classificação hierárquica de Ward (Cluster analysis)

A análise de agrupamento das medidas dos pesticidas e nitrato (etapa quantitativa) foi realizada a partir da aplicação do método de classificação hierárquica de Ward (CRIVISQUI, 1999) com o quadrado da distância euclidiana. Este método utiliza análise estatística multivariada para avaliar as distâncias entre as séries. O programa SPSS 10.0 (NORUSIS, 1990), foi utilizado para aplicação do método.

A aplicação do método de Ward, para este trabalho, adotou os procedimentos descritos por Chae et al. (2004); Santos et al. (2004); Silva, Lermen, Nery (2001). O método se baseia em uma análise de variância para avaliar a distância entre as séries, envolvendo as seguintes etapas:

- cálculo das médias das variáveis;
- obtenção do quadrado da distância euclidiana entre as médias;
- soma das distâncias para todos os valores;
- minimização da variância dentro dos grupos.

O método Ward tem sido frequentemente utilizado para tratar dados de monitoramento ambiental, principalmente, por envolver análise estatística multivariada que, entre outras vantagens, fornece uma síntese do conjunto de dados, isenta de subjetividade e justificada em um critério estatístico.

5.7 Correlação dos grupos (cluster) de pesticidas e nitrato com os mapas de vulnerabilidade DRASTIC e DRASTIC pesticidas

A correlação entre as medidas de pesticidas e nitrato, e as classes de vulnerabilidade foi realizada com base nos grupos obtidos pelo método de classificação hierárquica de Ward.

Os grupos, referentes às medidas de nitrato e pesticidas, foram plotados, respectivamente, nos mapas de vulnerabilidade DRASTIC e DRASTIC pesticidas utilizando o programa ArcView GIS, 3.2 em ambiente de sistema de informação geográfica.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Análise da contaminação da água subterrânea por pesticidas

As melhores condições cromatográficas para identificação dos pesticidas foram obtidas usando um sistema isocrático para metil paration e um sistema de solvente gradiente para atrazina e simazina, na qual a variação da composição da fase móvel permitiu obter a separação dos picos sem o alargamento dos mesmos. Isto foi obtido diminuindo-se a polaridade da fase móvel (acetonitrila:água), neste caso variando a concentração de acetonitrila de 50 a 80%. Nestas condições os compostos foram eluídos da coluna com tempo de retenção entre 4 e 11 minutos.

Estes analitos foram monitorados nos comprimentos de onda de 220nm (atrazina), 238nm (simazina) e 270nm (metil paration), para os quais os compostos apresentaram melhor absortividade sem a interferência de outros compostos orgânicos presentes nas matrizes investigadas. Nas Figuras 26 e 27 são mostradas os cromatogramas, respectivamente, dos compostos atrazina/simazina e metil paration.

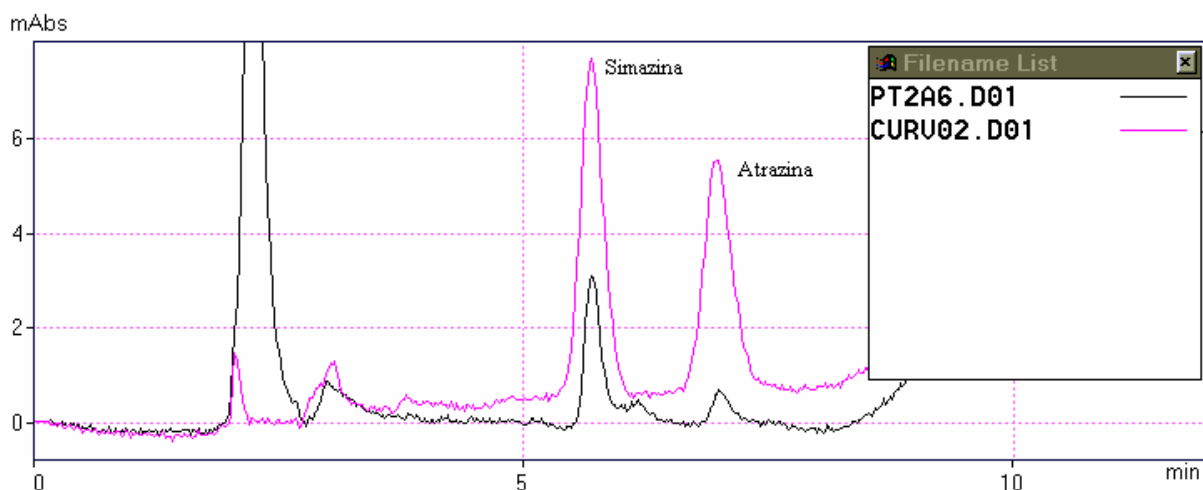


FIGURA 26 – Cromatograma de sobreposição de um ponto da curva de calibração e de uma amostra de água (poço 2A) referente à coleta de outubro de 2005 para os compostos simazina e atrazina.

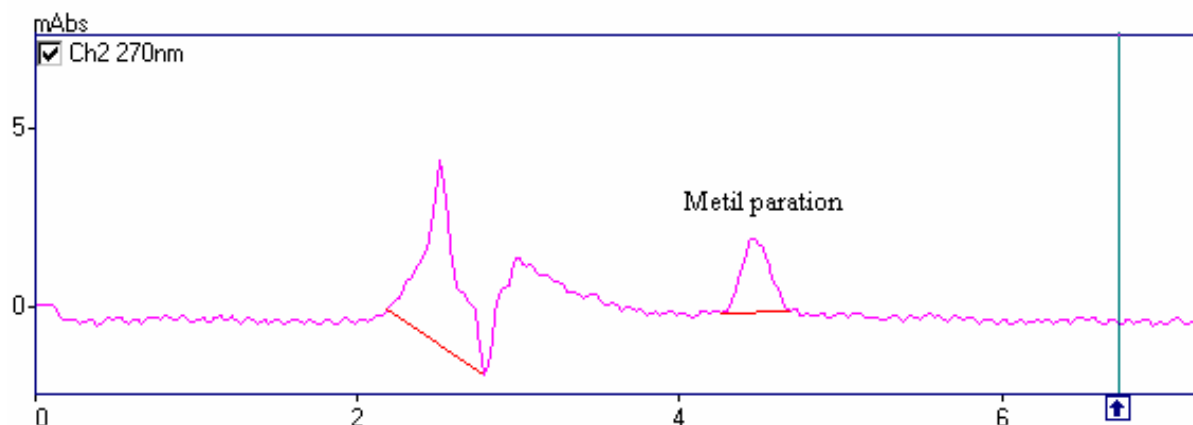


FIGURA 27 – Cromatograma de uma amostra de água (poço 6) referente à coleta de outubro de 2005 para o composto metil paration.

6.2 Aparatos para detectar e medir pesticidas

6.2.1 Validação do método de determinação de pesticidas nas amostras de água subterrânea

A escolha do método de análise dos pesticidas nas amostras de água subterrânea teve como base a grande aceitação, de acordo com a literatura consultada, do método Extração em Fase Sólida com cartuchos C-18. Quanto à técnica instrumental, a cromatografia líquida (HPLC/UV), empregada neste trabalho, é bastante eficiente e oferece limites de detecção compatíveis com outras técnicas utilizadas.

Os *limites de detecção* medidos foram suficientemente baixos (Tabela 06), sendo possível comparar as medidas dos pesticidas nas amostras de água com os limites dessas substâncias estabelecidos na legislação brasileira ou seja, 2,00 µg/L para atrazina e simazina, segundo a Portaria 518/2004 do MS/2004 para água destinada ao abastecimento público e 0,04 µg/L (classe 2) para paration, de acordo com a Resolução do CONAMA 357/2005.

TABELA 06 – Limites de detecção (LD) e quantificação (LQ) dos pesticidas analisados.

Limites	Simazina	Atrazina	Metil paration
LD (ppm)	0,05	0,05	0,50
LQ (ppm)	0,10	0,10	1,00

Os valores do *limite de detecção* de atrazina e simazina, quando comparados com aqueles encontrados por Dores (2004), ficaram bem próximos, mesmo que a técnica utilizada pela autora tenha sido baseada em cromatografia gasosa com detector de nitrogênio e fósforo

(CG/DNP). Os limites de detecção encontrados nesta pesquisa estiveram na mesma ordem de grandeza daqueles encontrados por Pinto; Jardim (2000), que empregaram técnica HPLC/UV com extração em fase sólida e cartuchos C-18, ou seja, semelhante à utilizada nesse trabalho.

Os resultados do *teste de repetibilidade*, apresentados na Tabela 07, mostraram valores de desvio padrão de 0,003 para os herbicidas atrazina e simazina, respectivamente, e 0,007 para metil paration. Esses resultados estão dentro da faixa tolerada que, segundo Lanças (2004), a repetibilidade com desvio padrão de até um no tempo de retenção e na área (ou altura), tem sido considerada aceitável. Comparando o valor de concentração real, ou seja, 0,05 mg/L tanto para atrazina quanto para simazina e 0,75 mg/L para metil paration observa-se que as concentrações médias medidas de 0,048 mg/L para atrazina e simazina e 0,753 mg/L para metil paration se encontram bem próximas da concentração real.

Os valores mostrados nessa tabela resultaram de 10 injeções para os três compostos estudados. O Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial – INMETRO, (2003) recomenda sete ou mais repetições para o cálculo da estimativa do desvio padrão. A Agência Nacional de Vigilância Sanitária - ANVISA, (2003) sugere que a repetibilidade seja realizada a partir de um mínimo de nove determinações.

Com base nas considerações feitas, pode-se admitir que os resultados do teste de repetibilidade expressaram fidelidade obtida sob as mesmas condições operacionais, como por exemplo, para o mesmo analista e equipamento.

TABELA 07 – Teste de repetibilidade dos pesticidas presentes em amostras de água subterrânea do município de Tianguá.

Teste de repetibilidade do método						
Injeções	Atrazina C ₀ = 0,05 (mg/L)		Simazina C ₀ = 0,05 (mg/L)		Metil paration C ₀ = 0,75 (mg/L)	
	C. medida	Erro	C. medida	Erro	C. medida	Erro
1	0,044	-0,120	0,049	-0,020	0,748	-0,003
2	0,045	-0,100	0,046	-0,080	0,746	-0,005
3	0,049	-0,020	0,049	-0,020	0,771	0,028
4	0,052	0,040	0,044	-0,120	0,756	0,008
5	0,051	0,020	0,045	-0,100	0,751	0,001
6	0,047	-0,060	0,045	-0,100	0,747	-0,004
7	0,050	0,000	0,052	0,040	0,762	0,016
8	0,049	-0,020	0,054	0,080	0,749	-0,001
9	0,045	-0,100	0,048	-0,040	0,750	0,000
10	0,044	-0,120	0,049	-0,020	0,753	0,004
MD	0,048	-0,048	0,048	-0,038	0,753	0,004
CV(%)	6,3	-	6,3	-	0,1	-
DP	0,003	0,057	0,003	0,061	0,007	0,010
EMA	-	-0,120	-	-0,012	-	0,064

MD – média; CV – coeficiente de variação; DP – desvio padrão; EMA – erro máximo absoluto.

Para a avaliação da recuperação dos pesticidas analisados, uma amostra foi fortificada com 1,0 mg/L da solução padrão de cada composto, resultando em uma concentração final de 5,0 mg/L, conforme as técnicas de pré-concentração descritas no *Capítulo Material e Métodos*.

Os valores de recuperação dos pesticidas analisados encontram-se na Tabela 08. Cada amostra foi injetada em triplicata e o valor da recuperação para cada analito foi calculado em função da média das concentrações obtidas para cada um. Os valores de recuperação para atrazina, simazina e metil paration foram, respectivamente, 96,6; 97,2 e 95,5%. Estes resultados são satisfatórios uma vez que, na maioria dos procedimentos analíticos de validação, recuperações dentro da faixa de 70 a 120% são consideradas satisfatórias (LANÇAS, 2004).

Com base nos resultados apresentados, pôde-se concluir que o teste de recuperação realizado a fim de avaliar a eficiência do processo de isolamento do analito de interesse e dos procedimentos de extração dos compostos presentes na matriz investigada, mostrou recuperações adequadas.

TABELA 08 – Teste de recuperação para os pesticidas analisados em amostras de água subterrânea no município de Tianguá.

Teste de Recuperação			
Compostos	Dados	Concentração (mg/L)	Recuperação (%)
Atrazina	Valor real	5,000	96,6
	Valor medido 1	4,870	
	Valor medido 2	4,720	
	Valor medido 3	4,910	
	MD	4,830	
	DP	0,100	
Simazina	Valor real	5,000	97,2
	Valor medido 1	4,890	
	Valor medido 2	4,930	
	Valor medido 3	4,770	
	MD	4,860	
	DP	0,080	
Metil paration	Valor real	5,000	95,2
	valor medido 1	4,750	
	valor medido 2	4,910	
	valor medido 3	4,630	
	MD	4,760	
	DP	0,140	

MD – média; DP – desvio padrão.

Na Tabela 09 são mostrados os dados relativos ao teste de decaimento dos pesticidas analisados. Foi constatado decaimento em todos os níveis dos compostos mesmo tendo sido tomadas as devidas precauções nas etapas de coleta, acondicionamento, transporte e preparação das amostras de água subterrânea. Observa-se que o decaimento foi maior para as menores concentrações. Embora haja decaimento com o tempo na concentração dos pesticidas, para uma faixa de 0,1 a 1,00 mg/L de concentração inicial a persistência dos compostos após 3 meses, aproximadamente, ficará entre 40 e 83%. Sendo assim, pode-se concluir que será possível medir a ordem de grandeza dos compostos em até 3 meses, aproximadamente.

TABELA 09 – Teste de decaimento dos pesticidas presentes nas amostras de água subterrânea no município de Tianguá no intervalo de 46 dias

Lingua no intervalo de 48 dias							
Composto	Número de amostras	Concentração (mg/L)					Coeficiente de decaimento dia ⁻¹
		C ₀	C. média Medida (25/10/05)	Desvio padrão	C. média Medida (10/12/05)	Desvio padrão	
Atrazina	3	0,1	0,089	0,010	0,053	0,008	0,011
	3	1,0	0,918	0,008	0,766	0,112	0,004
	3	10,0	9,813	0,176	9,217	0,143	0,001
Simazina	3	0,1	0,089	0,002	0,069	0,006	0,006
	3	1,0	0,903	0,015	0,822	0,103	0,002
	3	10,0	10,403	0,383	9,884	0,229	0,001
Metil paration	3	1,0	0,888	0,197	0,808	0,169	0,002
	3	5,0	5,022	0,224	4,641	0,262	0,002
	3	10,0	9,760	0,263	9,199	0,263	0,001

6.2.2 Análise exploratória de pesticidas

Não existe, na legislação brasileira, norma legal que disponha sobre a concentração máxima dos compostos analisados nesta pesquisa, para corpos hídricos subterrâneos. Diante desta limitação, adotou-se como referência a Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde, que limita a concentração máxima de atrazina e simazina em água para fins de abastecimento público e a Resolução CONAMA 357/2005, que regulamenta a presença de paration em classes de água doce.

A concentração máxima se refere ao valor máximo permitido (VMP) que, segundo a Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde, é 2 µg/L para os compostos atrazina e simazina em água para fins de abastecimento público. Esta portaria não determina o VMP para o pesticida metil paration, mas segundo a Resolução CONAMA 357/2005 enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces serão consideradas como de classe

2. Esta resolução limita em 0,04 µg/L de paration em corpos de água enquadrados na classe 2, sendo este o valor de referência utilizado neste trabalho.

A interpretação dos resultados, referentes à etapa exploratória (nov/03 a nov/04), apresentados na Tabela 10, foi feita através do agrupamento em classes de acordo com os seguintes intervalos:

Classe 0: pesticida não detectado;

Classe I: Concentração menor ou igual ao VMP;

Classe II: Concentração maior do que o VMP e menor ou igual a cinco vezes o VMP;

Classe III: Concentração maior do que cinco vezes o VMP.

TABELA 10 – Enquadramento das concentrações de pesticidas em classes, referentes aos poços monitorados na área de estudo (Tianguá), segundo o critério de classificação estabelecido. Período: nov/03 a nov/04.

Composto	Data de coleta	Intervalos de Classes								
		Pontos monitorados								
		1	2a	3	4	5a	6a	7	8	9 ^a
Atrazina	11/11/2003	I	II	II	0	II	II	nc	II	II
	27/01/2004	II	I	I	I	II	II	nc	I	nc
	05/04/2004	II	I	II	II	II	II	II	II	I
	24/07/2004	II	0	0	II	I	II	0	0	0
	22/10/2004	II	I	II	nd	II	II	I	II	0
	22/11/2004	0	0	0	0	I	I	II	I	I
Simazina	11/11/2003	I	II	II	I	II	I	nc	I	II
	27/01/2004	I	I	I	I	II	I	nc	II	nc
	05/04/2004	II	I	I	I	II	II	I	I	II
	24/07/2004	II	II	0	II	0	II	0	II	0
	22/10/2004	II	II	II	I	II	0	0	II	0
	22/11/2004	0	0	0	I	II	I	II	II	II
Metil Paration	11/11/2003	II	III	III	III	III	III	nc	III	III
	27/01/2004	III	III	0	III	III	III	nc	III	nc
	05/04/2004	III	III	III	III	III	III	III	III	III
	24/07/2004	I	0	I	I	I	I	0	0	0
	22/10/2004	III	I	I	I	I	I	I	III	I
	22/11/2004	III	III	III	III	III	III	III	III	I

0 – admitido sempre que os compostos não eram detectados; nc – não coletado.

De acordo com essa tabela, do total de 153 amostras analisadas, foi detectado em 126 (82%) amostras a presença dos pesticidas atrazina, simazina e metil paration.

Com base na Tabela 09, tem-se que:

- Classe 0: em 27 amostras os compostos não foram detectados, o que equivale a 18% do total das amostras analisadas;

- a classe I englobou 44 amostras (29%), ou seja, as concentrações detectadas foram iguais ou menores ao VMP;

- a classe II correspondeu a 50 amostras (32%), o que significa que as concentrações foram maiores do que o VMP ou menores e iguais a cinco vezes ao VMP, de acordo com o limite estabelecido na legislação;

- para a classe III, o percentual foi de 21%, correspondente a 32 amostras. Ou seja, as concentrações foram maiores do que cinco vezes o VMP definido na legislação.

Constatou-se que o número de classe I foi maior do que a classe III e menor do que a classe II. Entretanto, a maior parte das medidas (54%) está em desacordo com a legislação, visto que as classes II e III, conforme os critérios de classificação adotados encontram-se em intervalos de valores que superam o VMP, de acordo com as normas consultadas.

Os compostos atrazina e simazina não foram enquadrados na classe III. Para ambos os herbicidas, a frequência da Classe II foi maior do que a classe I.

O inseticida metil paration esteve predominantemente enquadrado na classe III, em decorrência do restrito valor estabelecido na Resolução CONAMA/357, ou seja, 0,04 µg/L. Esta mesma Resolução estabelece o valor de 35 µg/L em paration para corpos de água doce enquadrados na classe 3, que pode ser destinada para fins de abastecimento público após tratamento convencional. Se este valor (35 µg/L) tivesse sido adotado neste trabalho, para a análise de contaminação da água subterrânea, a maioria das medidas estaria abaixo ou próximas deste limite. Entretanto, como o manancial analisado não está enquadrado na legislação, preferiu-se seguir a orientação estabelecida pela referida Resolução.

Ainda com base nos dados qualitativos apresentados na Tabela 10, verifica-se que:

- o pesticida atrazina foi detectado, pelo menos uma vez, em desacordo com o VMP (2 µg/L) em todos os poços monitorados. Os poços 2a e 9a apresentaram menor frequência deste composto que excede o VMP, ou seja, a frequência da classe I foi maior do que a frequência da classe II. Nos demais poços, o número de classe II excedeu o número de classe I em pelo menos uma unidade. Os poços 1, 5a e 6a apresentaram maiores frequências da classe II.

- Semelhante à atrazina, a simazina apresentou pelo menos uma classe, em todos os poços monitorados, excedendo o VMP, que é de 2 µg/L. Nos poços 4 e 6a, o número de

classe I foi superior ao número de classe II; para os poços 3 e 7, o número das classes I e II foi igual. Todas as medidas referentes ao poço 5a (classe II) excederam o VMP. Nos demais poços (1, 2a, 8 e 9a), o número de classe II superou a classe I.

- o composto metil paration apresentou número de classe III superior em todos os poços monitorados, com exceção do poço 9a onde foi igual à classe I.

Com base nos critérios adotados na Tabela 05 (*Material e Métodos, item 5.1.5*), foram formuladas as Tabelas 11 e 12 que se referem às análises de risco. Na Tabela 11 apresenta-se os riscos de contaminação dos pesticidas estudados, apresentando uma hierarquização em função da frequência de ocorrência de cada composto e da severidade de ocorrência destes. A Tabela 12 refere-se aos riscos associados aos poços monitorados.

TABELA 11 – Hierarquização de riscos de contaminação da água subterrânea, do município de Tianguá, por pesticidas, de acordo com os dados da etapa exploratória (nov/03 a nov/04).

Pesticida	Frequência	Severidade	Risco
Atrazina	Moderada (49%)	Baixa	Baixo
Simazina	Moderada (47%)	Elevada	Moderado
Metil paration	Muito elevada (65%)	Muito Elevada	Muito elevado

Conforme mostrado na Tabela 11, atrazina é o pesticida que oferece menor risco em decorrência da severidade; simazina apresentou risco moderado e metil paration risco muito elevado, ambos influenciados, respectivamente, pela severidade.

TABELA 12 – Hierarquização de riscos de contaminação da água subterrânea, do município de Tianguá por pesticidas, em cada poço de monitoramento, conforme resultados da etapa exploratória (nov/03 a nov/04).

Poço	Frequência	Severidade	Risco
1	Muito elevada (67%)	Muito elevada	Muito elevado
2a	Moderada (44%)	Moderada	Moderado
3	Moderada (44%)	Muito elevada	Elevado
4	Moderada (39%)	Moderada	Moderado
5a	Muito elevada (72%)	Muito elevada	Muito elevado
6a	Muito elevada (61%)	Elevada	Elevado
7	Moderada (42%)	Baixa	Moderado
8	Muito elevada (67%)	Muito elevada	Muito elevado
9a	Moderada (40%)	Moderada	Moderado

Pela Tabela 12, verifica-se que o risco de contaminação pelos pesticidas estudados associado aos poços monitorados esteve, predominantemente, enquadrado como muito

elevado (poços 1, 5a e 8) e elevado (poços 3 e 6a), em consequência da elevada frequência e severidade. O restante dos poços (2a, 4, 7 e 9a) apresentou risco moderado.

Com base na classificação do risco, tanto para os compostos estudados quanto para os poços monitorados, o quadro inspira cuidado, principalmente em relação aos pesticidas simazina e metil paration, e para os poços classificados de risco elevado e muito elevado. Diante desse quadro, recomenda-se o monitoramento sistemático da qualidade da água nesses poços em relação aos parâmetros que oferecem maior risco.

6.2.3 Análise quantitativa de pesticidas

As concentrações dos pesticidas detectadas nas amostras de água subterrânea referentes à etapa quantitativa foram agrupadas em classes, de acordo com os mesmos critérios utilizados para os dados da etapa exploratória. Na Tabela 13, são mostrados os resultados para ambas as etapas (exploratória e quantitativa).

TABELA 13 – Correlação entre os dados das etapas exploratória (nov/03 a nov/04) e quantitativa (jun/05 a jan/06) de acordo com o enquadramento em classes.

Atrazina				
Classes	Exploratória	%	Quantitativo	%
0	12	24	10	28
I	14	27	7	19
II	25	49	19	53
III	0	0	0	0
Simazina				
Classes	Exploratória	%	Quantitativo	%
0	10	20	10	28
I	17	33	7	19
II	24	47	19	53
III	0	0	0	0
Metil paration				
Classes	Exploratória	%	Quantitativo	%
0	5	10	21	58
I	13	25	0	0
II	1	2	0	0
III	32	63	15	42

Pela tabela, verifica-se que houve similaridade entre as classes das etapas exploratória e quantitativa. A ausência da classe III foi confirmada tanto para atrazina quanto para simazina, em ambas as etapas. Apesar de as condições de análises dos pesticidas terem sido diferentes em ambas as etapas como, por exemplo, em relação à estrutura cromatográfica, verificou-se, no geral, coerência entre as classes de uma e de outra etapa.

Com relação às amostras de água subterrânea referente ao período de dezembro-2004 a janeiro-2006 (total de oito campanhas), serão apresentados na Tabela 14 os resultados de quatro campanhas (junho-2005 a janeiro-2006), uma vez que não foi detectada a presença dos compostos analisados nas amostras dos meses de dezembro-04, fevereiro-05, março-05 e abril-05.

A ausência dos pesticidas nas referidas amostras foi atribuída ao intervalo de tempo entre a coleta e as determinações em laboratório, isto porque, conforme o teste de estabilidade dos compostos, apresentado anteriormente, a ordem de grandeza dos pesticidas estudados pode ser medida com segurança até, aproximadamente, três meses.

TABELA 14 – Concentrações de pesticidas nas amostras de água subterrânea na área de estudo (Tiangúá).
Período: jun/05 a jan/06.

Compostos	Data de coleta	Concentrações de Pesticidas (µg/L)								
		Poços monitorados								
		1	2a	3	4	5a	6a	7	8	9a
Atrazina	Jun/05	8,00	0	0	0	0	0	<LQ	0	0
	Out/05	6,00	3,00	2,00	0	6,00	9,00	4,08	6,00	9,00
	Dez/05	7,49	6,88	0	0	<LQ	2,21	2,89	4,31	0
	jan/06	8,76	9,95	1,58	1,77	1,63	1,74	1,39	5,52	2,18
Simazina	Jun/05	2,20	0	0	0	0	1,20	0,60	1,00	0
	Out/05	3,30	2,00	3,00	1,00	3,00	8,00	1,00	0,60	0
	Dez/05	6,85	3,76	0	0	5,53	6,32	7,41	7,67	0
	jan/06	7,85	9,11	9,07	9,22	7,56	8,33	6,59	8,28	9,35
Metil paration	Jun/05	0	0	0	0	0	9,00	7,00	3,00	0
	Out/05	0	0	0	0	0	0	0	0,60	0
	Dez/05	<LQ	0	4,21	3,83	0	3,18	2,99	0	3,10
	jan/06	3,03	3,17	3,28	3,23	2,99	0	0	0	0

0 – admitido sempre que os compostos não eram quantificados; <LQ – menor do que o limite de quantificação; nd – não detectado

De acordo com a tabela, os resultados dos pesticidas analisados nas amostras de água subterrânea mostraram que a maioria das concentrações dos compostos detectados encontra-se em desacordo com os limites definidos na legislação. Foram analisadas cento e oito amostras, das quais trinta e seis para cada composto.

Para a atrazina, 19 amostras (53%) apresentaram concentrações menores ou iguais ao limite de quantificação; portanto, de acordo com o VMP definido pela Portaria 518/2004, que limita em 2 µg/L, 17 amostras (47%) acima do limite permitido.

Com relação à simazina, 16 amostras (44%) estão na faixa do limite estabelecido pela Portaria 518/2004 (2 µg/L), vinte amostras (56%) encontram-se acima do limite permitido.

Para o metil paration, considerando o limite definido pela Resolução CONAMA para Classe 2, que limita o valor de 0,04 µg/L para compostos em paration, em corpos de água não enquadrados, verifica-se que em 22 amostras (61%) obedece ao VMP; quatorze amostras (39%) estão acima deste limite.

Com relação ao herbicida atrazina, verifica-se que o poço 1 foi o único que apresentou, em todas as campanhas, concentrações em desacordo com a legislação. A maior concentração detectada foi no poço 2a (9,95 µg/L), ou seja, aproximadamente quatro vezes maior do que o limite máximo definido na Portaria 518/2004. Dos nove poços monitorados, somente os poços 3 e 4 apresentaram níveis de atrazina que não excederam o VMP definido na Portaria 518/2004. Os demais poços apresentaram pelo menos uma medida superior ao VMP.

Para o herbicida simazina, foi observado comportamento similar à atrazina para o poço 1, ou seja, as concentrações em todas as amostras excederam o VMP (2 µg/L) estabelecido na Portaria 518/2004. No entanto, os níveis de concentrações deste composto foram menores do que aqueles observados para atrazina no referido poço. No poço 9a foi detectada concentração máxima de simazina (9,35 µg/L), cerca de quatro vezes maior do que o valor definido pela Portaria 518/2004. Ao contrário do herbicida atrazina, foi constatado em todos os poços monitorados que, pelo menos em uma amostra, uma medida de simazina excedeu o VMP estabelecido na Portaria 518/2004.

A contaminação das amostras da água subterrânea pelo inseticida metil paration indicou que em todos os poços monitorados, nos quais a concentração foi maior do que zero ou menor do que o limite de detecção, os valores detectados excederam o VMP definido na Resolução CONAMA. Os valores máximo (9,00 µg/L) e mínimo (0,60 µg/L) deste composto ocorreram, respectivamente, nos poços 6a e 8 e excederam, nessa ordem, em duzentos e vinte cinco vezes e quinze vezes o VMP definido na Resolução CONAMA. Para esta mesma Classe, em relação à subclasse 3, todas as concentrações deste composto estariam de acordo com o limite definido pela Resolução CONAMA, que fixa em 35 µg/L para compostos em paration.

Os mapas das Figuras 28, 29 e 30 mostram a distribuição espacial de contaminação para o aquífero da área de estudo, baseados nas concentrações máximas (etapa quantitativa) de cada ponto monitorado e no processo interpolação pelo inverso da distância (Surfer 9.0).

O mapa da Figura 28 mostra que, nas porções nordeste, sudeste e parte da porção sudoeste da área de estudo, os níveis de contaminação da água subterrânea pelo composto

atrazina é mais acentuado e influenciados, principalmente, pelos valores de concentrações máximos detectados nos poços 1, 2a, 6a e 9a. Na região noroeste e na sede do município (poço 4), como também nas áreas em torno, os valores de concentrações máximos medidos nos poços 3 e 4 delimitaram zonas de concentrações inferiores e até o limite recomendado pela Portaria 518/2004. Entre as regiões contaminadas (tonalidade vermelha) e não contaminadas (tonalidade azul) ocorre uma área de transição, demarcada pelas concentrações máximas de Atrazina medidas nos poços 5a, 7 e 8. Nessas áreas de transição, os valores máximos do composto estão acima daquele recomendado pela Portaria 518/2004.

Para o herbicida simazina, conforme mostrado no mapa da Figura 29, para a região na qual estão localizadas os poços monitorados, o aquífero mostra tendência à contaminação por este composto, haja vista que as concentrações máximas medidas nas amostras de água referentes aos nove poços monitorados são superiores ao limite estabelecido pela Portaria 518/2004. As zonas mais críticas de contaminação estão localizadas nas porções nordeste, sudeste e noroeste da área estudada, influenciadas pelas concentrações máximas referentes aos poços 2a, 3, 4, 6a, 8 e 9a. Nas áreas mais central e à sudoeste a contaminação é atenuada em resposta aos valores de concentrações máximas medidos nas amostras de água provenientes dos poços 1, 5a e 7; entretanto, todos apresentam valores máximos superiores àquele definido pela Portaria 518/2004.

Semelhante ao composto simazina, o mapa da Figura 30 indica tendência generalizada de contaminação para o pesticida metil paration na porção da área em que os poços monitorados estão localizados. O nível de contaminação deste composto, de acordo com as determinações das amostras de água subterrânea provenientes dos poços de monitoramento, é mais acentuado na borda da porção sudeste da área, influenciada pela concentração máxima detectada deste composto nos poços 6a e 7. O restante da área apresentou contaminação uniforme, com base nos valores máximos detectados nos poços 1, 2a, 3, 4, 5a, 8 e 9a.

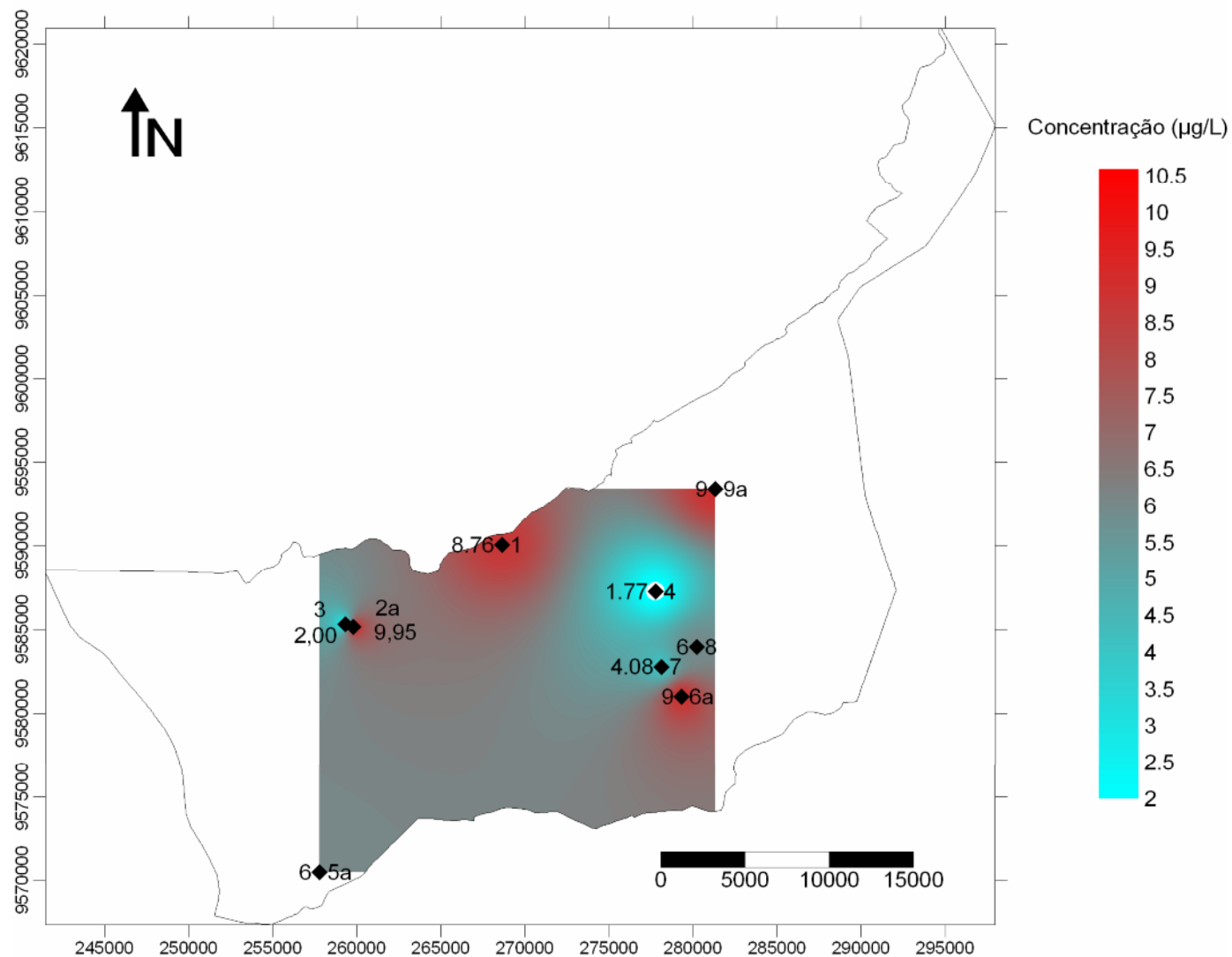


FIGURA 28 – Distribuição espacial das concentrações máximas (jun/05 a jan/06) do herbicida atrazina nos poços monitorados na área de estudo (Tianguá).

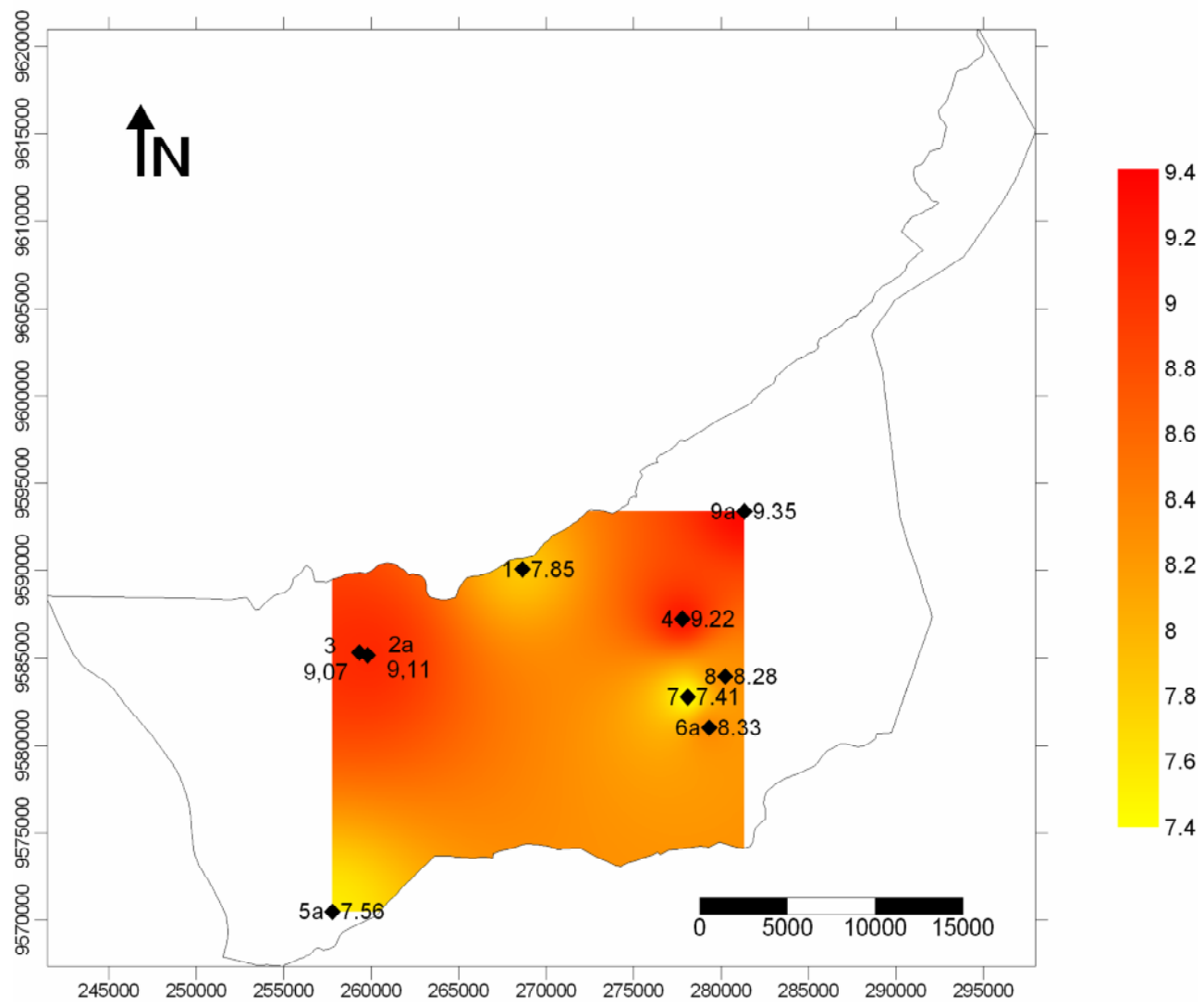


FIGURA 29 – Distribuição espacial das concentrações máximas (jun/05 a jan/06) do herbicida simazina nos poços monitorados na área de estudo (Tianguá).

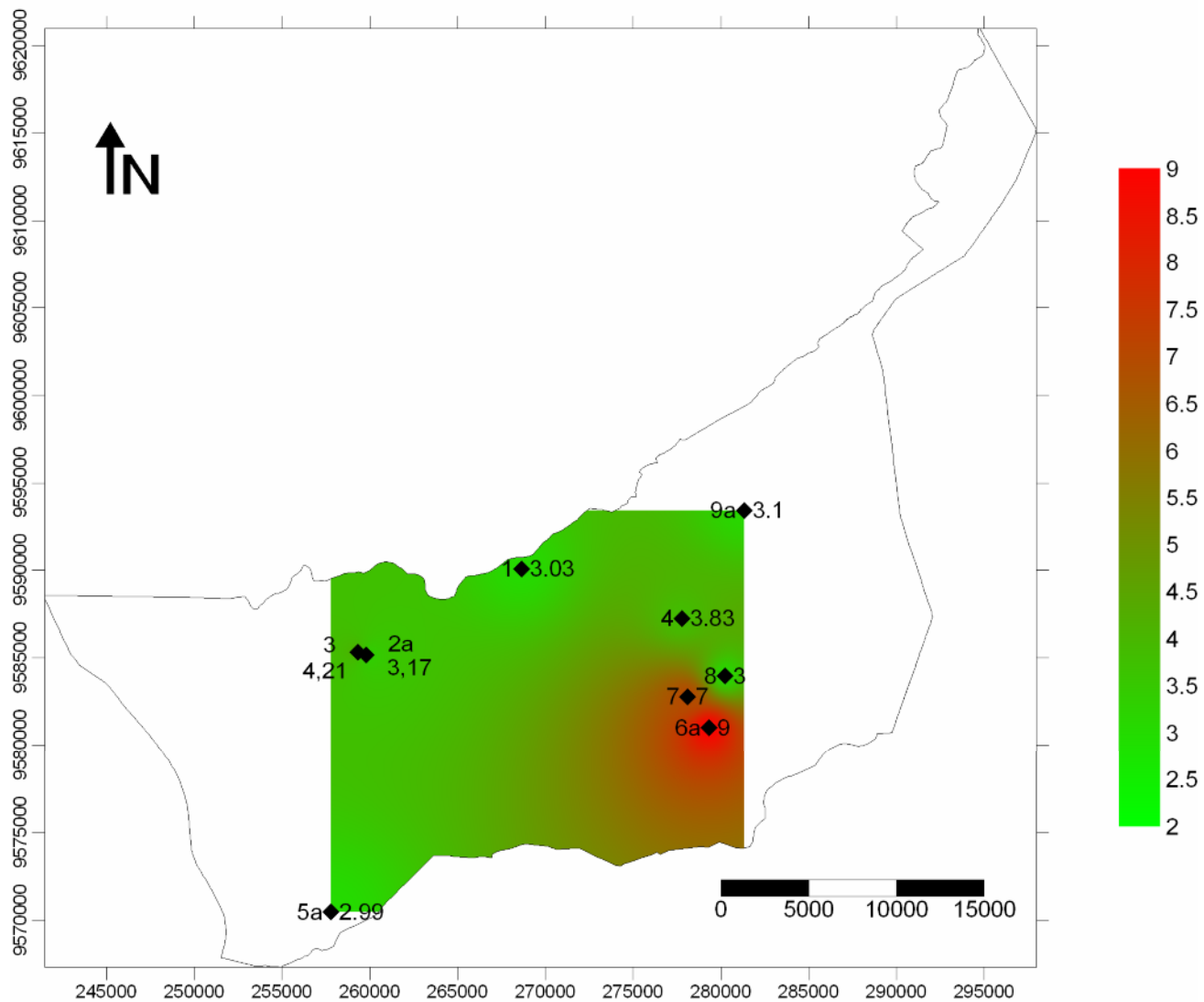


FIGURA 30 – Distribuição espacial das concentrações máximas (jun/05 a jan/06) do herbicida metil paration nos poços monitorados na área de estudo (Tianguá).

A presença de pesticidas na água subterrânea da área de estudo pode ter sido influenciada por diversos fatores, tais como: características do solo, solubilidade do pesticida em água, adsorção às partículas de solo, persistência e mobilidade. Desta forma, a presença de pesticidas na água subterrânea está diretamente relacionada aos processos de adsorção, que regulam a disponibilidade do pesticida na solução do solo; aos processos de transferência, que deslocam o pesticida do ponto de aplicação para outra área e aos processos de degradação, que minimizam a persistência, acumulação e os efeitos ambientais desses compostos.

Os compostos atrazina, simazina e metil paration apresentam propriedades físicas e químicas que favorecem, em especial, a contaminação dos recursos subterrâneos.

Com relação à atrazina, seu elevado potencial de escoamento como consequência do baixo potencial de adsorção à matéria orgânica; moderada solubilidade em água, elevada meia-vida no solo e hidrólise lenta, constituem fatores determinantes para a contaminação nesses mananciais.

Cerejeira et al. (2003), analisando amostras de água subterrânea provenientes de poços localizados em áreas de intensa atividade agrícola na bacia do Tejo, Portugal, detectou concentração máxima de atrazina de 30 µg/L, ou seja, maior do que três vezes a concentração máxima detectada no município de Tianguá (9,0 µg/L). Segundo os autores, a elevada presença deste composto na água está relacionada, principalmente, à alta taxa de aplicação, à elevada mobilidade do composto na água como também ao elevado potencial de lixiviação.

A simazina, herbicida do mesmo grupo da atrazina (triazinas), apresenta baixa solubilidade, baixo coeficiente de adsorção à matéria orgânica e tempo de meia-vida no solo elevado. O baixo coeficiente de adsorção à matéria orgânica é uma característica importante que, associada às propriedades do solo, faz deste composto um contaminante potencial das águas subterrâneas.

Metil paration, inseticida pertencente ao grupo organofosforado, apresenta solubilidade elevada, baixo coeficiente de adsorção à matéria orgânica e persistência baixa a moderada no solo. Essas propriedades, quando associadas às características do solo, intensificam o risco de contaminação das águas subterrâneas (FERRACINI et al., 2001; GASPAR et al., 2005).

A adsorção de herbicidas pelas partículas de solos determina o potencial de lixiviação desses compostos. Baixo conteúdo de matéria orgânica do solo diminui a capacidade de adsorção desses solos, aumentando a lixiviação dos herbicidas fracamente adsorvidos.

A maioria dos poços monitorados está localizada em terrenos constituídos pelas areias quartzosas: Poços 1, 2a, 3, 4, 5 e 7. As características destes solos, como textura arenosa – que impõe elevada drenabilidade; baixo conteúdo de matéria orgânica – que diminui a adsorção dos compostos à matriz do solo, constituem fatores que permitem maior mobilização das moléculas dos compostos favorecendo, conseqüentemente, sua lixiviação ao domínio subterrâneo. Pessoa *et al.* (2003) verificaram, através de modelagem, a movimentação de atrazina em neossolos quartzarênicos (areias quartzosas). Segundo os autores, as características deste solo como, por exemplo, o baixo conteúdo de matéria orgânica, justifica os valores elevados de atrazina encontrados na matriz do solo.

O restante dos poços monitorados na área de estudo (poços 6a, 8 e 9a) encontra-se localizado nos latossolos. Estes solos caracterizam-se por textura argilosa ou média, muito profundo, muito poroso e fortemente drenado. Segundo Ferracini *et al.* (2001), essas características, em particular, intensificam os processos de lixiviação.

Pessoa *et al.* (2003) verificaram que, a partir de simulações entre dois tipos de latossolos, atrazina era detectada em profundidade maior no latossolo como conseqüência dos baixos valores de matéria orgânica. Laabs *et al.* (2000) estudaram a lixiviação de pesticidas no solo, entre eles: atrazina e simazina. Eles verificaram que, no primeiro mês após a aplicação dos compostos, cerca de 60% da quantidade aplicada foi lixiviada. Após esse período os compostos continuaram sendo transportados, no entanto, em concentrações inferiores.

Foomsgaard (1995) estudou a degradação da atrazina em amostras de solo argilo-arenoso e concluiu que em temperatura de 22^oC a degradação deste composto é lenta.

O pH do meio é um fator abiótico importante na degradação dos pesticidas. Dependendo do composto, a hidrólise pode ocorrer em meio ácido ou alcalino. O pH da água subterrânea da área de estudo, segundo laudos emitidos pela Secretaria do Meio Ambiente do Estado do Ceará – SEMACE, referente a amostras de água de onze poços perfurados sob a responsabilidade da Superintendência de Obras Hidráulicas do Estado do Ceará – SOHIDRA apresentou valor médio 7 ou seja, águas com características neutras. Segundo Barceló; Hennion (1997), os herbicidas do grupo das triazinas são mais estáveis em pH neutro e se degradam mais rapidamente em valores de pH altos ou baixos.

As concentrações de atrazina e simazina medidas nesta pesquisa, quando comparadas com as medidas desses compostos em estudo realizado por Doris (2004), foram mais elevadas. Segundo a autora, o pH da água subterrânea daquela região, classificado como ácido, pode ter contribuído para a degradação das triazinas; diferentemente do pH da água subterrânea do município de Tianguá, que tem caráter neutro e, portanto, espera-se que estes

herbicidas estejam, predominantemente, na forma não ionizada, o que justifica as concentrações mais elevadas.

A caracterização da água subterrânea quanto à presença de pesticidas no município de Tianguá constatou nível de contaminação elevado para todos os compostos analisados, o que inspira cuidado, principalmente, quando este manancial é utilizado (entre outros usos) para fins de abastecimento doméstico.

Acredita-se que a contaminação da água subterrânea do município de Tianguá por pesticidas decorre de fonte difusa, como consequência da utilização destes insumos nas diversas culturas desenvolvidas na região.

O gerenciamento e o controle dos tipos de substâncias que são aplicados no solo e nas culturas não só da área de pesquisa, como em toda a Serra da Ibiapaba é fundamental, visto que esta região funciona como área de recarga do Aquífero Serra Grande.

6.3 Análise de Nitrato

Os resultados das análises de nitrato realizadas no período de dezembro de 2004 a janeiro de 2006 (nove campanhas) são mostrados na Tabela 15. Do total de trinta e um poços monitorados, somente o poço 6a apresentou concentração média (11,6 mg/L) superior ao que determina a Portaria 518/2005 do Ministério da Saúde, ou seja, 10 mg/L de nitrato (como nitrogênio).

O gráfico da Figura 31 mostra os valores de concentração média de nitrato para cada poço monitorado, correlacionando-os ao valor máximo definido na legislação. Com exceção do poço 6a, todos os demais poços apresentam concentração média inferior ao valor máximo definido na legislação. Os poços 4 e 14 apresentaram concentrações média de, respectivamente, 9,3 e 9,5 mg/L, ou seja, próximas ao valor máximo definido na legislação. Os poços 10 (a e b), 5 (a, b e c) apresentaram as menores concentrações de nitrato.

A determinação de nitrato na água subterrânea é um indicador importante no que diz respeito à permeabilidade do solo, visto que é pouco adsorvido ao solo e seus sais são altamente solúveis na água (DORES, 2004). Em área onde as atividades de agricultura são intensas a ocorrência de nitrato na água subterrânea, geralmente, está associada aos fertilizantes que são aplicados nas culturas.

Acredita-se que a presença de nitrato na água subterrânea da área de estudo tem como fonte primária os fertilizantes que são utilizados nas culturas desenvolvidas na região.

Isso porque não foi evidenciada outra fonte de contaminação nas áreas onde estão localizados os poços, ou nas suas imediações.

TABELA 15 – Concentrações de nitrato nos poços monitorados na área de estudo.

Concentração de nitrato (mg N-NO ₃ ⁻ /L)												
Poços	Período de coletas										MD	DP
	dez/04	fev/05	mar/05	abr/05	mai/05	jun/05	out/05	dez/05	jan/06			
1	3,9	4,6	4,5	3,9	4,4	4,6	5,0	3,8	3,8	4,4	0,4	
2a	1,2	1,2	1,3	1,3	nc	1,4	1,6	1,0	1,1	1,2	0,2	
2b	5,7	5,6	5,7	6,0	nc	6,0	6,4	5,6	5,5	5,7	0,3	
3	2,4	2,3	2,3	2,6	2,8	2,8	2,8	2,1	2,4	2,4	0,3	
4	9,0	9,2	9,3	9,2	9,4	9,1	9,8	nc	9,8	9,3	0,3	
5a	0,4	0,4	0,3	0,3	nc	0,3	0,5	0,4	0,4	0,4	0,1	
5b	0,2	0,2	0,2	nc	0,2	0,2	0,6	0,2	0,3	0,2	0,2	
5c	0,3	0,3	0,3	nc	0,3	0,3	nc	0,3	0,3	0,3	0,0	
6a	11,4	12,0	12,4	11,8	11,0	11,6	11,9	11,4	11,2	11,6	0,4	
6b	2,0	2,3	2,1	2,1	nc	2,1	nc	1,8	1,9	2,1	0,2	
6c	2,3	2,2	2,3	2,1	nc	2,1	2,7	2,4	2,5	2,3	0,2	
7	2,1	1,8	2,0	2,1	2,0	2,2	1,6	2,0	2,1	2,0	0,2	
8	0,3	0,3	0,3	0,9	0,5	0,3	0,4	0,4	0,5	0,4	0,2	
9a	1,5	1,7	1,7	2,5	1,7	1,9	2,1	1,8	1,7	1,7	0,3	
9b	3,4	3,6	3,8	3,9	3,9	4,0	3,9	4,2	3,8	3,9	0,2	
10a	0,2	Nc	0,2	0,2	nc	0,2	0,5	nc	0,2	0,2	0,1	
10b	nc	Nc	0,1	0,1	0,1	0,2	0,6	nc	nc	0,1	0,2	
10c	1,5	1,2	1,2	1,3	1,1	1,1	1,3	nc	1,2	1,2	0,1	
10d	4,8	4,5	4,5	4,0	4,8	5,0	5,9	5,4	5,4	4,8	0,6	
10e	2,4	2,2	2,3	2,5	2,8	2,9	2,6	2,5	2,6	2,5	0,2	
11a	0,3	0,2	0,4	0,5	0,5	0,5	0,8	0,8	nc	0,5	0,2	
11b	5,3	5,6	5,8	5,8	5,5	5,2	5,3	5,7	5,6	5,6	0,2	
12	1,0	0,9	1,2	1,4	1,4	1,6	1,8	1,8	1,6	1,4	0,3	
13	1,0	1,1	1,4	1,1	1,1	1,1	1,8	nc	1,4	1,1	0,3	
14	8,9	8,9	9,2	9,4	nc	9,7	9,6	9,5	9,8	9,5	0,4	
15	0,8	1,0	1,3	1,1	nc	1,2	1,0	0,9	nc	1,0	0,2	
16	0,3	0,2	0,6	0,6	nc	0,6	0,7	0,5	0,3	0,6	0,2	
18	nc	Nc	4,4	4,8	4,5	5,0	5,3	5,1	5,2	5,0	0,4	
20	nc	Nc	3,2	3,2	3,4	3,5	4,0	3,8	3,7	3,5	0,3	
21	nc	Nc	0,2	0,3	0,2	0,3	nc	0,3	0,3	0,3	0,0	
22	2,3	2,7	2,1	2,1	nc	2,1	2,6	2,1	2,3	2,2	0,2	

nc – amostra não coletada; MD – média; DP – desvio padrão

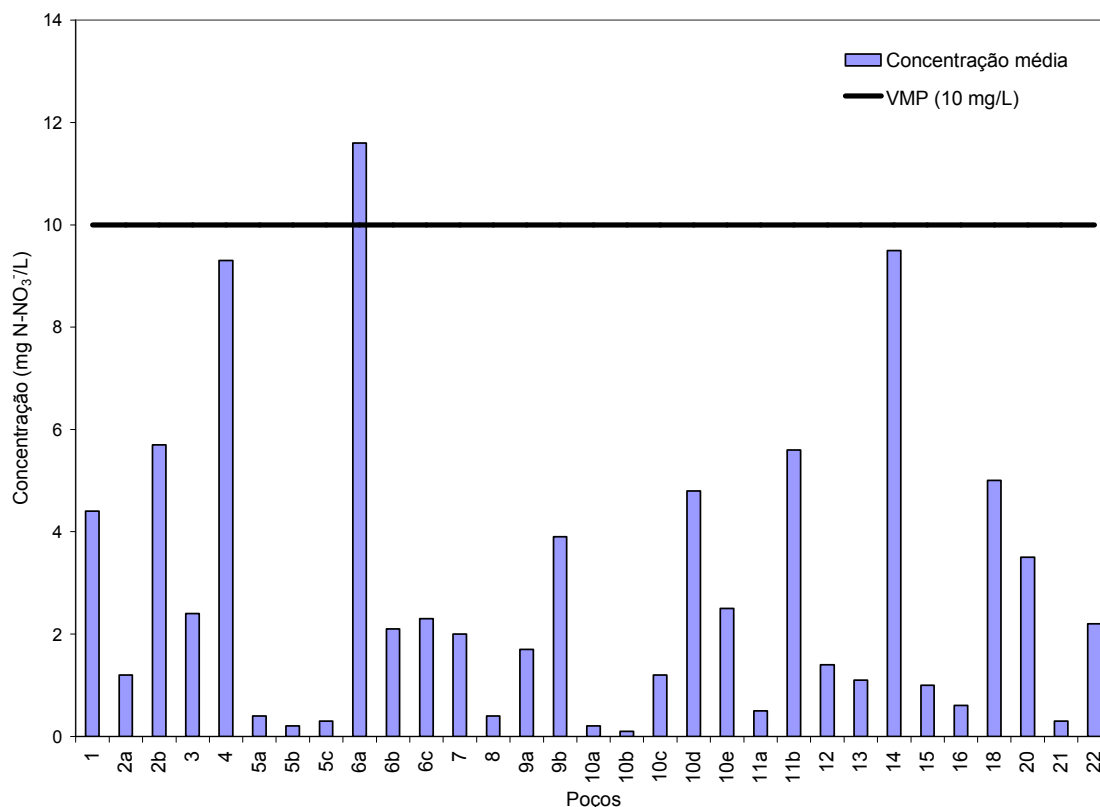


FIGURA 31 – Gráfico de concentração média de nitrato nos poços monitorados. Detalhe da linha que indica o valor máximo permitido (VMP) de nitrato (10 mg/L) em água para fins de abastecimento público, segundo a Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde.

O mapa da Figura 32 mostra a tendência de distribuição de nitrato na água subterrânea do município de Tianguá, área de estudo, com base na concentração média dos poços monitorados e no processo de interpolação “inverso da distância” (Surfer 9.0). Verifica-se que, na porção sudeste da área, estão localizados os poços que apresentaram maiores concentrações de nitrato. Nestas áreas, as atividades de agricultura são intensas, com exceção da área onde se localiza o poço 4, o que pode ter contribuído para o aumento das concentrações desse composto. Nas demais regiões, as concentrações de nitrato estiveram abaixo do valor máximo definido pela Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde.

Apesar de o nitrato ter sido detectado dentro do limite tolerado pela norma (exceção do poço 6a), não se descarta a necessidade de seu controle. Visto que o nitrato é cumulativo na água e, em concentrações superiores a 10mg/L, pode causar metahemoglobinemia e câncer nos seres humanos.

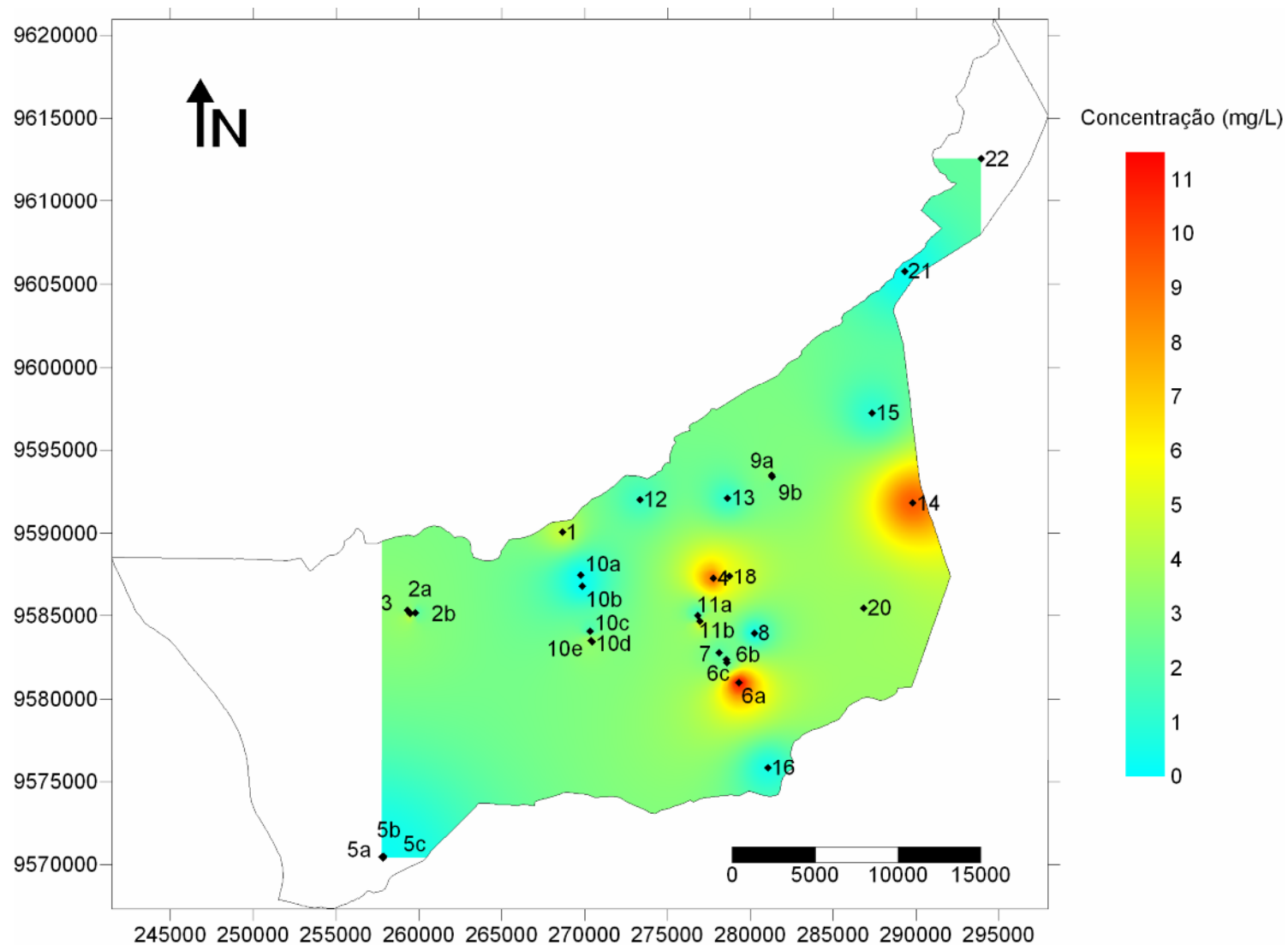


FIGURA 32 – Distribuição espacial das concentrações média de nitrato nos poços monitorados na área de estudo, durante o período: dez/04 a jan/06.

6.4 Levantamento dos parâmetros DRASTIC distribuídos na área de estudo

6.4.1 *Nível estático do aquífero – (D)*

Na Tabela 16 é mostrada os valores do nível estático e da altitude dos poços monitorados. Os dados desta tabela foram utilizados na elaboração do mapa de profundidade do nível estático do aquífero, conforme metodologia descrita no capítulo *Material e Métodos*.

Na Figura 33 é mostrada o mapa de profundidade do nível estático do aquífero da área de estudo. Os polígonos foram agrupados em classes de profundidade e atribuídos valores de avaliação pré-definidos pelo Índice DRASTIC.

Os valores de avaliação DRASTIC para as classes de profundidade do nível estático corresponderam a 1; 2; 3; 5; 7; 9 e 10. Ou seja, a área de estudo contemplou todos os intervalos de profundidade definidos pelo Índice DRASTIC.

No mapa de profundidade, observa-se variação do nível estático desde profundidades menores do que 1,5 m até maiores do que 30 metros. Percebe-se que a classe de profundidade com valores mais elevados ($> 30,5$ m), que ocorrem nas porções sudeste, sudoeste e nordeste, ocupa área maior quando comparada à menor classe de profundidade ($< 1,5$ m). De uma forma geral, verifica-se que as classes de profundidades com valores mais elevados (entre 15,2 e maior do que 30,5 m) superam, em termos de área, aquelas com profundidades menores (entre 4,6 e menor do que 1,5 m).

Este fato é relevante, haja vista a vulnerabilidade da área de estudo, que como será visto posteriormente, pode ser minimizada ou valorada conforme a profundidade do lençol freático seja maior ou menor, respectivamente. Isto por que, quanto maior a profundidade do lençol freático, menor a probabilidade de o contaminante chegar ao domínio subterrâneo, e vice-versa.

TABELA 16 – Dados do nível estático e altitudes dos poços monitorados no município de Tianguá.

Poços	Medidas do nível estático e Altitude (m)																
	1	2a	2b	3	4	5a	5b	5c	6a	6b	6c	7	8	9a	9b	10a	10b
Altitude	666,5	558,8	553,7	533,2	810,2	662,3	659,4	662	830,5	809,6	810,5	796,5	797,3	715,8	711,2	703,9	698,3
out/04	15,43	44,51	14,69	0,50	11,43	30,12	32,52	34,19	17,35	8,14	10,38	18,70	24,32	12,78	11,24	23,97	11,20
nov/04	15,44	44,41	14,58	0,48	11,45	30,19	32,43	nr	17,38	7,89	10,25	nr	24,14	12,46	nr	23,78	11,12
dez/04	15,47	44,60	15,43	0,58	11,54	30,23	32,48	nr	17,43	8,19	10,34	nr	25,24	12,98	11,58	23,81	11,44
jan/05	15,59	44,75	15,56	0,60	12,20	30,41	33,02	34,89	18,20	8,21	10,32	18,68	25,32	13,00	12,00	24,76	11,52
fev/05	15,61	44,88	15,40	0,65	12,50	31,05	33,23	35,58	nr	8,44	10,32	19,20	25,79	13,24	nr	24,85	11,81
mar/05	15,82	46,12	16,25	0,72	12,80	31,52	33,58	35,78	19,06	8,52	10,35	19,72	25,82	14,10	12,56	25,64	11,86
abr/05	15,84	46,21	15,67	0,85	12,67	31,54	33,6	35,70	18,47	8,59	9,84	19,81	25,9	13,42	11,98	25,59	12,14
mai/05	15,87	45,32	15,23	nr	11,60	31,56	33,64	35,72	18,33	8,57	10,10	19,79	25,94	13,49	11,05	nr	12,47
jun/05	15,75	45,28	15,20	nr	11,35	31,19	33,63	35,10	18,23	8,33	9,73	19,75	25,88	13,47	11,25	25,34	11,87
out/05	15,43	45,34	14,54	0,79	11,12	30,97	33,52	34,74	18,16	8,27	9,64	18,89	24,96	nr	11,32	25,29	11,75
dez/05	15,58	45,58	14,60	0,77	11,37	30,00	nr	34,81	18,29	8,32	9,67	18,92	25,17	13,48	11,45	25,31	12,05
jan/06	15,61	45,62	14,59	0,76	11,56	30,14	33,49	35,00	18,56	8,42	10,12	18,96	25,2	13,55	11,53	25,36	12,32
domínio	arenito	arenito	arenito	arenito	arenito	arenito	arenito	arenito	arenito	arenito	arenito	arenito	arenito	arenito	arenito	arenito	arenito
tipo	tubular	tubular	tubular	fonte	tubular	tubular	tubular	tubular	tubular	tubular	tubular	tubular	tubular	tubular	tubular	tubular	tubular
máximo	15,87	46,21	16,25	0,85	12,80	31,56	33,64	35,78	19,06	8,59	10,38	19,81	25,94	14,10	12,56	25,64	12,47
mínimo	15,43	44,41	14,54	0,48	11,12	30,00	32,43	34,19	17,35	7,89	9,64	18,68	24,14	12,46	11,05	23,78	11,12
média	15,62	45,22	15,15	0,67	11,80	30,74	33,19	35,15	18,13	8,32	10,09	19,24	25,31	13,27	11,60	24,88	11,80
Poços	10c	10d	10e	11a	11b	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
Altitude	725,7	730	731,2	758,8	761,8	711,5	784,1	151,4	160,1	814,3	808,1	774,9	817,7	820,5	725,6	185,5	806,7
out/04	27,47	28,37	46,37	0,51	5,83	32,70	54,11	3,40	18,65	27,54	nr	nr	7,67	21,06	nr	15,11	nr
nov/04	27,51	28,41	46,23	0,53	5,89	32,71	nr	3,29	18,24	27,88	12,32	13,10	nr	20,88	9,12	15,23	nr
dez/04	27,57	28,53	46,27	0,55	6,12	32,65	nr	3,38	18,79	27,34	12,44	12,72	nr	21,00	8,56	15,59	nr
jan/05	27,76	29,19	46,31	0,64	6,44	33,59	54,18	3,65	18,84	27,66	nr	12,78	8,31	nr	8,89	nr	12,79
fev/05	28,09	nr	nr	0,73	6,43	33,87	54,25	3,98	19,00	28,88	nr	12,25	7,77	nr	8,15	nr	13,21
mar/05	28,12	29,82	46,81	0,76	6,74	34,23	55,90	4,21	21,12	28,93	11,12	11,36	7,98	21,73	8,82	15,89	13,65
abr/05	28,34	29,88	47,83	0,79	6,79	33,76	55,85	4,01	19,01	28,79	11,24	12,00	8,06	22,43	8,13	16,45	12,51
mai/05	28,36	29,91	47,84	0,76	6,72	33,49	55,78	3,87	19,07	28,61	11,69	11,89	8,22	22,57	8,07	16,21	12,7
jun/05	28,35	29,95	47,87	0,72	6,69	33,52	55,67	3,90	19,25	28,64	11,13	12,03	8,40	21,80	8,84	16,64	12,7
out/05	28,34	29,87	46,96	0,74	6,46	32,87	55,52	3,76	19,13	28,59	11,09	11,87	7,46	20,39	8,46	16,31	12,64
dez/05	27,95	29,90	46,86	0,69	6,44	32,86	55,62	3,80	19,18	28,60	nr	12,14	7,64	20,78	8,67	15,38	12,71
jan/06	28,15	29,94	47,01	0,72	6,58	32,84	55,78	3,89	19,22	28,79	nr	12,47	7,87	21,87	8,76	15,74	13,14
domínio	arenito	arenito	arenito	arenito	arenito	arenito	arenito	sed.inc.	sed.inc.	arenito	arenito	arenito	arenito	arenito	sed.inc.	sed.inc.	arenito
Tipo	tubular	tubular	tubular	fonte	tubular	tubular	tubular	tubular	tubular	tubular	tubular	tubular	tubular	tubular	tubular	tubular	tubular

TABELA 16 – Dados do nível estático e altitudes dos poços monitorados no município de Tianguá (continuação).

máximo	28,36	29,95	47,87	0,79	6,79	34,23	55,90	4,21	21,12	28,93	12,44	13,10	8,40	22,57	9,12	16,64	13,65
mínimo	27,47	28,37	46,23	0,51	5,83	32,65	54,11	3,29	18,24	27,34	11,09	11,36	7,46	20,39	8,07	15,11	12,51
Média	28,00	29,43	46,94	0,68	6,43	33,26	55,27	3,76	19,13	28,35	11,58	12,24	7,94	21,45	8,59	15,86	12,89

nr - medida não realizada.

sed.inc. – sedimentos inconsolidados

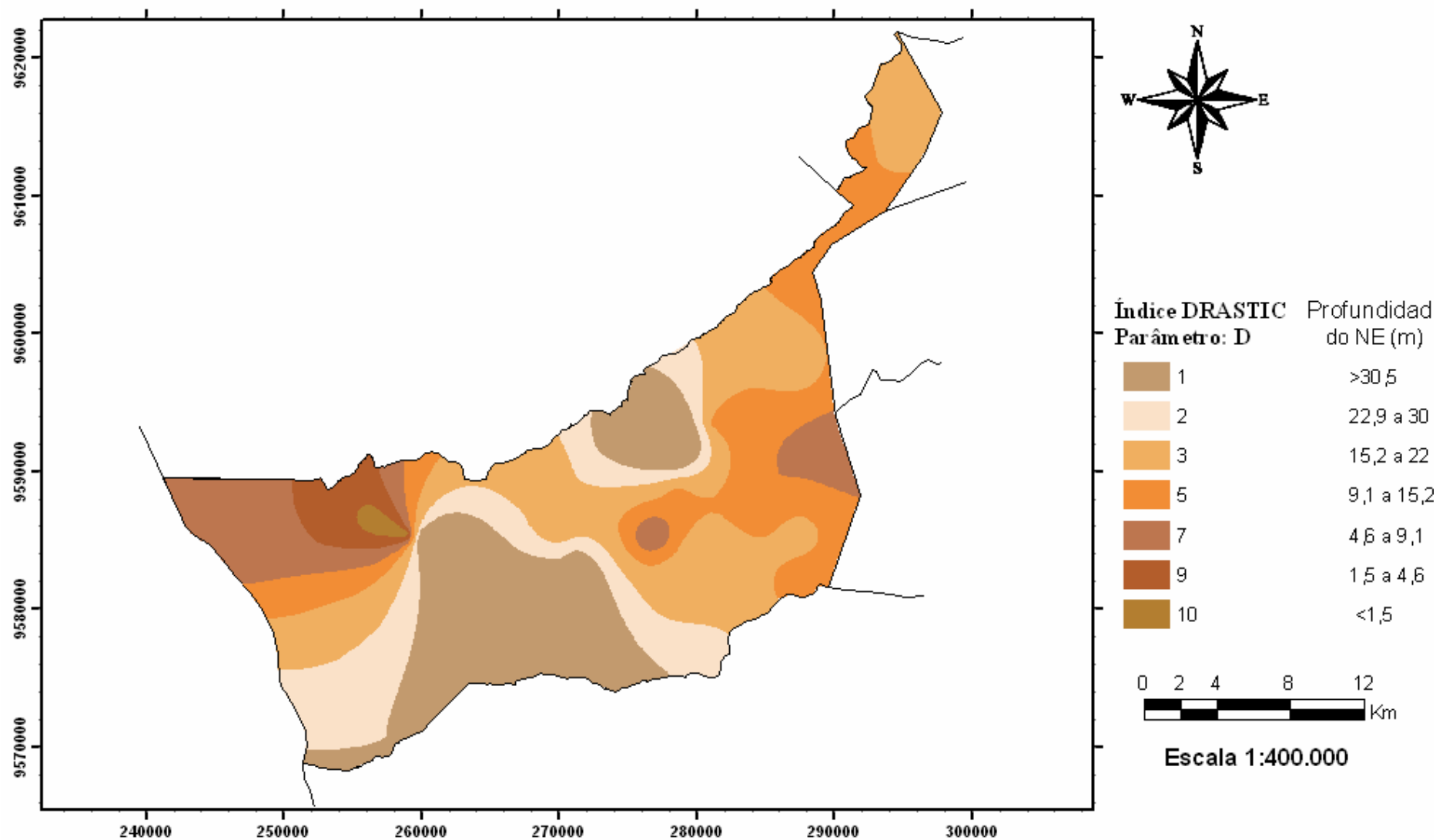


FIGURA 33 – Mapa de caracterização do parâmetro D: profundidade do nível estático do aquífero no município de Tianguá do Índice DRASTIC (2006).

6.4.2 Recarga do aquífero – (R)

O valor da recarga do aquífero foi obtido a partir dos volumes entre as superfícies piezométricas máxima e mínima, mostradas na Figura 34. Para a obtenção das referidas superfícies, foram utilizadas as medidas do nível estático máximo e mínimo de cada poço durante o período de monitoramento (Tabela 16). Na Tabela 17 são mostradas as variáveis e os valores utilizados para o cálculo da recarga do aquífero.

Com base nas considerações feitas por Gomes (2005), a partir da variação do volume (ΔV) entre as duas superfícies piezométricas do aquífero, e da porosidade média (7,4%), foi possível estimar o volume da recarga (R) em $1,10E+8 \text{ m}^3/\text{ano}$. Para se obter a recarga em mm/ano, uma vez que o índice DRASTIC define os intervalos de classes de recarga nesta unidade, foi utilizada a expressão: $\Delta h = \left(\frac{R}{A \times S_y} \right)$ que resultou em uma variação média das cargas (Δh) de 116,2 mm/a, o que corresponde à fração da precipitação que alimenta as águas subterrâneas (infiltração eficaz).

Em termos percentuais, o valor de 116,2 mm/ano correspondeu a 9,4% $\left(\frac{\Delta h/P}{S_y} \times 100 \right)$ do total precipitado (P) durante o período das medidas do nível estático.

TABELA 17 – Dados utilizados no cálculo da recarga do aquífero localizado no município de Tianguá, área de estudo.

Dados para o cálculo da recarga (mm/ano)	
Variação das superfícies piezométricas - ΔV (m^3)	1,50E+09
Porosidade média do aquífero – S_y (%)	7,4
Área do município de Tianguá – A (m^2)	9,43E+08
Precipitação media – P (mm)	1,23E+03

A recarga é um fator importante na avaliação da vulnerabilidade do aquífero, uma vez que está diretamente relacionada aos processos de dispersão e diluição de contaminantes tanto na zona não saturada como na zona saturada.

Para o cálculo da vulnerabilidade do índice DRASTIC não foi necessária a elaboração do mapa do parâmetro recarga do aquífero, uma vez que o valor 116,2 mm/ano foi considerado para toda a área. Desta forma, conforme os intervalos de classes de recarga definidos na metodologia do índice DRASTIC (*Capítulo 3; seção 3.31*), o valor da recarga obtido situa-se dentro do intervalo onde o valor de avaliação corresponde a 6.

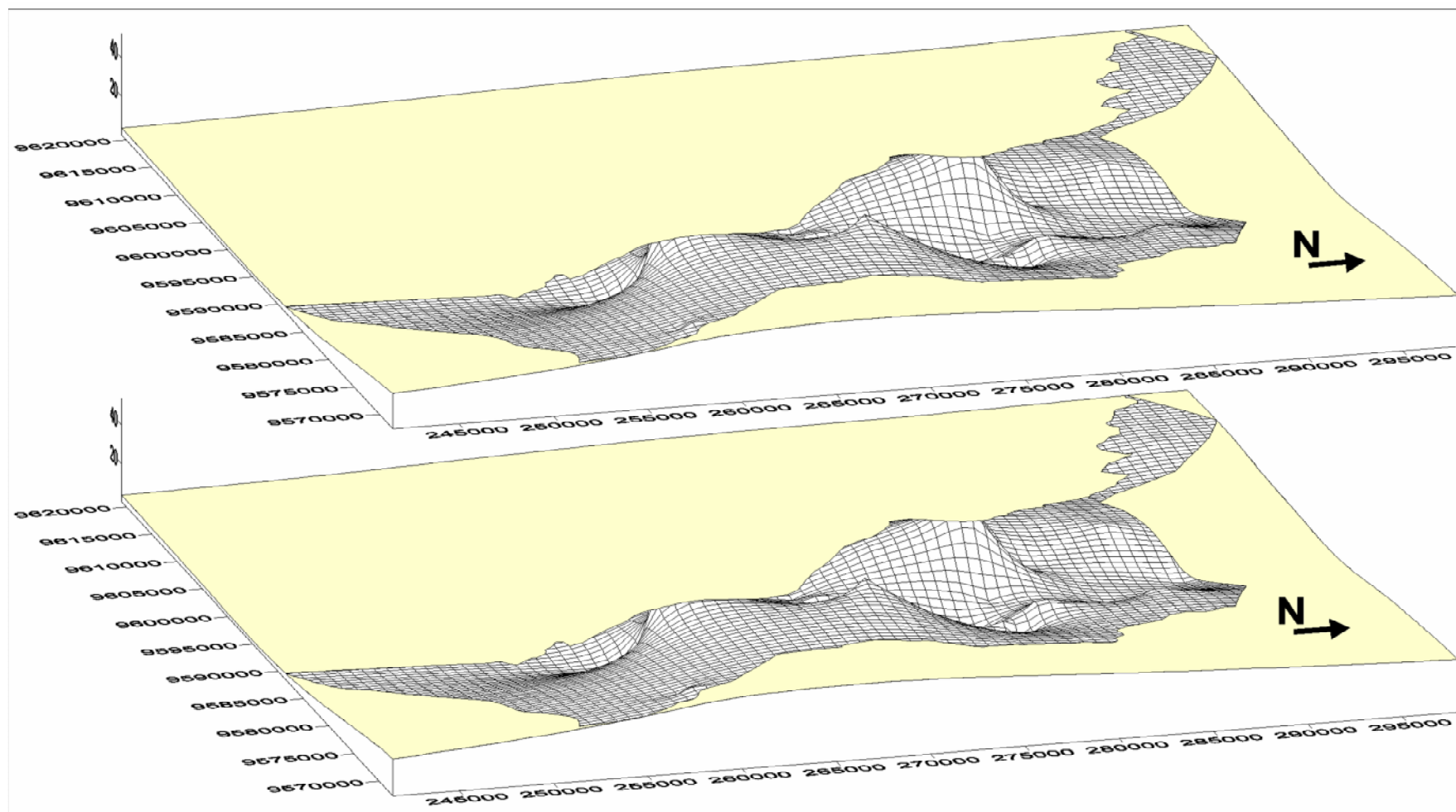


FIGURA 34 – Superfícies piezométrica máxima (superior) e mínima (inferior) do aquífero localizado no município de Tianguá, durante o período de monitoramento das medidas do nível estático nos poços (10/04 a 01/06).

6.4.3 Material do aquífero – (A)

O mapa referente ao material do aquífero foi construído baseado em duas classes litológicas, definidas a partir das informações dos perfis estratigráficos de 15 poços monitorados e de informações extraídas do perfil da coluna estratigráfica da Formação Tianguá (GOES; FEIJÓ, 1994; CAPUTO; LIMA, 1984). As Figuras 35, 36 e 37 exemplificam a litologia do aquífero, constituída, essencialmente, por arenito e sedimentos inconsolidados argilo-arenoso.

Os valores de avaliação foram: 6 e 8 para arenito e sedimentos argilo-arenoso, respectivamente. A indicação desses valores está de acordo com as informações apresentadas no *Quadro 11 (Capítulo 3; seção 3.31)*.

No mapa material do aquífero (Figura 38), observa-se que o arenito é a litologia que ocorre em maior proporção na área de estudo. Nessa unidade geológica está localizada grande parte dos poços monitorados, em decorrência das características dessas rochas que favorecem elevadas vazões.

O mapeamento da litologia do aquífero é fundamental, uma vez que interfere na mobilidade do contaminante, podendo atenuar os efeitos dos poluentes.




DESCRIÇÃO LITOLÓGICA	PERFIL LITOLÓGICO	PROFUNDIDADE (m)	NÍVEL DE ÁGUA (m)
Arenito de granulometria fina e cor esbranquiçada, constituído essencialmente por feldspato alterado.		25	<u>N/E</u>
Arenito de granulometria fina e cor esbranquiçada com intercalação de rocha cristalina.		33,6 90	
Arenito de granulometria fina e cor esbranquiçada, constituído essencialmente por micas e feldspato alterado.		135	

FIGURA 35 – Perfil litológico do poço 5a localizado no posto fiscal.




DESCRIÇÃO LITOLÓGICA	PERFIL LITOLÓGICO	PROFUNDIDADE (m)	NÍVEL DE ÁGUA (m)
Sedimento inconsolidado argilo-arenoso.		12,01	<u>N/E</u>
Argila rósea.		82	
Arenito incluindo intercalações de argila cinza.		88	
		100	

FIGURA 36 – Perfil litológico do poço 18 localizado no mercado público no município de Tianguá.




DESCRIÇÃO LITOLÓGICA	PERFIL LITOLÓGICO	PROFUNDIDADE (m)	NÍVEL DE ÁGUA (m)
Sedimento inconsolidado fino, arenoso-argiloso de cor marrom.		8,84	<u>N/E</u>
		18	
Rocha alterada cor cinza escuro.			
		32	
Rocha cristalina, cor cinza escura, mineralogia à base de quartzo, mica e biotita.			
		60	

FIGURA 37 – Perfil litológico do poço 21 localizado no povoado de Letreiro.

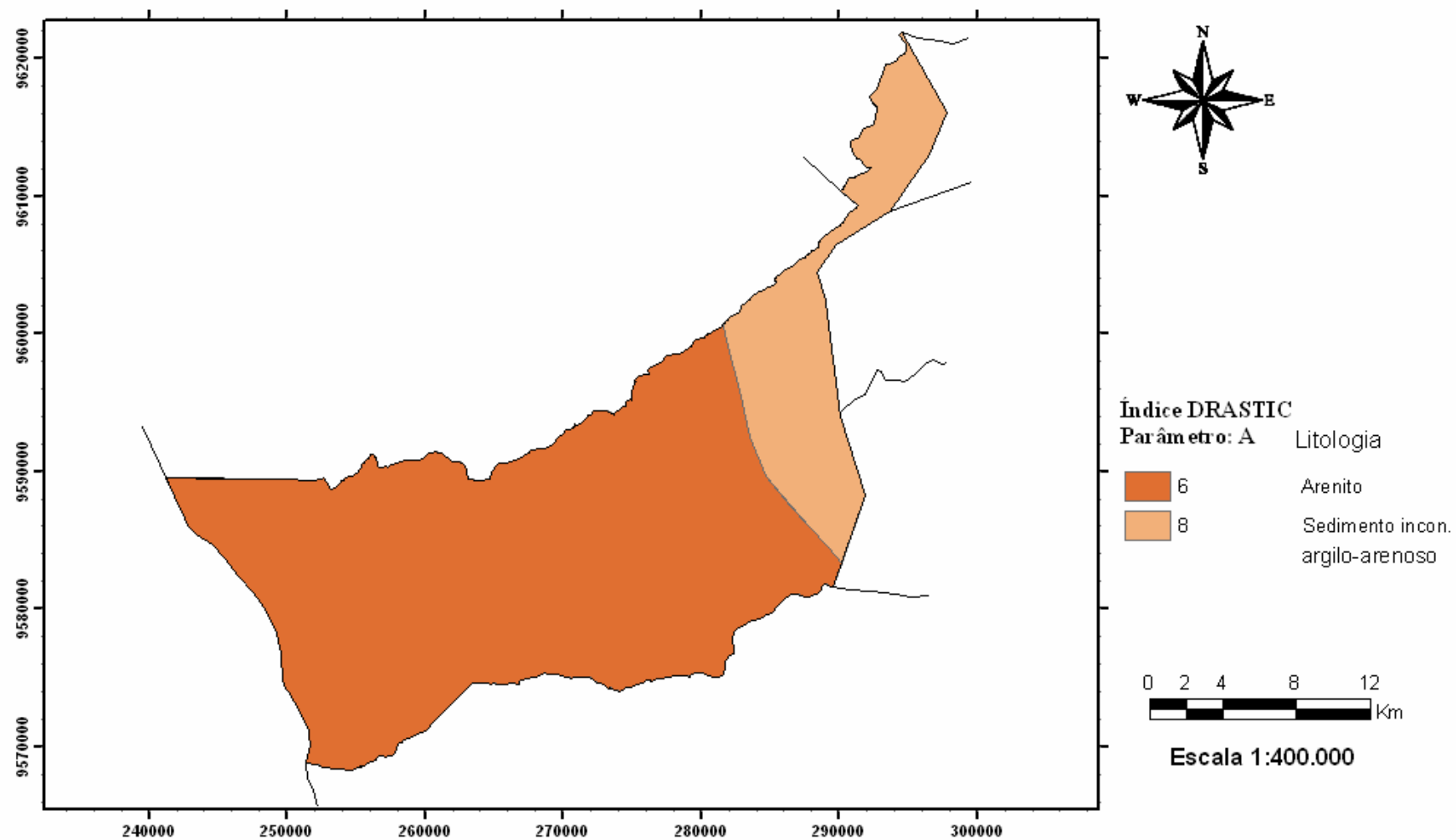


FIGURA 38 – Mapa de caracterização do parâmetro A: material do aquífero do município de Tianguá do Índice DRASTIC (2006).

6.4.4. Tipo de solo – (S)

Na Tabela 18 são mostrados os valores de avaliação para o Índice DRASTIC referentes a cada tipo de solo presente na área de estudo. Os valores de avaliação resultaram de uma análise criteriosa das propriedades dos solos tais como: composição, textura e grupamento textural. Os dados apresentados nessa tabela foram utilizados para a elaboração do mapa do parâmetro tipo de solo.

Na área de estudo estão presentes os solos latossolo, podzólico, planossolo, litólico e areias quartzosas, conforme descrição mostrada na Tabela 19. Os valores de avaliação para os solos latossolo, planossolo e litólico foram modificados, ou seja, diferindo daqueles sugeridos por Aller et al. (1987), em consequência das peculiaridades apresentadas por eles na área de estudo. Desta forma ficou definido que:

Os *latossolos* (LVd), independentes da textura, têm forte a acentuada drenabilidade na de área estudo, atribuindo-se comportamento assemelhado à classe textural franco-arenosa. O valor de avaliação atribuído foi 7,6. Ou seja, diferentemente daquele atribuído por Aller et al. (1987), que para solos com textura argilosa determina valor de avaliação 3. Os solos *litólicos* (RE), independentes da textura, foram considerados com relação ao valor de avaliação DRASTIC semelhante aos afloramentos de rocha (AR), em função das pequenas espessuras apresentadas na área de estudo. Foi atribuído valor de avaliação igual a 7,2 e 6,9, diferentemente daquele sugerido por Aller et al. (1987), que adota valor 3 para solos de textura argilosa. Os *planossolos solódico* (PLS) e *solonetz solodizado* (SS), independentes da textura, têm drenagem imperfeita na área de pesquisa, tendo comportamento assemelhado aos solos de textura muito argilosa neste caso, o valor de avaliação foi de 3,7, diferentemente daquele sugerido por Aller et al. (1987), que para solos com textura franco arenosa, atribui valor de avaliação 6. Os solos *podzólicos* (PE) e *areias quartzosas* (Aqd) receberam valores de avaliação dentro da faixa de valores definida por Aller et al. (1987). Para os podzólicos, o valor da avaliação foi de 6,4; 4,4 e 6,8, e para as areais quartzosas, foi de 8,9 e 9,0.

O mapa de solo do índice DRASTIC (Figura 39) mostra as classes de solos e seus respectivos valores de avaliação. Os solos do tipo areias quartzosas predominam na área de estudo e correspondem aos valores de avaliação mais elevados, como consequência de sua composição textural. Os planossolos são os que ocorrem em menor proporção e com valor mais baixo de avaliação; os demais solos estão distribuídos, preferencialmente, nas porções nordeste e sudeste da área de estudo.

TABELA 18 – Dados de caracterização detalhada das classes de solos e valores de avaliação DRASTIC.

Unidade Mapeada	LVd7*			PE12			PE37			PE45		PL4*			Re6*	
Composição	LVd	LVd		PE	Re	AR	PE	Re	PE	PE	LVd	PLS	Re	SS	Re	PE
(%)	60,0	40,0		45,0	35,0	20,0	45,0	30,0	25,0	60,0	40,0	50,0	30,0	20,0	65,0	35,0
Textura e Grupamento Textural	FAA	AA	Média	Argilosa	-	-	Argilosa	-	Argilosa	FAA	FA	-	-	-	-	Argilosa
	Média	Argilosa		Argilosa			Argilosa		Argilosa	Média	Média					Argilosa
Valor de Avaliação DRASTIC	8,0	8,0	6,0	2,0	10,0	10,0	2,0	10,0	2,0	6,0	8,0	1,0	10,0	1,0	10,0	2,0
Valor Ponderado Parcial	4,8	1,6	1,20	0,9	3,5	2,0	0,9	3,0	0,5	3,60	3,20	0,5	3,0	0,2	6,5	0,7
Valor Ponderado Total		7,6			6,4			4,4		6,80			3,70			7,20

TABELA 18 – Dados de caracterização detalhada das classes de solos e valores de avaliação DRASTIC (continuação).

Unidade mapeada	Re14*			Aqd2			Aqd7		
Composição	Re	PE	PLS	Aqd	LVd	Re	Aqd	Re	LVd
(%)	65,0	20,0	15,0	45,0	30,0	25,0	55,0	25,0	20,0
Textura e Grupamento Textural	-	Argilosa	-	Arenosa	Média	-	Arenosa Areia	-	Média
		Argilosa		Areia					
Valor de Avaliação DRASTIC	10,0	2,0	1,0	9,0	8,0	10,0	9,0	10,0	8,0
Valor Ponderado Parcial	6,8	0,4	0,5	4,5	2,4	2,5	4,9	2,5	1,6
Valor Ponderado Total		6,9			8,9			9,0	

LVd: latossolo; PE: podzólico; PL: planossolo; Re: litólico; Aqd: areias quartzosas. FAA: franco-argilo-arenosa; AA: argilo-arenosa; AR: afloramento rochoso; FA: franco arenoso. * - valor de avaliação DRASTIC modificado.

TABELA 19 – Unidades de solos mapeadas na área de estudo.

Solo	Definição
LVd7	Associação de latossolo vermelho-amarelo distrófico A moderado + latossolo vermelho-amarelo distrófico A proeminente.
PE12	Associação de podzólico vermelho-amarelo eutrófico + solos litólicos eutróficos indiscriminados + afloramentos de rocha.
PE37	Associação de podzólico vermelho-amarelo eutrófico + solos litólicos eutróficos + podzólico vermelho-amarelo eutrófico.
PE45	Associação de podzólico vermelho-amarelo eutrófico + latossolo vermelho escuro eutrófico.
PL4	Associação de planossolo solódico + solos litólicos eutróficos + solonetz solodizado.
Re6	Associação de solos litólicos eutróficos + podzólico vermelho-amarelo eutrófico.
Re14	Associação de solos litólicos eutróficos + podzólico vermelho-amarelo eutrófico + planossolo solódico.
AQd2	Associação de areias quartzosas distróficas + latossolo vermelho-amarelo distrófico + solos litólicos distróficos.
AQd7	Associação de areias quartzosas distróficas + solos litólicos distróficos + latossolo vermelho-amarelo distrófico.

Fonte: Mapa Exploratório – SUDENE, 1973.

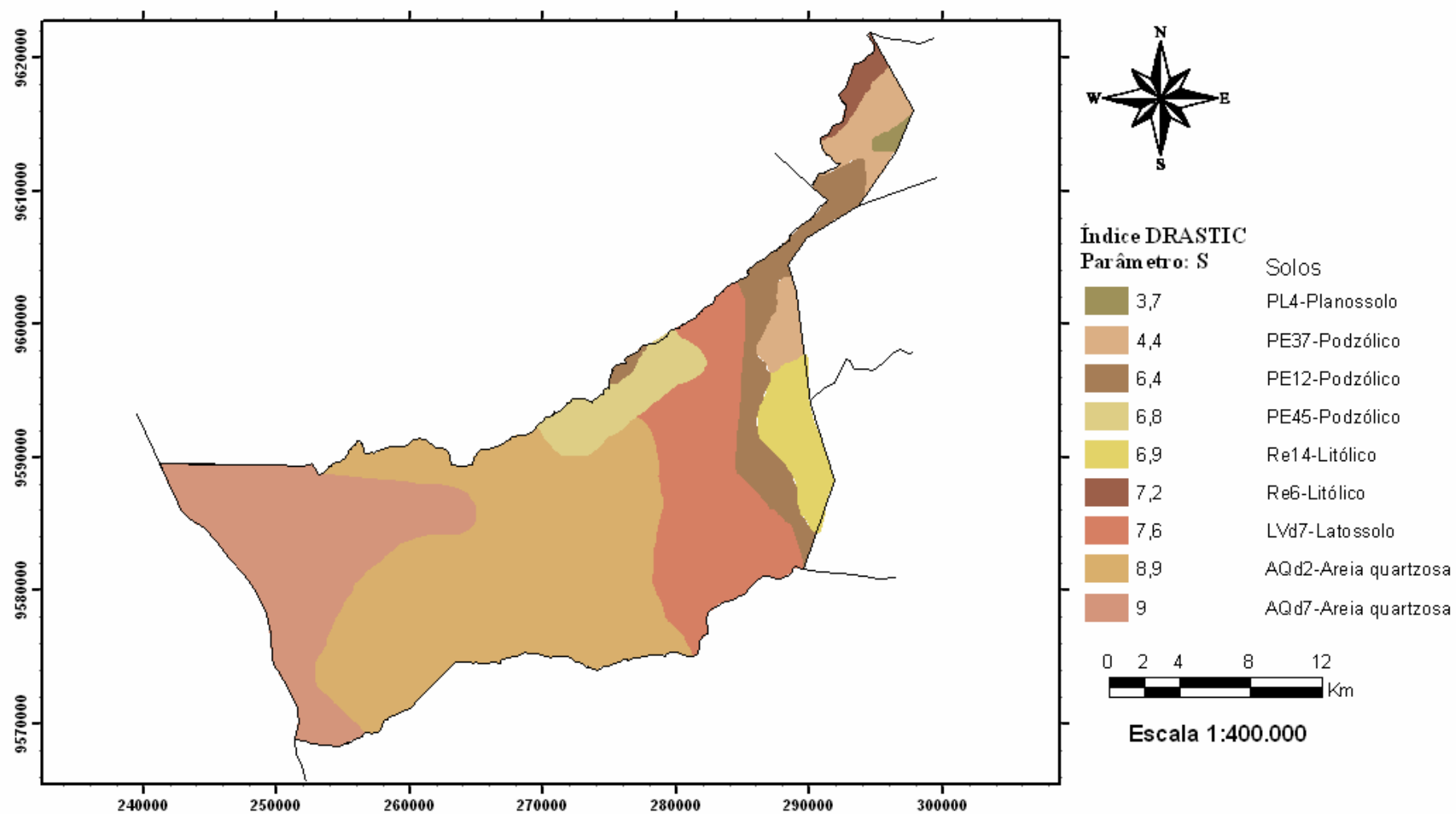


FIGURA 39 – Mapa de caracterização do parâmetro S: tipo de solo do município de Tianguá do Índice DRASTIC (2006).

6.4.5 Topografia – (T)

O mapa de declividade da área de estudo, mostrado na Figura 40, resultou no agrupamento de cinco classes de declividade; englobando todos os intervalos definidos pelo índice DRASTIC. A cada classe de declividade, um valor de avaliação foi atribuído.

Como pode ser observado no mapa de declividade, a área de estudo é caracterizada, principalmente, por declividades baixas situadas nos intervalos $< 2 \%$ e de 2 a 6 %. A estas classes, foram atribuídos os valores mais altos de avaliação, ou seja: 10 ($< 2 \%$) e 9 (2 a 6 %).

Em áreas planas, quando submetidas a uma carga de contaminante, o risco de vulnerabilidade à contaminação do aquífero é maior, como consequência do não escoamento da água, o que favorece a infiltração do contaminante à zona saturada.

Nas regiões sudeste, sudoeste e em direção à região norte da área, as declividades são mais acentuadas, caracterizando terrenos mais acidentados. Para estas áreas foram atribuídos valores de avaliação menores (1, 3 e 5), em decorrência do risco de contaminação do aquífero ser menor. Isto porque, o aumento da declividade diminui a possibilidade de infiltração do contaminante que é carregado junto com água escoada.

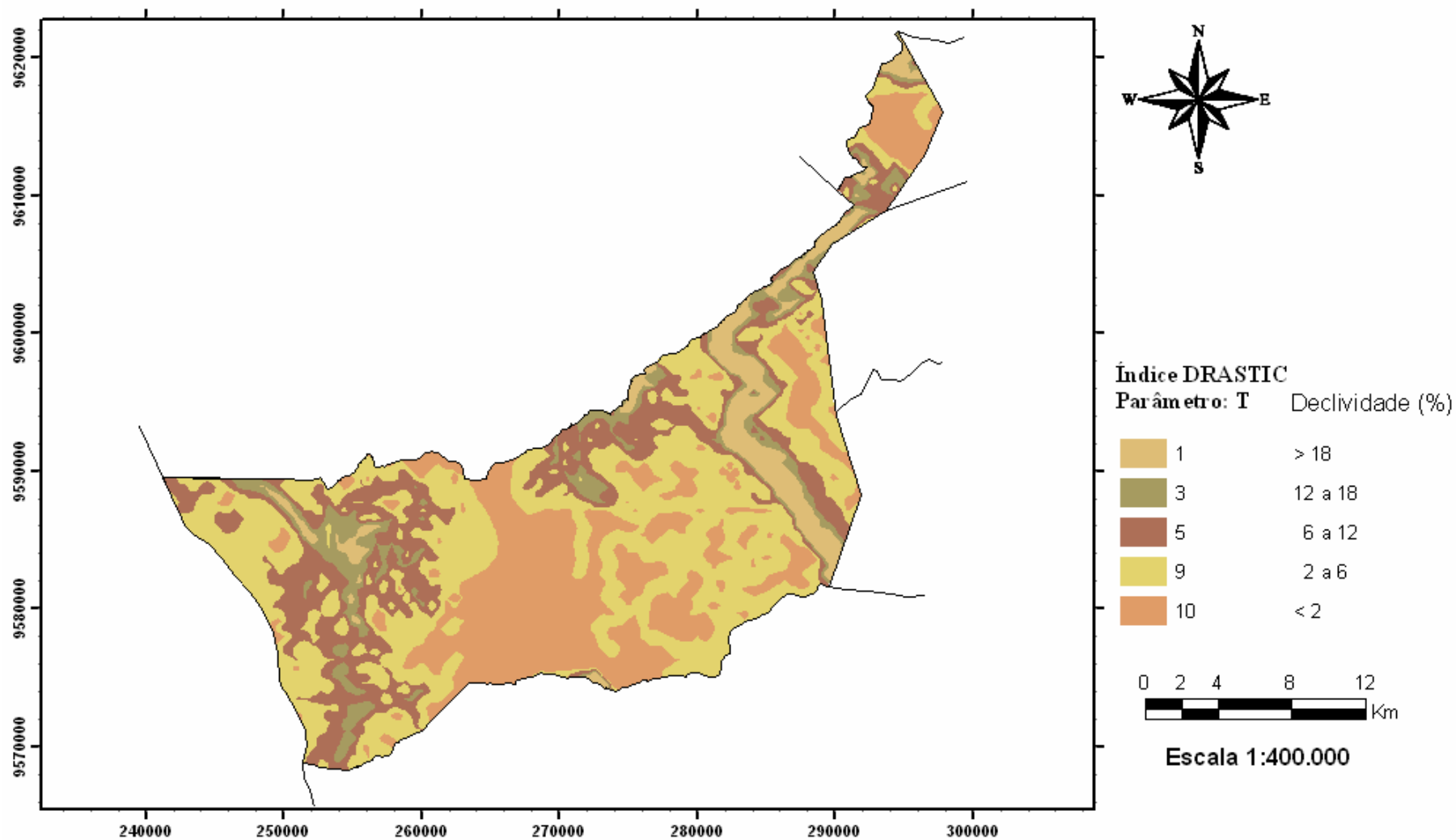


FIGURA 40 – Mapa de caracterização do parâmetro T: topografia do município de Tianguá do Índice DRASTIC (2006).

6.4.6 Impacto da zona vadosa – (I)

O mapa impacto da zona vadosa, baseado nas litologias que afloram na área de estudo, é mostrado na Figura 41. Os tipos de rochas que compõem esta zona são formados por:

Sedimentos argilo-arenoso - Essas rochas cobrem cerca de 4,4 km² da área de estudo e localizam-se na região norte. Correspondem à menor unidade aflorante. O valor de avaliação atribuído (3) corresponde a uma avaliação baixa em decorrência do tipo de material que a constitui.

Quartzitos, xistos e metavulcânicas – Rochas metamórficas recobrem uma área de 534,94 km² e representam a segunda categoria de maior representatividade na área de estudo. O valor de avaliação foi baixo (4) em virtude das características inerentes a esse tipo de material.

Conglomerados e arenitos – Rochas sedimentares que representam a maior classe aflorante na área de estudo. Localizam-se em toda porção central e distribuem-se numa área de 1.173,66 km². Atribuiu-se valor de avaliação 6, que corresponde a uma pontuação moderada dentro dos valores definidos no índice DRASTIC.

Arcóseos e grauvacas – Rochas sedimentares que recobrem 333,10 km² da área de estudo. Foi atribuído índice de avaliação relativamente alto (7). Encontram-se distribuídas na porção nordeste da área.

Ortognaisses e migmatitos – Rochas metamórficas que afloram numa área de 399,18 km² localizadas na porção norte da área. O valor de avaliação foi o mais elevado (8).

Este parâmetro é importante no cálculo da vulnerabilidade do aquífero, uma vez que o tipo de material que compõe a zona vadosa pode minimizar como também favorecer o potencial de contaminação da água subterrânea.

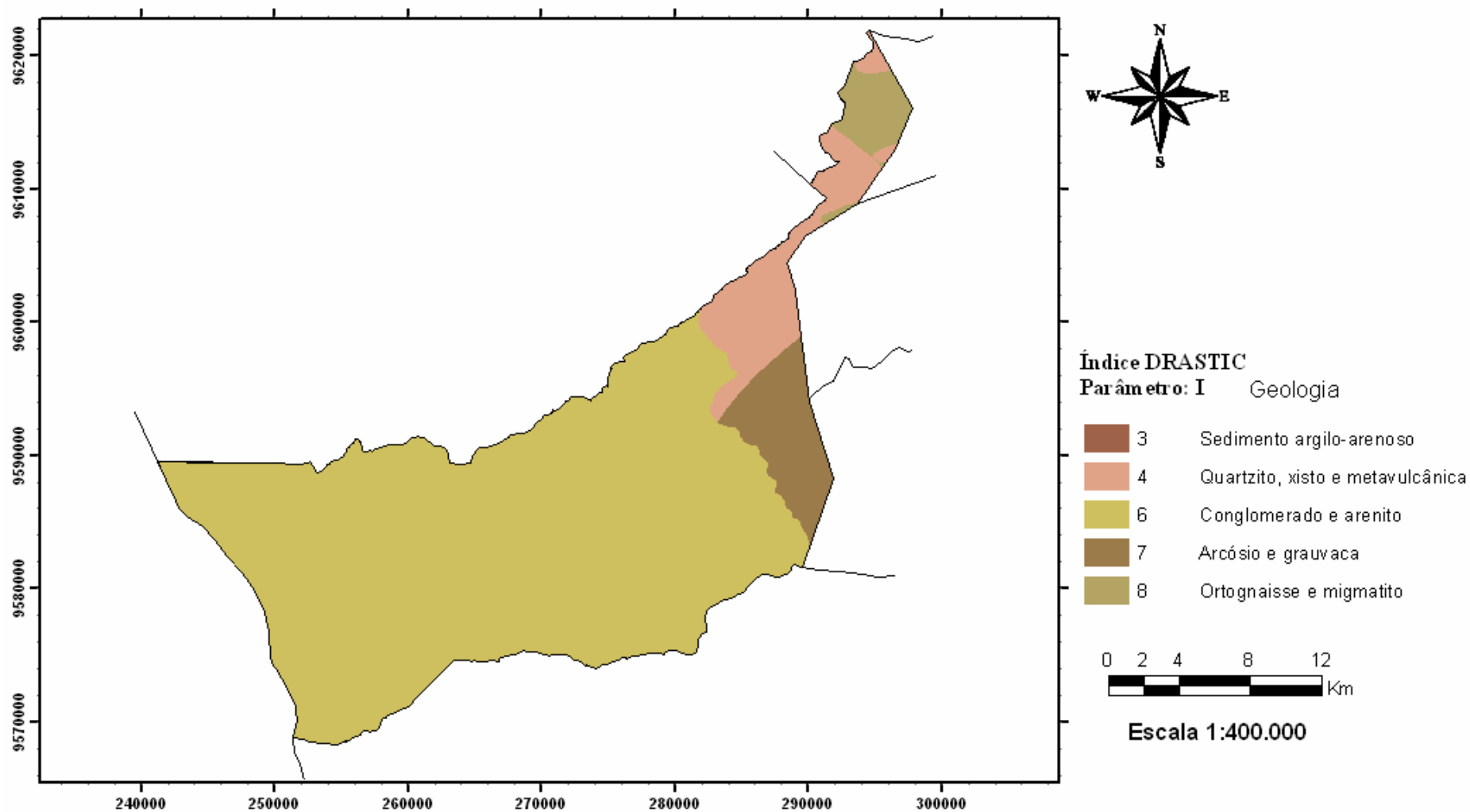


FIGURA 41 – Mapa de caracterização do parâmetro I: impacto da zona vadosa do município de Tianguá do Índice DRASTIC (2006).

6.4.7 Condutividade hidráulica – (C)

Na Tabela 20 são apresentados os valores de condutividade hidráulica de 15 poços localizados na área de estudo. Só foram utilizados 15 poços para a construção do mapa do parâmetro condutividade hidráulica, mostrado na Figura 42, visto que, para o restante dos poços monitorados não foi realizado teste de bombeamento, na oportunidade em que os poços foram perfurados. Os gráficos obtidos no programa Aquifer Test de três dos quinze poços utilizados para o cálculo da condutividade hidráulica são mostrados no anexo 3.

Comparando os valores de condutividade hidráulica (Tabela 20) com as classes deste parâmetro definidas pelo índice DRASTIC (*Quadro 15; Capítulo 3; seção 3.3.1*), verifica-se que todos os valores estiveram menores do que a classe $< 4,1$ m/d. Isso significa que, para este parâmetro, semelhante ao parâmetro recarga, foi atribuído valor de avaliação correspondente a 1 para toda a área.

A variação nos valores de condutividade das três áreas delimitadas no mapa da Figura 42 mostra-se coerente à litologia do aquífero da área de estudo. Isso porque, é de se esperar que no arenito a condutividade hidráulica seja inferior em relação aos sedimentos inconsolidados argilo-arenoso.

TABELA 20 – Valores de condutividade hidráulica do aquífero da área de estudo.

Poços	Condutividade Hidráulica (m/d)
2a	5,80E-03
5a	1,15E-03
9a	1,80E-01
9b	1,85E-01
10c	5,65E-03
13	2,45E-02
14	5,04E-01
15	8,75E-01
16	6,90E-03
17	5,98E-02
19	2,34E-02
20	6,95E-03
21	2,77E-01
22	6,06E-02
23	4,79E-02

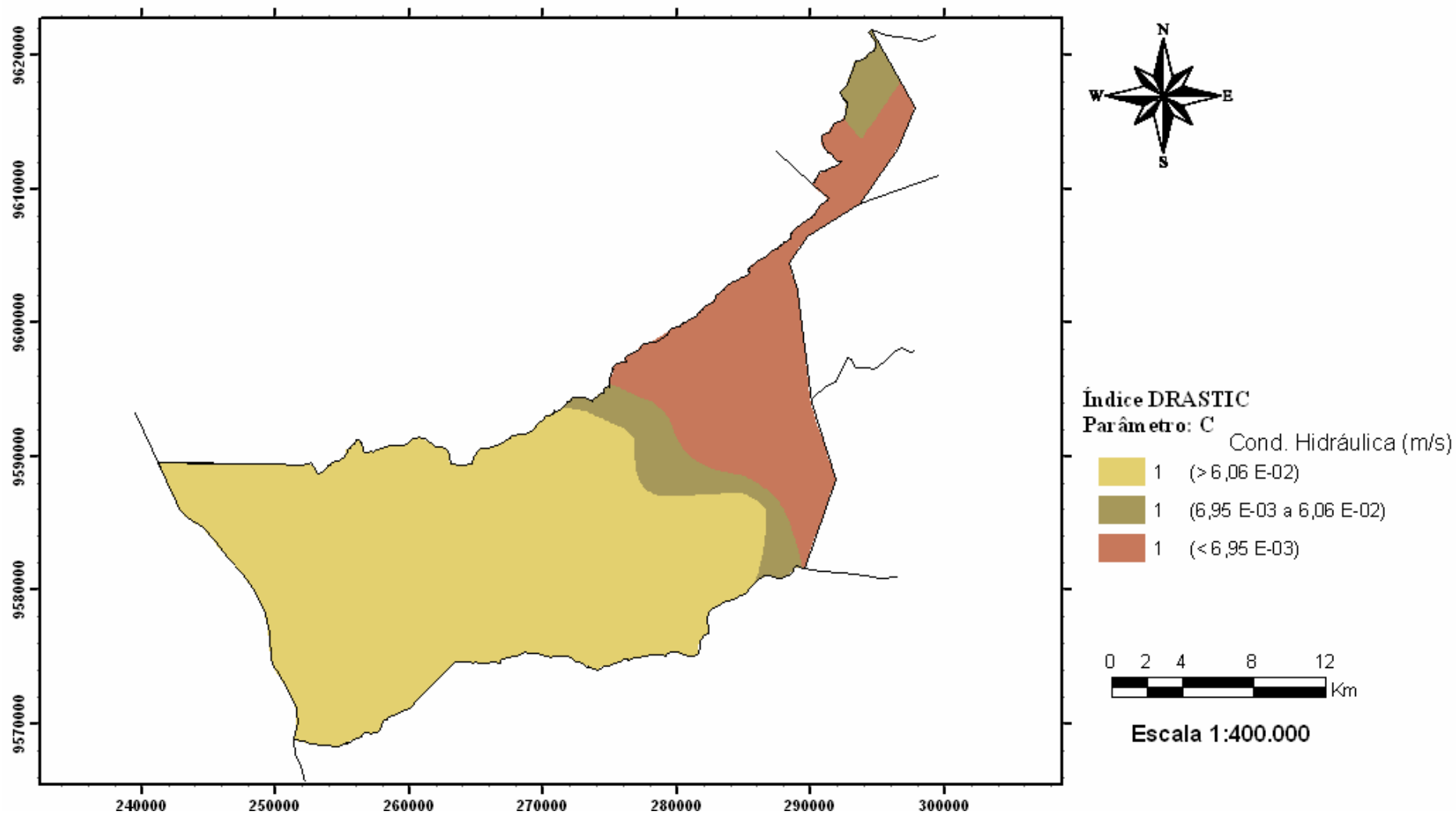


FIGURA 42 – Mapa de caracterização do parâmetro C: condutividade hidráulica do aquífero do município de Tianguá do Índice DRASTIC (2006).

6.5 Avaliação da vulnerabilidade do aquífero

Na Tabela 21 são apresentados os dados referentes aos parâmetros DRASTIC utilizados no cálculo dos índices de vulnerabilidade DRASTIC e DRASTIC pesticida.

TABELA 21 – Dados dos parâmetros DRASTIC e DRASTIC pesticidas.

Profundidade do lençol freático (D)			
Profundidade (m)	Valor de avaliação	Índice DRASTIC (x 5)	Índice DRASTIC pesticida (x 5)
< 1,5	10	50	50
1,5 – 4,6	9	45	45
4,6 – 9,1	7	35	35
9,1 – 15,2	5	25	25
15,2 – 22,9	3	15	15
22,9 - 30,5	2	10	10
> 30,5	1	5	5
Recarga (R)			
Faixa (mm/ano)	Valor de avaliação	Índice DRASTIC (x 4)	Índice DRASTIC pesticida (x 4)
102 - 178	6	24	24
Material do Aquífero (A)			
Litologia	Valor de avaliação	Índice DRASTIC (x 3)	Índice DRASTIC pesticida (x 3)
arenito	6	18	18
Sed. inconsolidado argilo-arenoso	8	24	24
Tipo de solo (S)			
Classe	Valor de avaliação	Índice DRASTIC (x 2)	Índice DRASTIC pesticida (x 5)
LVd7 - latossolo	7,6	15,2	38,0
Re6 - litólico	7,2	14,4	36,0
Re14 - litólico	6,9	13,8	34,5
PL4 - planossolo	3,7	7,4	18,5
PE45 - podzólico	6,8	13,6	34,0
PE37 - podzólico	4,4	8,8	22,0
PE12 - podzólico	6,4	12,8	32,0
AQd7 - areia quartzosa	9,0	18,0	45,0
AQd2 - areia quartzosa	8,9	17,8	44,5
Topografia (T)			
Declividade (%)	Valor de avaliação	Índice DRASTIC (x 1)	Índice DRASTIC pesticida (x 3)
< 2	10	10	30
2 – 6	9	9	27
6 - 12	5	5	15
12 - 18	3	3	9
> 18	1	1	3
Impacto da zona vadosa (I)			
Litologia	Valor de avaliação	Índice DRASTIC (x 5)	Índice DRASTIC pesticida (x 4)
Ortognaisse e migmatito	8	40	32
Quartzito, xisto e metavulcânica	4	20	16
Arcósio e grauvacas	7	35	28
Sedimento argilo-arenoso	3	15	12
Conglomerado e arenito	6	30	24
Condutividade hidráulica (C)			
Intervalo (m/d)	Valor de avaliação	Índice DRASTIC (x 3)	Índice DRASTIC pesticida (x 2)
< 4,1	1	3	2

Os mapas de vulnerabilidade da área de estudo foram construídos a partir da integralização dos dados dos sete parâmetros do índice DRASTIC mostrados na Tabela 21.

Um banco de dados georeferenciados, gerado no programa ArcView 3.2., resultante da sobreposição dos sete mapas DRASTIC foi organizado nos anexos 4 e 5. Cada linha da tabela (anexos 4 e 5) do banco de dados corresponde ao somatório dos valores de cada parâmetro, depois de multiplicado pelo índice de avaliação correspondente.

Foi feita uma avaliação visando estimar a importância dos parâmetros que compõem o índice DRASTIC na área de estudo. Desta forma, foi possível estabelecer o grau de importância de cada um deles no cálculo da vulnerabilidade do aquífero, conforme pode ser observado na Tabela 22.

TABELA 22 – Resumo da análise do nível de importância dos parâmetros D, R, A, S, T, I e C no cálculo da vulnerabilidade da área de estudo.

	D	R	A	S	T	I	C
mínimo	1	-	6	4	1	3	-
máximo	10	-	8	9	10	8	-
média	5	6	7	7	6	6	1
DP	3	-	1	2	4	2	-
CV (%)	60	-	14	29	67	33	-

DP: desvio padrão; CV: coeficiente de variação; -: dado não disponível.

De acordo com a Tabela 22, verifica-se que o risco mais elevado de poluição do aquífero está associado aos parâmetros material do aquífero (A) e tipo de solo (S), que tiveram valor médio de 7. A profundidade do lençol freático (D), a recarga (R), a topografia (T) e o impacto da zona vadosa (I) implicaram risco de contaminação moderado, com valor médio de 5 para a profundidade do lençol freático e de 6 para os outros parâmetros; enquanto que a condutividade hidráulica (C) impôs risco baixo, ou seja, valor médio de 1.

Com relação ao coeficiente de variação (CV%), observa-se que a profundidade do lençol freático e a topografia são altamente variáveis (60 e 67, respectivamente), enquanto que o tipo de solo e o impacto da zona vadosa são moderadamente variáveis (29 e 33, respectivamente). O material do aquífero foi o parâmetro que menos variou (14). Para os parâmetros recarga (R) e condutividade hidráulica (C), não foi possível estabelecer o coeficiente de variação uma vez que só existe um valor para ambos.

Foram gerados dois mapas de vulnerabilidade para a área de estudo; um referente à vulnerabilidade DRASTIC e outro, à vulnerabilidade DRASTIC pesticida, respectivamente, mostrados nas Figuras 43 e 44.

Foram gerados dois mapas de vulnerabilidade para área de estudo; um referente a vulnerabilidade DRASTIC e outro, à vulnerabilidade DRASTIC pesticida, respectivamente mostrados nas Figuras 42 e 43.

O mapa de vulnerabilidade do índice DRASTIC para a área de estudo (Figura 43) mostrou que este índice variou de 93,8 a 159,0. Esse intervalo foi dividido em quatro classes de vulnerabilidade: insignificante, muito baixa, baixa e moderada. Na Tabela 23 são mostrados os intervalos das classes de vulnerabilidade com os respectivos valores de área em km².

TABELA 23 – Dados do índice de vulnerabilidade DRASTIC para a área de estudo.

Classes	Intervalo	Área (km²)	Fração da área (%)
Insignificante	93,8 - 100,0	23,2	2,5
Muito baixa	100,0 - 119,0	628,7	67,2
Baixa	119,0 - 139,0	230,0	24,6
Moderada	139,0 - 179,9	53,7	5,7
Total		935,6	100,0

A classe de vulnerabilidade insignificante (23,2 km² ou 2,5%) distribui-se, preferencialmente, na borda da porção nordeste da área de estudo, conforme pode ser observado no mapa da Figura 42. Representa a menor classe de vulnerabilidade. Os parâmetros profundidade do nível freático, topografia e tipo de solo contribuíram para minimizar o risco de contaminação da água subterrânea em decorrência, respectivamente, do nível mais profundo do lençol freático, declividade elevada e textura do solo.

A classe de vulnerabilidade muito baixa (628,7 km² ou 67,2%) dominou na área de estudo. Encontra-se distribuída na parte central e nas regiões norte e sul, conforme pode ser observado no mapa de vulnerabilidade. Nessa classe, o risco de poluição da água subterrânea foi atenuado em consequência da profundidade elevada do lençol freático e da declividade bastante variada do terreno.

Para a classe de vulnerabilidade baixa (230,0 km² ou 24,6%) os parâmetros profundidade no nível estático, topografia e impacto da zona de vadosa foram determinantes para atenuar o risco de poluição do aquífero. Esta classe está representada nas bordas das porções norte, sul e nordeste da área de estudo, de acordo com o mapa de vulnerabilidade.

A classe de vulnerabilidade moderada (53,7 km² ou 5,7%) ocorreu nos extremo leste e oeste da área de estudo. O risco de contaminação da água subterrânea foi influenciado, principalmente, pelo tipo solo e material do aquífero.

Os parâmetros recarga do aquífero e condutividade hidráulica tiveram influência uniforme em todas as classes de vulnerabilidade, visto que seus valores não variaram para o cálculo dos índices de vulnerabilidade.

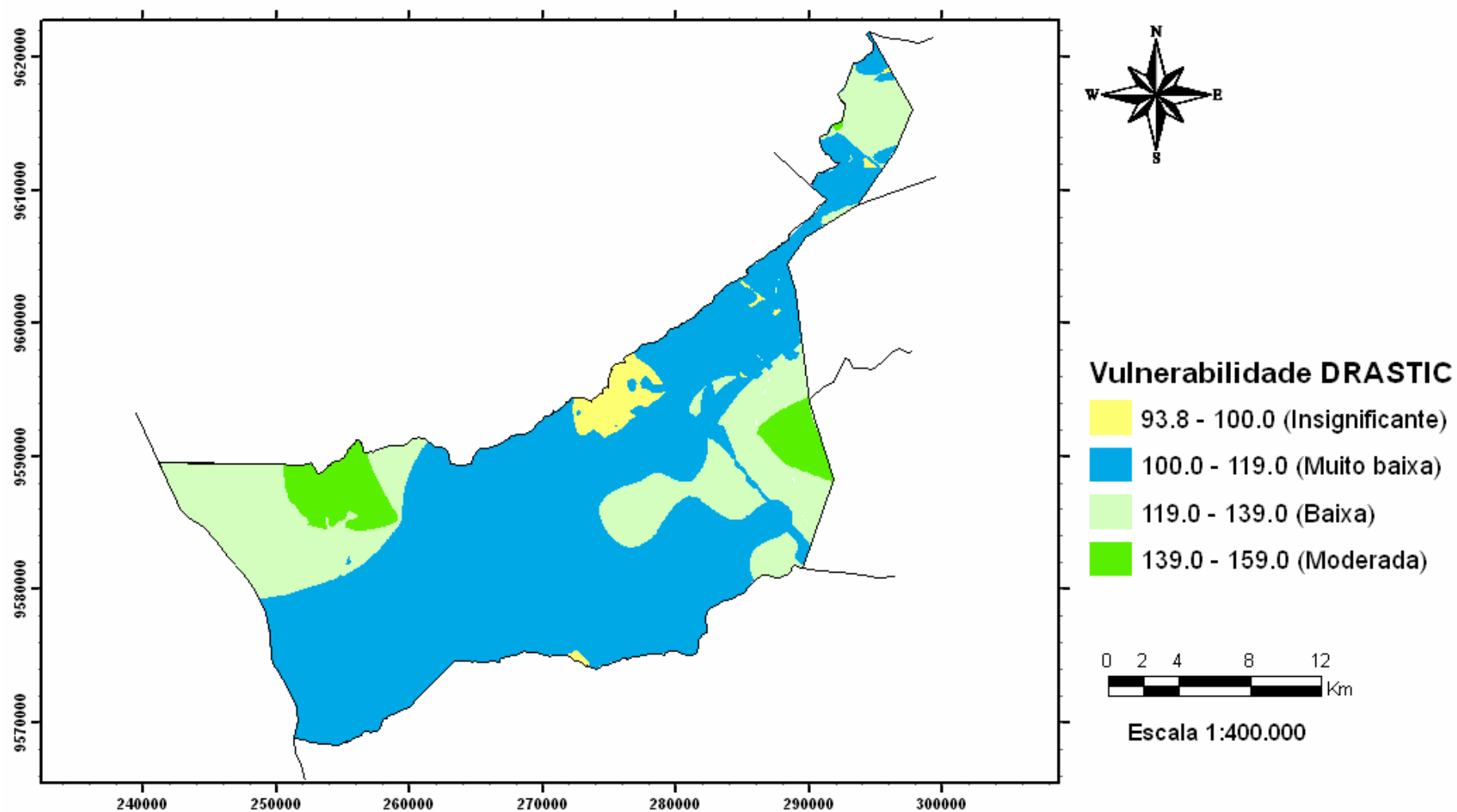


FIGURA 43 – Mapa de vulnerabilidade DRASTIC do município de Tianguá (2006).

A aplicação do índice DRASTIC pesticida na área de estudo gerou mapa de vulnerabilidade (Figura 44) com valores que variaram de 106 a 190, permitindo o agrupamento de cinco classes de vulnerabilidade: muito baixa, baixa, moderada, alta e muito alta. A Tabela 24 mostra os intervalos das classes de vulnerabilidade com os respectivos valores de área em km².

TABELA 24 – Dados do índice de vulnerabilidade DRASTIC pesticida para a área de estudo.

Classes	Intervalo	Área (km²)	Fração da área (%)
Muito baixa	106 – 119	10,0	1,1
Baixa	119 – 139	198,7	21,2
Moderada	139 – 159	553,2	59,1
Alta	159 – 179	161,3	17,2
Muito alta	179 – 190	12,4	1,3
Total		935,6	100,0

Conforme mostrado no mapa da Figura 43, para as classes de vulnerabilidade muito baixa (10,0 km² ou 1,1%) e baixa (198,7 km² ou 21,2%) o risco de poluição foi minimizado, principalmente, pela profundidade mais elevada do lençol freático, tipo de material que constitui a zona vadosa e a elevada variação na declividade do terreno. As classes de vulnerabilidade muito baixa e baixa distribuem-se, respectivamente, em pequenas manchas na porção nordeste e nas porções nordeste e sudeste da área de estudo. A classe muito baixa ocupa menor área.

A classe de vulnerabilidade moderada (553,2 km² ou 59,1%) foi dominante na área de estudo e está distribuída em vários setores, conforme pode ser observado no mapa da Figura 44. Os parâmetros tipo de solo, topografia e impacto da zona de vadosa foram determinantes para impor risco de contaminação moderado nessas áreas.

As classes de vulnerabilidade alta (161,3 km² ou 17,2%) e muito alta (12,4 km² ou 1,3%) foram influenciadas pelo tipo de solo, material do aquífero, impacto da zona de vadosa e, pontualmente, pela profundidade do lençol freático. Como pode ser observada no mapa de vulnerabilidade, a classe de vulnerabilidade alta ocorre, preferencialmente, na porção sudoeste do município e a de vulnerabilidade muito alta nas regiões sudoeste e nordeste.

Semelhante ao índice DRASTIC, os parâmetros recarga e condutividade hidráulica tiveram índices de avaliação igual para toda a área do município de Tianguá.

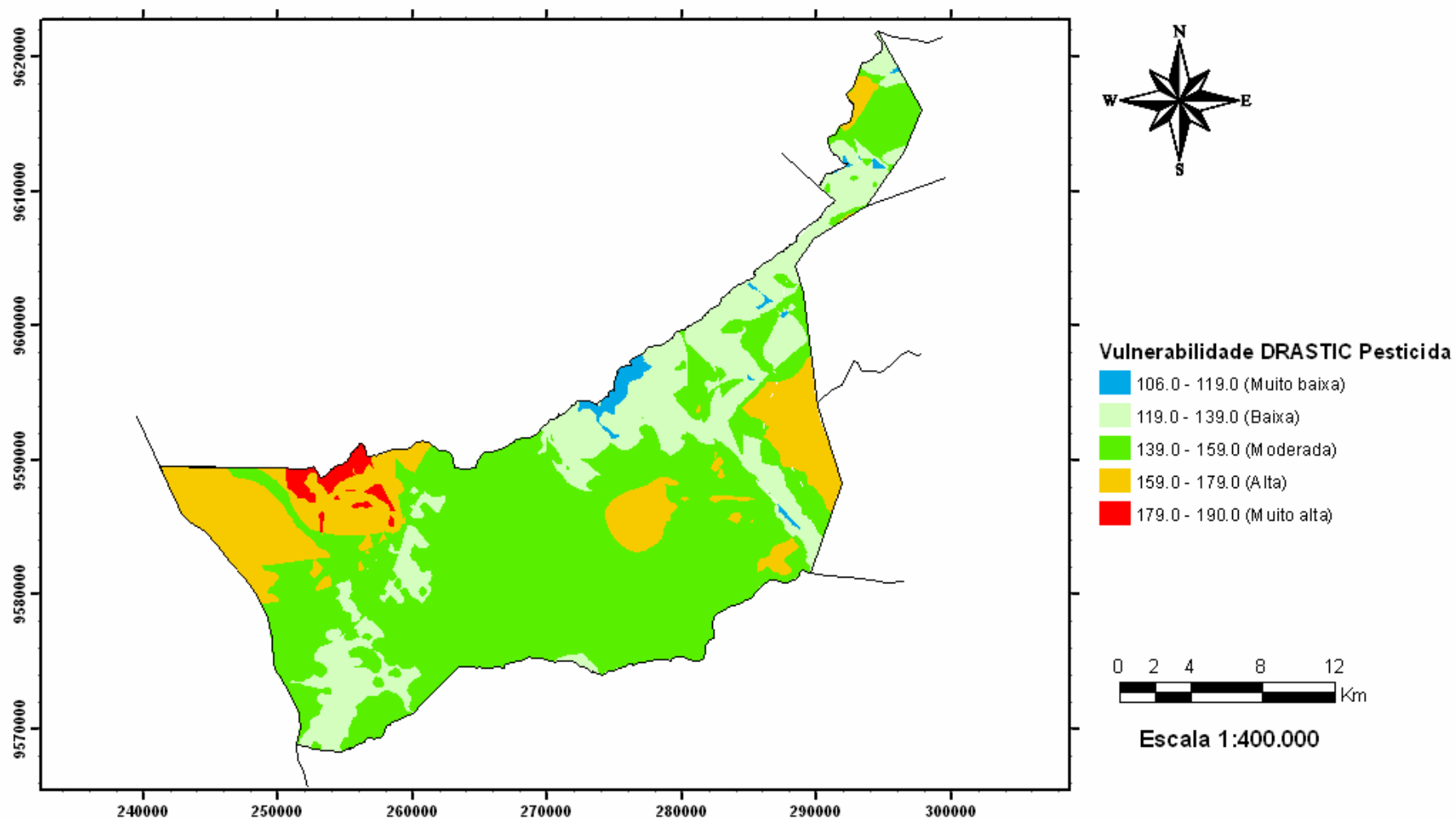


FIGURA 44 – Mapa de vulnerabilidade DRASTIC pesticidas do município de Tianguá (2006).

A vulnerabilidade do município de Tianguá, interpretada a partir da aplicação dos índices DRASTIC e DRASTIC pesticida gerou mapas com classes de vulnerabilidade diferenciadas para fontes de contaminação não específica e determinada. Isso porque, no cálculo da vulnerabilidade do índice DRASTIC pesticida os pesos atribuídos aos parâmetros tipo de solo, topografia, impacto da zona vadosa e condutividade hidráulica são diferentes daqueles atribuídos ao índice DRASTIC. Para pesticidas, tais parâmetros assumem maior ou menor grau de importância nos processos que condicionam o potencial de poluição do aquífero.

O mapa de vulnerabilidade DRASTIC (Figura 44) indicou que a maior área do município de Tianguá foi classificada como de vulnerabilidade muito baixa e baixa (858,7 km² ou 91,8%), o que significa que o risco de contaminação da água subterrânea foi minimizado em decorrência das especificidades do meio. Nas áreas classificadas como de vulnerabilidade moderada as atividades de uso e ocupação do solo devem ser avaliadas com maior rigor. Desta forma, o monitoramento da qualidade da água subterrânea deve ser sistemático, principalmente, com relação aos parâmetros que são exigidos na legislação como indicadores de potabilidade para águas destinadas ao abastecimento público.

O mapa de vulnerabilidade DRASTIC pesticidas (Figura 43) indicou que as classes de vulnerabilidade moderada, alta e muito alta (726,9 Km² ou 77,69%) superaram aquelas classificadas como de vulnerabilidade muito baixa e baixa (208,7 Km² ou 22,3%).

Deste modo, é fundamental que nas áreas agricultáveis, principalmente aquelas classificadas como de vulnerabilidade muito alta e alta, os tipos de pesticidas que são utilizados nas diversas culturas desenvolvidas no município de Tianguá sejam reavaliados, tendo em vista o potencial de contaminação da água subterrânea que está diretamente relacionado às características físicas e químicas dos compostos, como também às especificidades do meio como o tipo de solo, material da zona vadosa, material do aquífero etc.

Os índices DRASTIC e DRASTIC pesticida associados às técnicas de Sistema de Informação Geográfica (SIG) geram mapas de vulnerabilidade bastante úteis para orientar as políticas de gerenciamento dos recursos hídricos subterrâneos, como também, no planejamento de uso e ocupação do solo. Como por exemplo, nos Estudos e Relatórios de Impacto Ambiental (EIA-RIMA) o índice DRASTIC provê informações bastante úteis que podem auxiliar tanto na prevenção quanto na recuperação de áreas ainda preservadas ou que já foram degradadas.

6.6 Agrupamento das medidas de pesticidas e nitrato pelo método de classificação hierárquica de Ward (Cluster analysis)

O método de Ward agrupou as concentrações médias, referentes à etapa quantitativa, dos três pesticidas analisados, para cada poço monitorado, de acordo com os grupos mostrados no dendrograma da Figura 45.

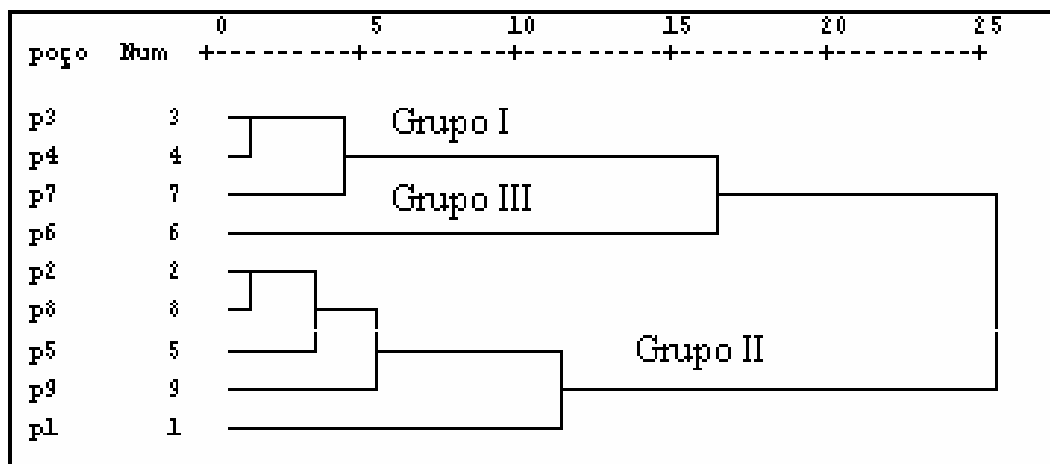


FIGURA 45 – Dendrograma do agrupamento dos poços com base nas concentrações médias dos três pesticidas analisados.

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 25, observa-se que o grupo I, formado pelos poços 3, 4 e 7, caracteriza-se por apresentar nível de contaminação mais baixo para os três pesticidas analisados. Nesse grupo a contaminação da água dos poços é menos crítica quando comparado àqueles distribuídos nos demais grupos.

O grupo II abrange a maior parte dos poços monitorados (1, 2a, 5, 8 e 9a). O nível de contaminação foi classificado como intermediário entre os grupos I e III.

O grupo III, representado apenas pelo poço 6a, o nível de contaminação é o mais elevado entre os grupos. Nesse grupo, a qualidade da água encontra-se comprometida para todos os pesticidas analisados, ou seja, todas as medidas estão acima do VMP definido na legislação.

TABELA 25 – Resultado do agrupamento da concentração média dos pesticidas nos poços monitorados.

Grupos	Poços	Atrazina (µg/L)	Simazina (µg/L)	Metil Paration (µg/L)
I	3	0,90	3,02	1,87
I	4	0,45	2,56	1,77
I	7	2,10	3,90	2,50
II	1	7,56	5,05	0,88
II	2a	4,96	3,72	0,79
II	5a	1,92	4,02	0,75
II	8	3,96	4,39	0,79
II	9a	2,80	2,34	0,78
III	6a	3,24	5,96	3,05

Nas Figuras 46, 47 e 48 foram traçados os gráficos *boxplot* (no eixo das ordenadas estão as concentrações médias dos pesticidas e nas abscissas os grupos) dos três pesticidas analisados com base nos resultados apresentados na Tabela 24.

O gráfico da Figura 46, referente ao pesticida atrazina, mostra que para o grupo I as concentrações médias variaram de 0,45 a 2,10 µg/L. As medidas do 1º e do 3º quartil, como também a mediana, estão dentro do limite definido na legislação. Apenas o poço 7 excede (em muito pouco) o valor máximo definido na legislação, que é de 2 µg/L.

O grupo II foi o que apresentou maior variabilidade nos valores médios de concentração, ou seja, desde 1,92 a 7,56 µg/L. As medidas do 1º e do 3º quartil e da mediana indicaram que as concentrações médias de atrazina estão acima do VMP definido na legislação. Apenas o 5a está de acordo com a norma.

O grupo III, representativo do poço 6a, apresenta concentração média que supera o VMP definido na legislação.

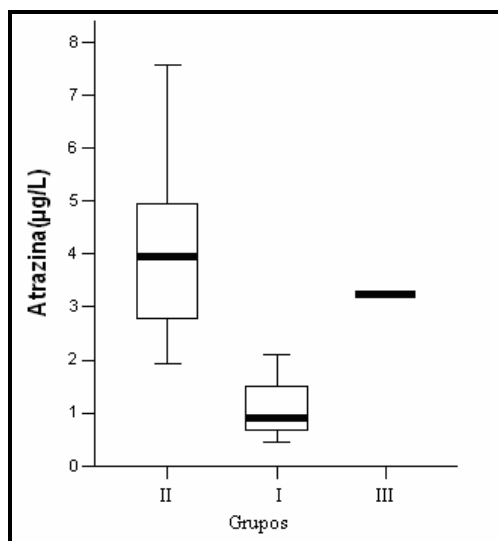


FIGURA 46 – “Boxplot” das concentrações médias de atrazina entre os grupos.

Para o pesticida simazina, de acordo com o gráfico mostrado na Figura 47, as medidas do 1º e do 3º quartil e da mediana dos grupos I e II indicam valores médios de concentração superiores ao VMP definido na legislação, ou seja, 2 µg/L. As águas do grupo I apresentaram nível de contaminação menos crítico do que as do grupo II.

O grupo III apresentou nível de contaminação da água mais elevadas em relação aos demais grupos.

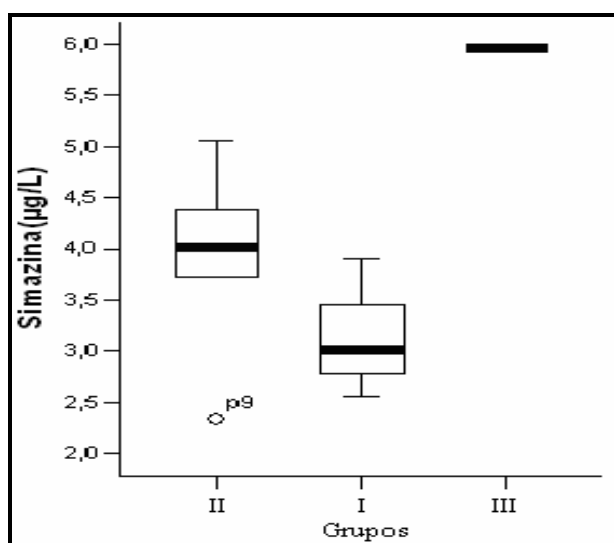


FIGURA 47 – “Boxplot” das concentrações médias de simazina entre os grupos.

O pesticida metil paration apresentou (conforme apresentado no gráfico da Figura 48), para todos os grupos (I, II e III), valores médios de concentração superiores ao que determina a norma, que estabelece o limite de 0,04 µg/L em paration. Para esse composto, diferentemente dos outros dois, o grupo I agrupou valores mais elevados do que aqueles agrupados no grupo II. O grupo III, semelhante à atrazina e simazina, indicou média de concentração maior que nos demais grupos.

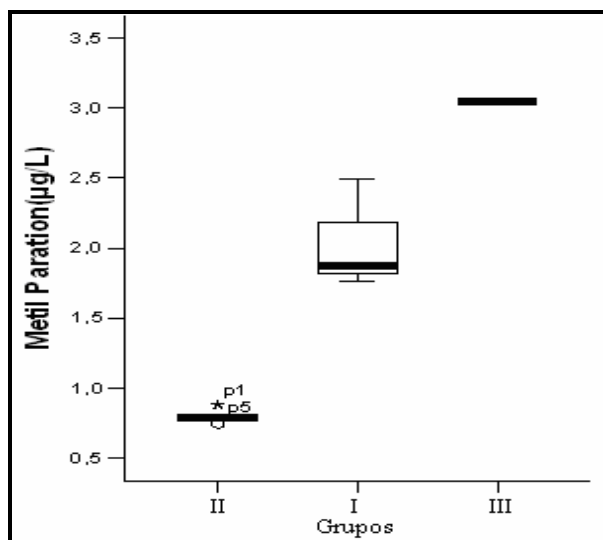


FIGURA 48 – “Boxplot” das concentrações médias de metil paration entre os grupos.

Para o nitrato, os valores médios de concentração foram organizados em três grupos, como pode ser observado no dendrograma da Figura 49. Dos 31 poços agrupados, a maioria dos poços (68%) foi enquadrada no grupo I. Os grupos II e III corresponderam a, respectivamente, 22 e 10 %.

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 26, observa-se que os grupos I, II e III são caracterizados por apresentar concentração média de nitrato, respectivamente, baixa, intermediária e elevada. Com relação à qualidade da água para abastecimento público, todos os poços agrupados nos grupos I, II e III, com exceção do poço 6a, apresentam concentração média de nitrato dentro do que determina a legislação, ou seja, 10 mg/L de nitrato (nitrogênio).

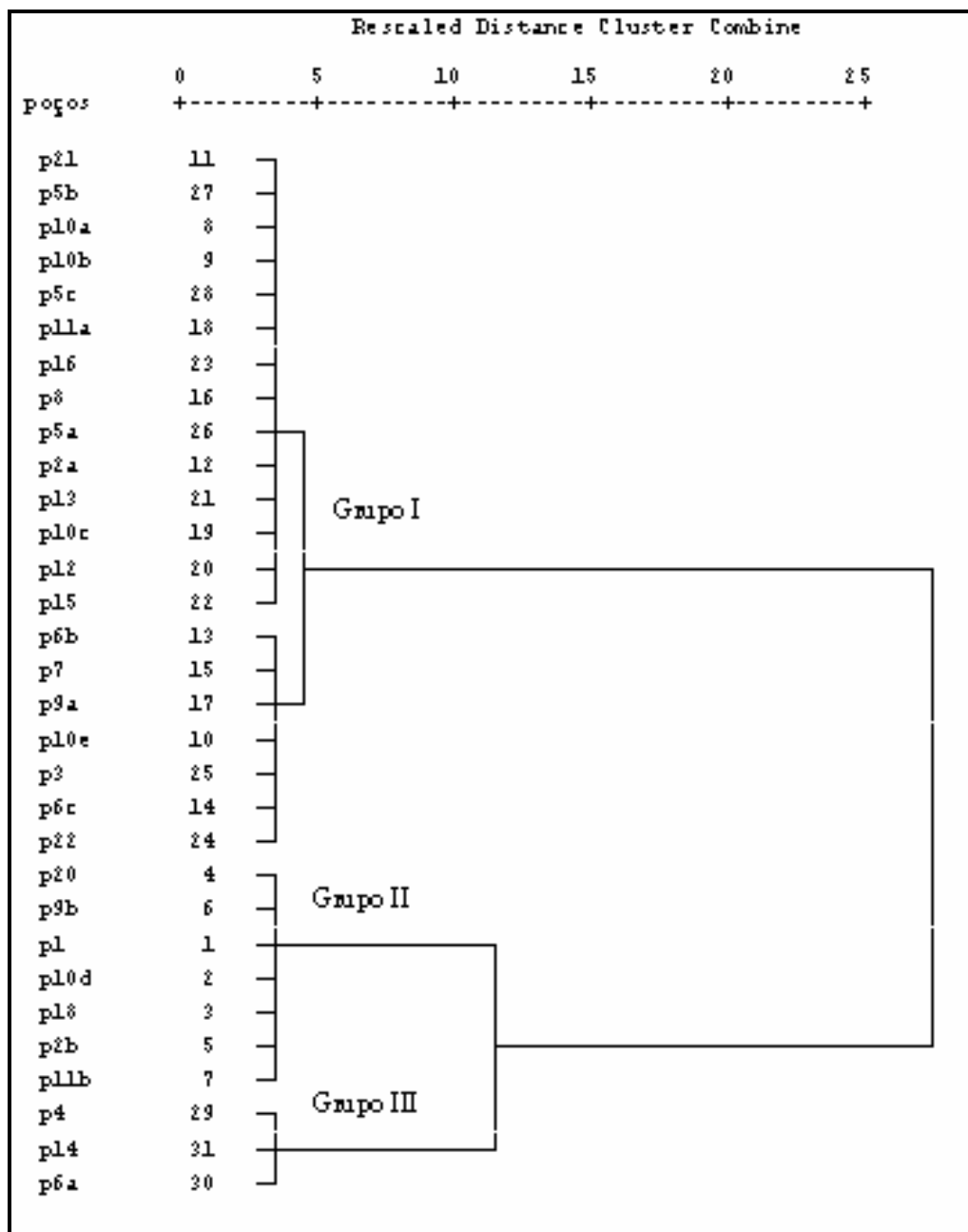


FIGURA 49 – Dendrograma do agrupamento dos poços com base nas concentrações médias de nitrato.

TABELA 26 – Resultado do agrupamento da concentração média de nitrato nos poços monitorados.

Grupos	Poços	mg N-NO₃-/L
I	2a	1,26
I	3	2,5
I	5a	0,38
I	5b	0,26
I	5c	0,3
I	6b	2,04
I	6c	2,33
I	7	1,99
I	8	0,43
I	9a	1,84
I	10a	0,25
I	10b	0,22
I	10c	1,24
I	10e	2,53
I	11a	0,5
I	12	1,41
I	13	1,25
I	15	1,04
I	16	0,48
I	21	0,27
I	22	2,29
II	1	4,28
II	2b	5,81
II	9b	3,83
II	10d	4,92
II	11b	5,53
II	18	4,9
II	20	3,54
III	4	9,35
III	6a	11,63
III	14	9,38

6.7 Correlação dos grupos (cluster) de pesticidas e nitrato com os mapas de vulnerabilidade DRASTC e DRASTIC pesticidas

Os resultados de correlação dos grupos I, II e III, referentes às médias de concentração dos pesticidas, com as classes de vulnerabilidade, delineadas no mapa DRASTIC pesticida, são mostrados na Tabela 27.

Pela tabela, verifica-se que os grupos foram distribuídos nas classes de vulnerabilidade moderada e alta. Observa-se que a classe de vulnerabilidade moderada

englobou a maioria dos poços monitorados, ou seja, sete do total de nove poços dos quais, a maioria (cinco, ou 71,4%) pertence ao grupo II, caracterizado por apresentar concentração intermediária das medidas dos pesticidas. Essa classe de vulnerabilidade englobou também, dois poços pertencentes ao grupo I e III ambos classificados em baixo e elevado, de acordo com as medidas dos pesticidas. Na classe de vulnerabilidade alta está presente o grupo I, com dois dos três poços enquadrados neste grupo.

TABELA 27 – Correlação entre as classes de vulnerabilidade DRASTIC pesticidas e os grupos.

Grupos (concentração média)	Vulnerabilidade – DRASTIC pesticidas				Total	
	moderada		Alta		nº de poço	%
	nº de poços	%	nº de poços	%		
I (baixa)	1	14,3	2	100	3	33,3
II (intermediária)	5	71,4	0	0	5	55,6
III (elevada)	1	14,3	0	0	1	11,1
Total	7	100,0	2	100	9	100,0

O mapa de vulnerabilidade DRASTIC pesticidas mostrado na Figura 50 apresenta a correlação dos grupos I, II e III com as classes de vulnerabilidade.

De acordo com a figura, observa-se que o grupo I está localizado em áreas de vulnerabilidade moderada e alta. O que significa que não houve correlação direta desse grupo com as áreas de vulnerabilidade em que o mesmo está localizado, uma vez que esse grupo foi classificado por apresentar concentração baixa para os pesticidas analisados.

Diferentemente do grupo I, o grupo II está localizado apenas na classe de vulnerabilidade moderada, indicando correlação entre o grupo e áreas e essa classe.

Finalmente, o grupo III localiza-se em área de vulnerabilidade moderada, não indicando, portanto, correlação com esta classe de vulnerabilidade.

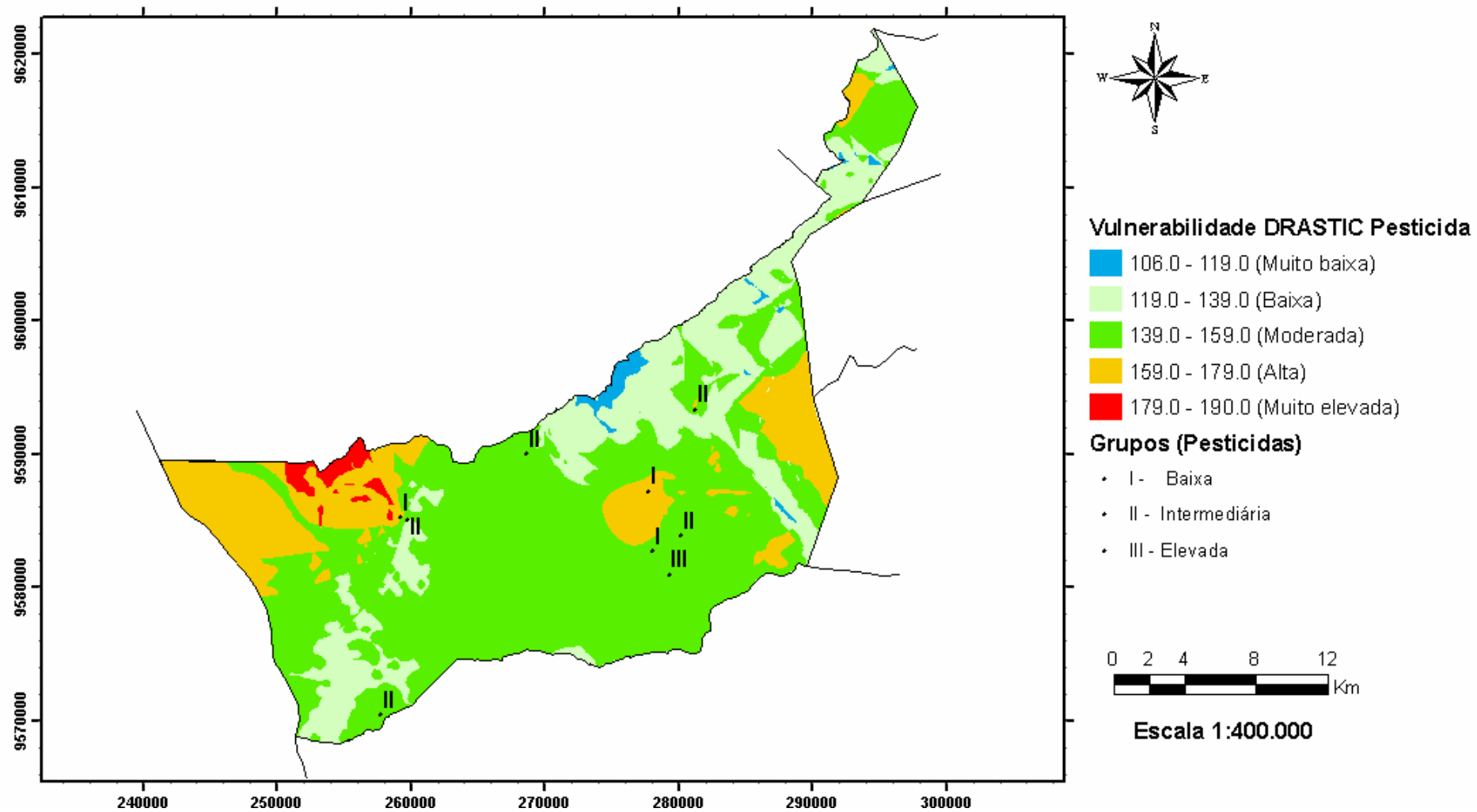


FIGURA 50 – Correlação entre os grupos (medidas de pesticidas) e as classes de vulnerabilidade no mapa DRASTIC pesticidas (Tianguá, 2006).

Na Tabela 28 são mostrados os resultados de correlação dos grupos I, II e III, referentes às médias de concentração de nitrato nos poços monitorados e as classes de vulnerabilidade delineadas no mapa DRASTIC. De acordo com os dados da tabela, verifica-se que os grupos se distribuem em áreas de vulnerabilidade insignificante, muito baixa, baixa e moderada.

O grupo I está localizado nas classes de vulnerabilidade insignificante, muito baixa e baixa. Esse grupo contém a maioria dos poços monitorados, ou seja, 21 do total dos 31 poços. Os grupos II e III se distribuem nas classes de vulnerabilidade muito baixa, baixa e moderada, nos quais estão agrupados, respectivamente, sete e três poços.

TABELA 28 – Correlação entre as classes de vulnerabilidade DRASTIC e os grupos.

Vulnerabilidade	Grupos						Total	
	I		II		III			
	(baixa)		(intermediária)		(elevada)			
	nº de poços	%	nº de poços	%	nº de poços	%	nº poços	%
Insignificante	1	4,8	0	0	0	0	1	3,2
Muito Baixa	17	81,0	4	57,1	1	33,3	22	71
Baixa	2	9,5	2	28,6	1	33,3	5	16,1
Moderada	1	4,8	1	14,3	1	33,3	3	9,7
Total	21	100	7	100	3	100	31	100

O mapa de vulnerabilidade DRASTIC mostrado na Figura 51 apresenta a correlação dos grupos I, II e III com as classes de vulnerabilidade.

O grupo I, classificado por apresentar concentração baixa de nitrato, está distribuído predominantemente na classe de vulnerabilidade muito baixa, indicando correlação desse grupo com a referida classe de vulnerabilidade. Distribui-se, ainda, nas classes de vulnerabilidade insignificante e baixa; mantendo essa correlação. Dos 21 poços que estão agrupados nesse grupo, apenas um (poço 11a) localizou-se na classe de vulnerabilidade moderada, não se verificando, nesse caso, correlação do grupo com a referida classe.

O grupo II, caracterizado por concentração intermédia de nitrato, está distribuído, preferencialmente, nas classes de vulnerabilidade muito baixa e baixa. O que significa que não houve correlação desse grupo com essas classes de vulnerabilidade. Somente o poço 2b, pertencente ao grupo II, mantém correlação com a classe de vulnerabilidade na qual está localizado.

Para o grupo III não foi verificada, para nenhum dos poços que compõem esse grupo, correlação com as classes de vulnerabilidade em que o mesmo está localizado. O poço

6a é o que mais se distancia, seja porque apresenta concentração média de nitrato mais elevada, seja porque estar localizado em área de vulnerabilidade muito baixa.

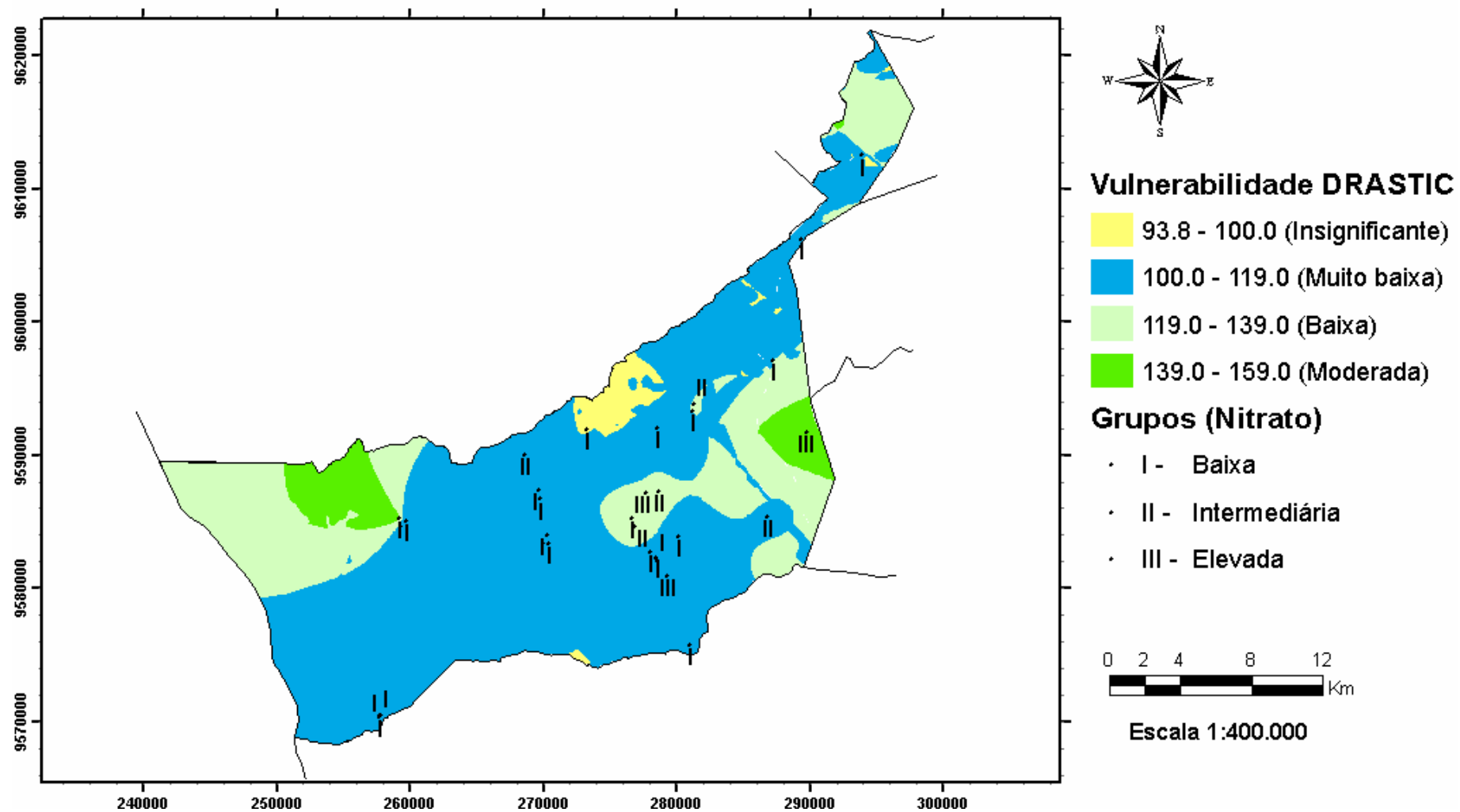


FIGURA 51 – Correlação entre os grupos (medidas de nitrato) e as classes de vulnerabilidade no mapa DRASTIC (Tianguá, 2006).

A análise de correlação dos grupos I, II e III, referentes às concentrações médias de nitrato e pesticidas nos poços monitorados, com as classes de vulnerabilidade delineadas nos mapas DRASTIC e DRASTIC pesticidas indicou que as medidas quantitativas podem ou não estar relacionadas com essas classes de vulnerabilidade.

Os índices DRASTIC e DRASTIC pesticida se baseiam em parâmetros específicos ou que se relacionam com o meio subterrâneo, ou seja, fornece informações relativas à vulnerabilidade intrínseca de uma área com base em dados qualitativos. Dessa forma, não leva em consideração o estágio atual de contaminação do aquífero, mas sim a vulnerabilidade de seus aspectos naturais relacionados aos sete parâmetros considerados pelos índices.

A ação antrópica sobre os recursos naturais na área de estudo, em sua maioria, confirmou a tendência indicada pelos índices DRASTIC e DRASTIC pesticidas. Ou seja, isso se torna verdadeiro quando se verificou que grande parte dos poços enquadrados nos grupos I e II, tanto para as medidas de pesticidas quanto de nitrato, correlacionaram-se com as respectivas classes de vulnerabilidade em que os mesmos estão localizados.

Outra parcela dos poços incluídos nos grupos I e II diverge em muito pouco com as referidas classes de vulnerabilidade em que se encontram distribuídos, considerando a tendência de aproximação das médias dos valores das medidas de pesticidas e nitrato para ambos os grupos.

Para o grupo III, não foi observada correlação entre as medidas de pesticidas e nitrato nas respectivas classes de vulnerabilidade em que o mesmo se distribui. Nessas áreas, classificadas como de vulnerabilidade muito baixa e moderada, as culturas desenvolvidas são bastante diversificadas, o que deve elevar a carga de pesticidas e fertilizantes lançados no solo e, conseqüentemente, permitindo sua lixiviação até o aquífero.

Diante desse quadro, acredita-se que a contaminação do aquífero, na área de estudo, está relacionada de maneira muito mais efetiva com os pesticidas e fertilizantes lançados nos campos cultivados, do que com os parâmetros naturais do meio subterrâneo ou que se relacionem com ele. No entanto, esta situação não desqualifica os modelos de vulnerabilidade aplicados neste trabalho, visto que os métodos apontam tendência ou o risco de contaminação do ambiente e não o estágio atual de contaminação do aquífero.

7 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos na etapa de avaliação da contaminação da água subterrânea do município de Tianguá permitiram concluir que:

1. As determinações dos pesticidas atrazina, simazina e metil paration, durante a etapa qualitativa, indicaram que, do total de 153 amostras analisadas, foi constatada a presença desses compostos em 126 amostras (82%). A maioria (54%) das determinações está em desacordo com o VMP definido na portaria 518/2004 do MS e na Resolução 357/2005 do CONAMA.

2. O estudo da contaminação do pesticida metamidofós nos poços monitorados por esta pesquisa não foi considerado em decorrência da imprecisão nas determinações do composto a partir do método cromatográfico utilizado neste trabalho; ausência de norma legal que estabeleça seu limite na água; assim como falta de laboratório credenciado no país para sua determinação em amostras de água.

3. Para a etapa quantitativa, do total de 36 amostras analisadas para cada composto, verificou-se que atrazina, simazina e metil paration foram detectados em respectivamente, 17 amostras (47%), 21 amostras (55%) e 14 amostras (39%) em desacordo com o VMP definido na portaria 518/2004 do MS e na Resolução 357/2005 do CONAMA.

4. Com relação à atrazina, o poço 1 (próximo de área de intensa atividade agrícola) foi o único que apresentou, em todas as campanhas, concentrações em desacordo com a legislação. A concentração máxima de atrazina foi de 9,95 µg/L (poço 2a). Dos nove poços monitorados, apenas os poços 3 e 4 apresentaram, para todas as campanhas, níveis de atrazina que não excederam o VMP definido na Portaria 518/2004 do MS.

5. Semelhante à atrazina, o poço 1 apresentou, para o pesticida simazina, concentrações em todas as amostras superiores ao VMP definido na Portaria MS 518/2004. No poço 9a foi detectada concentração máxima (9,35 µg/L) de simazina. Em todos os poços monitorados, pelo menos uma medida de simazina excedeu o VMP estabelecido na Portaria MS 518/2004.

6. Em todos os poços em que o pesticida metil paration foi detectado, as concentrações excederam o VMP definido na resolução CONAMA para classe 2 (0,04 µg/L para compostos paration), porém encontram-se em acordo com a classe 3 (VMP = 35 µg/L). O valor máximo (9,00 µg/L) deste composto foi detectado no poço 6a.

7. Nitrato foi detectado nos 31 poços monitorados. No entanto, apenas o poço 6a apresentou concentração média (11,6 mg/L) superior ao limite definido na Portaria do 518/2005 do MS. É possível que a presença de nitrato na água subterrânea esteja relacionada com os fertilizantes aplicados nos solos e nas plantações, uma vez que não foi evidenciada outra fonte de contaminação nas áreas onde estão localizados os poços, ou nas suas imediações.

Com base nos resultados de vulnerabilidade do aquífero no município de Tianguá, calculados a partir de modelos georeferenciados (DRASTIC e DRASTIC pesticidas) foi possível concluir que:

8. O índice DRASTIC variou de 94 a 159, permitindo a identificação de quatro classes de vulnerabilidade: insignificante, muito baixa, baixa e moderada. O mapa de vulnerabilidade indicou que predominaram as classes muito baixa e baixa (858,7 km² ou 91,8% da área), o que significa que o risco de contaminação da água subterrânea é reduzido em decorrência das especificidades do meio. Nas áreas classificadas como de vulnerabilidade moderada, as atividades de uso e ocupação do solo devem ser avaliadas com maior rigor, em virtude do maior potencial de contaminação do aquífero.

9. O índice DRASTIC pesticidas variou de 106 a 190, correspondendo a cinco classes de vulnerabilidade: muito baixa, baixa, moderada, alta e muito alta. O mapa de vulnerabilidade DRASTIC pesticidas indicou que predominaram as áreas de classes de vulnerabilidade moderada a muito alta (726,9 Km² ou 77,69%), contra as de vulnerabilidade muito baixa e baixa (208,7 Km² ou 22,3%). Para as áreas de vulnerabilidade alta e muito alta é importante que sejam adotadas medidas de controle de pesticidas, considerando que nessas áreas o risco de contaminação do aquífero é agravado em função de parâmetros naturais.

10. Os índices DRASTIC e DRASTIC pesticida associados às técnicas de Sistema de Informação Geográfica (SIG) geram mapas de vulnerabilidade bastante úteis para o

planejamento do uso e ocupação solo, recuperação de áreas degradadas e prevenção de áreas não degradadas.

Os resultados da aplicação da análise de agrupamento (*cluster analysis*) às medidas de pesticidas e nitrato no aquífero em questão permitiram concluir que:

11. As águas do aquífero foram classificadas, em relação à contaminação por pesticidas, em três grupos I (baixa contaminação), II (intermediária) e III (elevada). O grupo II incluiu a maior parte (56%) dos poços monitorados.

12. Em relação à contaminação por nitrato, as águas do aquífero também foram classificadas em três grupos: I, II e III caracterizados, respectivamente, por apresentarem concentrações baixa, intermediária e elevada. A maioria dos poços (68%) foi enquadrada no grupo I.

13. A correlação entre os grupos baseados em medidas de pesticidas e nitrato (*cluster analysis*) e as classes de vulnerabilidade baseadas nos modelos DRASTIC e DRASTIC pesticidas não foi absoluta, ou seja, o nível de contaminação da água subterrânea nos poços monitorados não correspondeu, de maneira uniforme, às classes de vulnerabilidade em que se encontram localizados.

14. Para as medidas de pesticidas, foi observada correlação do grupo II com o mapa de vulnerabilidade DRASTIC pesticidas. Esse grupo englobou a maioria dos poços, ou seja, cinco do total de nove. Assim, para a maioria dos poços monitorados verificou-se correlação com a respectiva classe (moderada) em que se encontram localizados.

15. Para as medidas de nitrato, constatou-se correlação dos grupos I e II com o mapa de vulnerabilidade DRASTIC. Ou seja, a maioria dos poços (21 do total de 31) manteve correlação com as respectivas classes de vulnerabilidade nas quais estão localizados.

16. De maneira geral, pode-se admitir que houve correlação aceitável entre os grupos I e II (contaminação baixa a moderada), tanto para as medidas de pesticidas como de nitrato, com as classes de vulnerabilidade onde os mesmos se encontram. A ausência de correlação do grupo III (contaminação elevada), tanto para pesticidas como para nitrato, com

as classes de vulnerabilidade (muita baixa e moderada) pode estar relacionada à excessiva aplicação de pesticidas e fertilizantes na região (principalmente em torno do poço 6a), caracterizada por agricultura intensiva.

17. A ação antrópica sobre os recursos naturais na área de estudo, em sua maioria, confirmou a tendência indicada pelos índices DRASTIC e DRASTIC pesticidas quando correlacionada com os grupos (clusters) das medidas de pesticidas e nitratos. No entanto, as divergências observadas não desqualificam os índices, visto que eles apontam tendência ou o risco de contaminação do ambiente e não o estágio atual de contaminação do aquífero.

8 RECOMENDAÇÕES

1. Fazer monitoramento sistemático das concentrações dos pesticidas analisados, bem como do nitrato, para acompanhar a evolução do nível de contaminação do aquífero, possibilitando que medidas de controle e de prevenção sejam adotadas.

2. Inserir nos índices DRASTIC e DRASTIC pesticida, como um parâmetro combinado, o uso e ocupação do solo para propor o mapa de zoneamento de uso e ocupação do solo do município de Tianguá.

3. Aplicar questionários junto às cooperativas agrícolas da região com o objetivo de estimar a quantidade de agrotóxicos que são lançados no meio ambiente, possibilitando o controle daqueles compostos com potencial elevado de contaminação.

9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AL-ADAMAT, R.A.N.; FOSTER, I.D.L.; BABAN, S.M.J. Groundwater vulnerability and risk mapping for the Basaltic aquifer of the Azraq basin of Jordan using GIS, Remote sensing and DRASTIC. **Applied Geography**, v. 23, p. 303-324, 2003.

ALLER, L.; BENNETT, T.; LEHER, J. H.; PETTY, R. J. (1987). DRASTIC: a standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings. US EPA Report 600/2 – 85/018 Ada, Oklahoma.

ALVAREZ, R. H; NIEDZIELSKI, H. Estimacion de la recarga em la subcuenca Rio de las Avenidas Pachuca Hidalgo México. In: Congresso Latino-americano de Hid. Sub., 3, México, 1996. **Anais** dos 3º Congresso Lanitino-americano de Hid. Sub., México: ALHSUD. P. 35-46.

AL-ZABET, T. Evaluation of aquifer vulnerability to contamination potential using the DRASTIC method. **Environmental Geology**, v. 43, p. 203-208, 2002.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Ministério do Meio Ambiente. Panorama da qualidade das águas subterrâneas no Brasil. Cadernos de recursos hídricos. ZOBY, J. L. G.; OLIVEIRA de, F. R. (eq. técnica). Brasília, 2005. 74 p.

ATLAS de geologia e recursos minerais do Ceará: sistema de informações geográficas-SIGE. Mapas na escala 1:500.000. CPRM Serviço Geológico do Brasil. 2003. 1 CD-ROM. Windows.

ATLAS dos recursos hídricos subterrâneos do Ceará. Fortaleza: CPRM Serviço Geológico do Brasil. 1999. 1 CD-ROM. Windows.

ATLAS dos recursos hídricos subterrâneos do Ceará. Fortaleza: CPRM Serviço Geológico do Brasil. 2001. 1 CD-ROM. Windows.

BABIKER, I. S.; MOHAMED, M. A. 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**, v. 345, p. 27– 140, 2005.

BANTON, O.; VILLENEUVE, J. P. Evaluation of groundwater vulnerability to pesticides: a comparison between the pesticide DRASTIC index and PRZM leaching quantities. **Journal of Contaminant Hydrology**. 4: 285-296, 1988.

BARBASH, J. E.; THELIN, G. P.; KOLPIN, D. W.; GILLIOM, R. J. Distribution of major herbicides in ground water of the United States. **U.S. GEOLOGICAL SURVEY**. Water-Resources Investigations Report, California, p. 1-31, 1999.

BARCELÓ, D.; HENNION, M. C. **Trace determination of pesticides and their degradation products in water**. Amsterdam: Elsevier Science, 1997. p. 1-94. (Techniques and instrumentation in Analytical Chemistry v. 19).

BLANCHARD, P. E.; DONALD, W. W. Herbicide contamination of groundwater beneath claypan soils in North-Central Missouri. **Journal of Environmental Quality**. Madison, v. 26, p. 1612-1621, 1997.

BRASIL. Ministério da Agricultura. Divisão de Pesquisa Pedológica. Levantamento exploratório-reconhecimento dos solos do Estado do Ceará. Recife: 1973. 2 v. (Boletim Técnico, 28) (Brasil. SUDENE. DRN. Divisão de Agrologia. Série Pedologia, 16).

BRASIL. Portaria no 518 de 25 de março de 2004. Aprova a Norma de Qualidade da Água para Consumo Humano, que dispõe sobre procedimentos e responsabilidades inerentes ao controle e à vigilância da qualidade da água para consumo humano, estabelece o padrão de potabilidade da água para consumo humano, e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil. Brasília. Publicação DOU: 26/03/2004. Seção I, p. 266.

BRASIL. Resolução no. 15 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos de 11 de janeiro de 2001. Dispõe sobre a competência do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos para coordenar a gestão integrada das águas, e da outras providencia. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil. Brasília. Publicação DOU: 22/01/2001.

BRASIL. Resolução no. 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente de 18 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais par o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e da outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil. Brasília. Publicação DOU: 18/03/2005.

BRASIL. Resolução no. 899 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) de 29 de maio de 2003. Dispõe sobre o Guia para validação de métodos analíticos e bioanalíticos de Medicamentos. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil. Brasília. Publicação DOU: 02/06/2003.

CAPUTO, V. M.; LIMA, E. C. Estratigrafia, idade e correlação do Grupo Serra Grande – Bacia do Parnaíba. In: Congresso Brasileiro de Geologia, XXXIII., 1984, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: 1984. p. 740.

CAVALCANTE, I. N. As águas subterrâneas do Estado do Ceará. In: Encontro das águas, 1., 1997, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: 1997. p. 180

CEARÁ. Portaria no 154 de 22 de julho de 2002 da Secretária Estadual do Meio Ambiente do Ceará. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras. Diário Oficial [do] Estado. Fortaleza. Publicação DOU: 01/10/2002.

CERDEIRA, A. L .; SANTOS dos, N. A. G. ; PESSOA, M. C. P. Y.; GOMES, M. A. F.; LANCHOTE, V. L. Herbicide Leaching on a Recharge Area of the Guarany Aquifer in Brazil. **Journal of Environmental Science and Health**, v. 40, p. 159–165, 2005.

CEREJEIRA, M. J.; VIANA, P.; BATISTA, S.; PEREIRA, T.; SILVA, E.; VALÉRIO, M.J.; SILVA, A.; FERREIRA, M.; FERNANDES, A. M. S. Pesticides In Portuguese surface and ground waters. **Water Research**. 37: 1055-1063, 2003.

CHAE, GI-TAK; KIM, K.; YUN, S. T.; KIM, H. K.; KIM, S. O.; CHOI, B. Y.; KIM, H. S.; RHEE, C. W. hidrogeochemistry of alluvial groundwaters in an agricultural area: an

implication for groundwater contamination susceptibility. **Chemosphere**. v. 55, p. 369-378, 2004.

COUTINHO, C. R. **A agricultura nos assentamentos rurais no Ceará: qual o tipo de exploração? O caso Lagoa Verde**. Fortaleza: Universidade Federal do Ceará-Departamento de Economia Agrícola, 1999. 220 p. **Tese de Mestrado em Economia Rural**.

CRIVISQUI, E. **Apresentação da análise em componentes principais**. Londrina: UEL, 1999a. 31 p. (Apostila)

DOMAGALSKI, J. L.; DUBROVSKY, N. M. Pesticide residues in ground water of the San Joaquin Valley, California. **Journal of Hydrology**, v. 130, p. 299-338, 1992.

DORES, E.F.G.C. Contaminação de águas superficiais e subterrâneas por pesticidas em Primavera do Leste, Mato Grosso. 2004. 281 f. Tese (Doutorado em Química) – Instituto de Química, Universidade Estadual Paulista, Araraquara, 2004.

DORFLER, U.; FEICHT E. A.; SCHEUNERT, I. S-Triazine residues in groundwater. **Chemosphere**, v. 35, p. 99-106, 1997.

DREVENKAR, V.; FINGLER, S.; MENDAS, G.; STIPICEVIC, S.; VASILIC, Z. Levels of Atrazine and Simazine in Waters in the Rural and Urban Areas of North-West Croatia. **Intern. J. Environ. Anal. Chem.** v. 84, n. 1-3, p. 207–216, 2004.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro-RJ). Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília: Embrapa Produção de Informação, Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999. 412p.

FERRACINI, V. L.; PESSOA, M. C. Y. P.; SILVA, A. S.; SPADOTTO, C. A. Análise de risco de contaminação das águas subterrâneas e superficiais da região de Petrolina (PE) e Juazeiro (BA). Pesticidas: Revista **Ecotoxicológica e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 11, p. 1-16, jan./dez. 2001.

FILIZOLA, H. F.; FERRACINI, V. L.; SANS, L. M. A.; GOMES, M. A. F.; FERREIRA, C. J.A. Monitoramento e avaliação do risco de contaminação por pesticidas em água superficial e subterrânea na região de Guaíra. **Jornal: Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, n. 5, p. 659-667, 2002.

FOOMSGAARD, I. S. Degradation of pesticides in subsurface soils, unsaturated zone – a review of methods and results. **Int. J. Environ. Ana. Chem.**, v. 58, p. 231-245, 1995.

FOSTER, S. S. D. Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. In: LOBO-FERREIRA, J. P. C. (1998). Vulnerabilidade à poluição de águas subterrâneas: fundamentos e conceitos para uma melhor gestão e protecção dos aquíferos de Portugal. IV Congresso da Água. Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos. Lisboa, 1987.

FRITCH, T. G.; MCKNIGHT, C. L.; YELDERMAN JR., J. C. Environmental Auditing: An Aquifer Vulnerability Assessment of the Paluxy Aquifer, Central Texas, USA, Using GIS and a Modified DRASTIC Approach. **Environmental Management**. v. 25, n. 3, p. 337–345, 2000.

FUNASA – Fundação Nacional de Saúde (2002). Vigilância Epidemiológica de doenças e agravos específicos – intoxicações por agrotóxicos. Disponível em: <http://www.anvisa.gov.br/toxicologia/monografias/a14.pdf>> Acesso em: 12 março de 2004.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Guia de vigilância epidemiológica**. Brasília, 1998. 523p.

GASPAR, S. M. F. S.; NUNES, G. A. S.; PINHEIRO, C. U. B.; AMARANTE JUNIOR, O. P. DO. Avaliação de Risco de Pesticidas Aplicados no Município de Arari, Maranhão, Brasil: Base para Programa de Controle Ambiental do Rio Mearim. **Pesticida: revista ecotoxicológica e meio ambiente**, Curitiba, v. 15, p. 43-54, jan./dez. 2005.

GOÊS, A. M. O.; FEIJÓ, F. J. Bacia do Parnaíba. **Boletim Geociências**. PETROBRÁS. Rio de Janeiro, v. 8, n. 1, p. 57 – 67, 1994.

GOMES, D. F. Estudo hidroquímico, isotópico e da dinâmica do nível estático das águas subterrâneas e superficiais da região de Limoeiro do Norte, Baixo Jaguaribe-Ceará. 2005. 230 f. **Tese** (Doutorado em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2005.

GOMES, M. A. F.; SPADOTTO, C. A.; LANCHOTTE, V. L. Ocorrência do herbicida tebuthiuron na água subterrânea da microbacia do Córrego espraçado, Ribeirão Preto – SP. **Pesticidas: R. Ecotoxicol. e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 11, p. 65-76, jan./dez. 2001.

GRAYMORE, M.; STAGNITTI, F.; ALLINSON, G. Impacts of atrazine in aquatic ecosystems. **Environ. International**, v. 26, p. 483-495, 2001.

HORTICERES SEMENTES. Horticeres na imprensa. Disponível em: <http://www.horticeres.com.br/clippinghorticeres/opovo/opovo01.htm>> Acesso em: 26 de setembro de 2005.

Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial (**INMETRO**); Orientações sobre Validação de Métodos de Ensaio Químicos, DOQ-CGCRE-008, 2003.

IPLANCE. Fundação Instituto de Planejamento do Ceará. Atlas do Ceará. Fortaleza: 1 CD-ROM. Windows. 1997.

IPLANCE. Fundação Instituto de Planejamento do Ceará. Perfil Básico Municipal – Tianguá. Fortaleza, 2000.

JURACEK, K.E; THURMAN, E. M. Assessing aquifer contamination risk using immunoassay: trace analysis of atrazine in unsaturated zone sediments. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 26, p. 1080-1089, 1997.

KIM, Y. J.; HAMM, S. Assessment of the potential for groundwater contamination using the DRASTIC/EGIS technique, Cheongju area, South Korea. **Hydrogeology Journal**, Berlim, v. 7, p. 227-235, 1999.

KOLPIN, D. W.; GOOLSBY, D. A.; THURMAN, E. M. Pesticides in near-surface aquifers: an assessment using highly sensitive analytical methods and tritium. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 24, p. 1125-1132, 1995.

KOTERBA, M. T.; BANKS, W. W. L.; SHEDLOCK, R. J. Pesticides in shallow groundwater in the Delmarva Peninsula. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 22, p. 500-518, 1993.

LNEC - Laboratório Nacional de Engenharia Civil. Departamento de Hidráulica. Grupo de Investigação de Águas Subterrâneas. Relatório de cartografia da vulnerabilidade à poluição das águas subterrâneas do Concelho de Montemor-O-Novo utilizando o método DRASTIC. Lisboa, 2002. 53 p.

LAABS, V.; AMELUNG, W.; PINTO, A.; ALTSTAEDT, A. & ZECH, W. Leaching and degradation of corn and soybean pesticides in an Oxisol of the Brazilian Cerrados. *Chemosphere*, 41:1441-1449, 2000.

LANÇAS, F. M. **Validação de métodos cromatográficos de análise**: métodos cromatográficos de análise. São Carlos: RiMa, 2004. n. 6, 62p.

LATINI, R. M.; BELLIDO Jr.; A. V.; VASCONCELLOS, M. B. A.; DIAS Jr.; O. F. Classificação de cerâmicas arqueológicas da Bacia Amazônica. **Revista Quim. Nova**, v. 24 (6), p. 724-729, 2001.

LEE, S. Evaluation of waste disposal site using the DRASTIC system in Southern Korea. **Environmental Geology**, v. 44, p. 654–664, 2003.

LEITÃO, T. E.; FERREIRA, J. P. L.; OLIVEIRA, M. M.; MOINANTE, M. J. Poluição de águas subterrâneas: principais problemas, processos de prevenção e de reabilitação. In: SIMPÓSIO DE HIDRÁULICA E RECURSOS HÍDRICOS DOS PAÍSES DE LINGUA OFICIAL PORTUGUESA, 6., 2003, Cabo Verde. **Proceedings...**Cabo Verde. 2003. p. 78-81.

LEITE, C. E. S.; MOBUS, G. Vulnerabilidade natural à contaminação dos aquíferos da região de rochas sedimentares da bacia do Rio Mundaú-Ceará. CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, X, **Anais...** São Paulo. 1998. p. 33-45.

LEVY, C. Agrotóxico mata mais no país. **O Estado de S. Paulo**, São Paulo, 6 out. 1999. Disponível em: <<http://www.estado.estadao.com.br>>. Acesso em: 10 maio 2002.

LIMA, F. J. C.; TANAKA, S. M. C. N.; NUNES, G. S.; SANTOS dos, T. C. R.; CORDEIRO P. J. M. Análise de resíduos do inseticida metamidofós em soja e determinação final por cromatografia em fase gasosa. **Pesticidas: Revista Ecotoxicológica e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 13, p. 91-102, jan./dez. 2003.

LOURENCETTI, C.; SPADOTTO, C. A.; SILVA, M. S.; RIBEIRO, M. L. Avaliação do potencial de contaminação de águas subterrâneas por pesticidas: comparação entre métodos de previsão de lixiviação. **Pesticidas: Revista Ecotoxicológica e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 15, p. 1-14, jan./dez., 2005.

MANGABEIRA, J. A. C. Tipificação de produtores rurais apoiada em imagens de alta resolução espacial, geoprocessamento e estatística multivariada: uma proposta metodológica. 146 f. Dissertação (mestrado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas-SP, Campinas, 2002.

MARTÍNEZ, M.; DELGADO, P.; FABREGAT, V. Aplicación del método DRASTIC para la evaluación del riesgo de afección a las aguas subterráneas por una obra lineal. **JORNADAS SOBRE LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS: UN PROBLEMA PENDIENTE**. Valencia, 1998.

MARTINEZ, R. C.; GONZALO, E. R.; LAESPADA, M. E.F.; ROMAN, J. S. R. Evaluation of surface- and ground-water pollution due to herbicides in agricultural areas of Zamora and Salamanca (Spain). **Journal of Chromatography**, v. 869, p. 471-480, 2000.

NAQA, A. E. Aquifer vulnerability assessment using the DRASTIC model at Russeifa landfill, northeast Jordan. **Environmental Geology**, v. 47, p. 51–62, 2004.

NOROESTE, jornal. Uso de agrotóxico na Serra grande. Sobral, p. 5, ago. 2002.

NORUSIS, M. J. **SPSS Base System User's Guide**. Chicago: SPSS Inc, 1990. 520 p.

OLIVEIRA, J. T. A. de. Lógicas produtivas e impactos ambientais: estudo comparativo de sistemas de produção. 2000. 284 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas-SP, Campina, 2000.

OUAZZANI, N.; LYAKHLOUFI, S.; ERROUANE, S.; BOUSSAID, A. Wastewater reuse with groundwater safeguard. **Schriftenreihe des Vereins fur Wasser, Boden und Lufthygiene**, Alemanha, v. 8, p. 105-213, 2000.

PAN Pesticides Database – Chemicals. Methamidophos: Identification, toxicity, use, water pollution potential, ecological toxicity and regulatory information Disponível em: http://www.pesticideinfo.org/Detail_Chemical.jsp?Rec_Id=PC32881> Acesso em: 02 de fevereiro de 2006.

PARAÍBA, L. C.; CERDEIRA, A. L.; SILVA, E. F.; MARTINS, J. S.; COUTINHO, H. L. C. Evaluation of soil temperature effect on herbicide leaching potential into groundwater in the Brazilian Cerrado. **Chemosphere**, v. 53, p. 1087-1095, 2003.

PARALTA, E. A.; FRANCÉS, A. P. Caracterização hidrogeológica e avaliação da vulnerabilidade à poluição do complexo gabro-diorítico de Serpa-Brnches. Geonovas, **Revista de Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos**, Porto, v. 14, p. 82-83, 2000.

PARALTA, E. A.; FRANCÉS, A. P.; SARMENTO, P. A. Caracterização hidrogeológica e avaliação da vulnerabilidade à poluição agrícola do aquífero mio-pliocénico da região de Canhestros (Alentejo). 6º congresso da água. Lisboa, 2003.

PARALTA, E. A.; FRANCÉS, A. P.; RIBEIRO, L. F. Avaliação da vulnerabilidade do sistema aquífero dos Gabros de Beja e análise crítica das rede de monitorização no contexto da directva quadro a água. In: SIMPÓSIO DE HIDRÁULICA E RECURSOS HÍDRICOS DOS PAÍSES DE LÍNGUA PORTUGUESA, 7, 2005, Évora. **Proceedings...** Évora. 2005. p. 1-16.

PESSOA, M. C. P. Y.; GOMES, M. A. F.; NEVES, M. C.; CERDEIRA, A. L.; SOUZA de, M. D. Identificação de áreas de exposição ao risco de contaminação de águas subterrâneas pelos herbicidas atrazina, diuron e tebutiuron. **Pesticidas: Revista Ecotoxicológica e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 13, jan./dez. 2003.

PINTO, G. M. F.; JARDIM, I. C. S. F. Use of solid-phase extraction and high-performance liquid chromatography for the determination of triazine residues in water: validation of the method **J. Chromatogr. A**, v. 869, p. 463–469, 2000.

PUERARI, E. M. (2005). Vulnerabilidade de aquíferos à contaminação por derivados de petróleo. 2005. **Tese** – Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 176 p.

REYNOSO, L.; SASAL, C.; PORTELA, S.; ANDRIULO, A. Vulnerabilidad del acuífero Pampeano a la contaminación en el norte de la Provincia de Buenos Aires. Aplicación de la metodología DRASTIC. **RIA**, Argentina, v. 34, n. 1, p. 85-99, 2005.

RODIERR, J. L'analyse de l'eau. Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. Paris: Dunod technique, 1978. 1136p.

SAMPAIO, G. M. M. S. (2005). Remoção de metil paration e atrazina em reatores de bancada com fungos. 2005. **Tese** (doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo. São Carlos, 95 p.

SANCHES, S. M.; SILVA da, C. H. T. P. da; CAMPOS, S. X.; VIEIRA, E. M. Pesticidas e seus respectivos riscos associados à contaminação da água. **Pesticidas: Revista Ecotoxicológica e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 13, p. 53-58, jan./dez. 2003.

SANTOS dos, J. S.; OLIVEIRA de, E.; BRUNS, R. E.; GENNARI, R. F. Evaluation of the salt accumulation process during inundation in water resource of Contas river basin (BAHIA-BRAZIL) applying principal component analysis. **Water Research**. 38: 1579-1585, 2004.

SANTOS, M. M.; KIANG, C. H.; CELLIGOI A. Índice DRASTIC: método de apoio à avaliação da vulnerabilidade natural de um aquífero localizado na área urbana de Londrina-

PR. CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, XII, **Anais...** Cuiabá. 2004. p. 1-20.

SECUNDA, S; COLLIN, M. L.; MELLOUL, A. J. Groundwater vulnerability assessment using a composite model combining DRASTIC with extensive agricultural land use in Israel's Sharon region. **Journal of Environmental Management**, v.54, p. 39-57, 1998.

SENSEMAN, S.A.; LAVY, T. L.; DANIEL, T. C. Monitoring groundwater for pesticides at selected mixing/loading sites in Arkansas. **Environmental Science & Technology**. Washington, v. 31, n. 1, p. 283-288, 1997.

SILVA, F. M.; LERMEN, V. K.; NERY, J. T. Variabilidade interanual da precipitação na bacia do rio Iguaçu. *Maringá*, v. 23, n. 6, p. 1439-1444, 2001.

SINDAG – Sindicato Nacional da Indústria de Produtos para Defesa Agrícola. Notícias. Disponível em: <http://www.sindag.com.br/new/noticias/interna.php?cod=856>. Acesso: 3 mar. 2005.

SOUZA, V.; CARBO, L.; DORES, E. F. G. C.; RIBEIRO, M. L.; VECCHIATO, A. B.; WEBER, O. L. S.; PINTO, A. A.; SPADOTTO, C. A. ; CUNHA, M. L. F. Determinação de pesticidas em águas de poços tubulares em áreas de cultura de algodão na microrregião de Primavera do Leste, Mato Grosso. In: Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 13. Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

STÉFANO, B. Departamento de Fitossanidade, engenharia rural e solo. Empresas de irrigação elevam investimentos em fruticultura no Ceará. Disponível em: [fhttp://www.agr.feis.unesp.br/gz_ce180700.htm](http://www.agr.feis.unesp.br/gz_ce180700.htm)> Acesso em: 26 de setembro de 2005.

SUDENE. Mapa Exploratório-Reconhecimento de Solos do Estado do Ceará. Escala 1: 600 000, MA/DNPEA-SUDENE, 1973.

TAPPE, W.; GROENEWEG, JANTSCH, J.; B. Diffuse atrazine pollution in German aquifers. **Biodegradation**. v. 13, p. 3-10, 2002.

TRAGHETTA, D.G.; VAZ, C.M.P.; MACHADO, S.A.S.; CRESTANA, S.; VIEIRA, E.M.; MARTIN, L. Mecanismos de sorção da atrazina em solos: estudos espectroscópicos e polarográficos. EMBRAPA. Comunicado Técnico, n. 14, p. 1-7, 1996.

UETA, J.; PEREIRA, N. L.; SHUHAMA, I. K.; CERDEIRA, A. L. Biodegradação de herbicidas biorremediação. Disponível em:<http://biotecnologia.com.br/bio/10_i.htm>Acesso em: 12 de março de 2004.

WADE, H.F. The impact of pesticide use on groundwater in North Carolina. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 27, n. 5, p. 439-444, 1998.

WEED, D. A. J. Dissipation and distribution of herbicides in the soil profile. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 24, p. 68-79, 1995.

ANEXOS

Anexo 1 – Tipos e características dos pesticidas usados nas culturas do município de Tianguá.

Classe	Nome comercial	Princípio ativo	Classe química	Culturas
Fungicida	Agrinose	Oxicloreto de cobre	Inorgânico	Abacate, abóbora, alface
	Captan	Captana	Dicarboximida	Alho, tomate, cebola
	Cobre Fersol	Oxicloreto de cobre	Inorgânico	Batata, tomate
	Cupravit	Oxicloreto de cobre	Inorgânico	Abacate, alho, banana
	Curzate	Cimoxanil + mancozebe	Acetamida + alquilenobis	Batata, cebola, tomate
	Dacobre	Clorotalonil + oxicloreto de cobre	Isoftalonitrila + inorgânico	Cenoura, melão, tomate
	Kobutol	Quintozeno	Cloroaromático	Alface, batata, feijão
	Manzate	Mancozebe	Alquilenobis (ditiocarbamato)	Abacate, alho, arroz...
	Orthocide	Captana	Dicarboximida	Abacaxi, alho, amendoim
	Ridomil	Mancozebe + metalaxil-M	Alquilenobis + acilalaninato	Batata, cebola, tomate
Inseticida	Alsystin	Triflumurom	Benzoiluréia	Algodão, milho, soja
	Clorpirifos	Clorpirifos	Organofosforado	Feijão, fumo, milho
	Decis	Deltametrina	Piretróide	Abacaxi, brócolis, couve
	Dipterex	Triclorfom	Organofosforado	Abacate, abacaxi, alface
	Elsan	Fentoato	Organofosforado	Tomate
	Fastac	Alfa-cipermetrina	Piretróide	Batata, tomate
	Intrepid	Metoxifenoazida	Hidrazida	Milho, tomate
	Karatê	Lambda-cialotrina	Piretróide	Batata, cebola, couve
	Lannate	Metomil	Metilcarbamato de oxima	Batata, couve, milho
	Match	Lufenurom	Benzoiluréia	Batata, milho, pepino
	Dipel	Bacillus thuringiensis	Biológico	Melão, repolho, tomate
	Mimic	Tebufenozida	Benzohidrazida	Abobrinha, couve, milho
	Nomolt	Teflubenzurom	Benzoiluréia	Batata, milho, repolho
	Metil Paration	Parationa-metílica	Organofosforado	Algodão
	Talcord	Permetrina	Piretróide	Couve, milho, repolho
Herbicida	Atrazina	Atrazina	Triazina	Milho
	Gramoxone	Dicloreto de paraquate	Bipiridílio	Abacate, arroz, beterraba
	Roundup	Glifosato	Glicina substituída	Arroz, banana, milho
	Simazina	Simazina	Triazina	Milho

Anexo 1 – Tipos e características dos pesticidas usados nas culturas do município de Tianguá.

Classe	Nome comercial	Princípio ativo	Classe química	Culturas
Acaricida	Dicofol	Dicofol	Organoclorado	Algodão, citrus
	Kelthane	Dicofol	Organoclorado	Algodão, citrus
Bactericida	Agrimicina	Oxitetraciclina + estreptomicina	Antibiótico + antibiótico	Arroz, Batata, maracujá
Acaricida - Fungicida	Dithane	Mancozebe	Alquilenobis (ditiocarbamato)	Alho, arroz, berinjela
	Persiste	Mancozebe	Alquilenobis (ditiocarbamato)	Abacate, alho, banana
	Kumulus	Enxofre	Inorgânico	Abobrinha, feijão, milho
Bactericida - Fungicida	Recop	Oxicloreto de cobre	inorgânico	Abacate, goiaba, mamão
Fungicida - Inseticida	Cartap	Cloridrato de cartape	Bis (tiocarbamato)	Batata, maracujá, pepino
	Thiobel	Cloridrato de cartape	Bis (tiocarbamato)	Batata, maracujá, melão
Acaricida – Inseticida	Azodrin	Monocrotofós	Organofosforado	Algodão, soja
	Endosulfam	Endossulfam	Clorociclodieno	Algodão, café, soja
	Folidol	Parationa-metílica	Organofosforado	Alho, batata, milho
	Folisuper	Parationa-metílica	Organofosforado	Alho, arroz, batata, cebola,
	Meothrin	Fenpropatrina	Piretróide	Cebola, feijão, tomate
	Polytrin	Cipermetrina + profenofós	Piretróide + organofosforado	Cebola, melancia, milho
	Stron	Metamidofós	Organofosforado	Algodão, feijão, tomate
	Tamaron	Metamidofós	Organofosforado	Batata, feijão, tomate
	Thiodan	Endossulfam	Clorociclodieno	algodão, cana-de-açúcar
	Vertimec	Abamectina	Avermectinas	Batata, cravo, mamão

Anexo 4: Banco de dados gerado no programa ArcView resultante da sobreposição dos sete parâmetros (mapas) para construção do mapa de vulnerabilidade DRASTIC.

Polígono	D	DiDp	R	RiRp	A	AiAp	S	SiSp	T	TiTp	I	IiIp	C	CiCp	Indice_D	Vulnerabilidade
1	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re6	14,4	< 2	10	Ortognaisse e migmatito	40	< 4,1	3	140,4	moderada
2	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	8,8	< 2	10	Ortognaisse e migmatito	40	< 4,1	3	134,8	baixa
3	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re6	14,4	< 2	10	Ortognaisse e migmatito	40	< 4,1	3	130,4	baixa
4	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PL4	7,4	< 2	10	Ortognaisse e migmatito	40	< 4,1	3	123,4	baixa
5	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	8,8	< 2	10	Ortognaisse e migmatito	40	< 4,1	3	124,8	baixa
6	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re6	14,4	2 - 6	9	Ortognaisse e migmatito	40	< 4,1	3	139,4	moderada
7	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	8,8	2 - 6	9	Ortognaisse e migmatito	40	< 4,1	3	133,8	baixa
8	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	2 - 6	9	Ortognaisse e migmatito	40	< 4,1	3	137,8	baixa
9	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re6	14,4	2 - 6	9	Ortognaisse e migmatito	40	< 4,1	3	129,4	baixa
10	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PL4	7,4	2 - 6	9	Ortognaisse e migmatito	40	< 4,1	3	122,4	baixa
11	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	8,8	2 - 6	9	Ortognaisse e migmatito	40	< 4,1	3	123,8	baixa
12	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	6 - 12	5	Ortognaisse e migmatito	40	< 4,1	3	133,8	baixa
13	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re6	14,4	6 - 12	5	Ortognaisse e migmatito	40	< 4,1	3	125,4	baixa
14	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	8,8	6 - 12	5	Ortognaisse e migmatito	40	< 4,1	3	119,8	baixa
15	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	12 - 18	3	Ortognaisse e migmatito	40	< 4,1	3	131,8	baixa
16	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re6	14,4	12 - 18	3	Ortognaisse e migmatito	40	< 4,1	3	123,4	baixa
17	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	8,8	12 - 18	3	Ortognaisse e migmatito	40	< 4,1	3	117,8	muito baixa
18	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	> 18	1	Ortognaisse e migmatito	40	< 4,1	3	129,8	baixa
19	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re6	14,4	> 18	1	Ortognaisse e migmatito	40	< 4,1	3	121,4	baixa
20	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	8,8	> 18	1	Ortognaisse e migmatito	40	< 4,1	3	115,8	muito baixa
21	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	8,8	< 2	10	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	114,8	muito baixa
22	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	< 2	10	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	118,8	muito baixa
23	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PL4	7,4	< 2	10	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	103,4	muito baixa
24	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	8,8	< 2	10	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	104,8	muito baixa
25	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	15,2	< 2	10	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	111,2	muito baixa
26	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	8,8	< 2	10	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	104,8	muito baixa
27	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	< 2	10	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	108,8	muito baixa
28	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re6	14,4	2 - 6	9	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	119,4	baixa
29	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	8,8	2 - 6	9	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	113,8	muito baixa
30	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	2 - 6	9	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	117,8	muito baixa
31	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	8,8	2 - 6	9	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	103,8	muito baixa
32	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	2 - 6	9	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	107,8	muito baixa
33	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	15,2	2 - 6	9	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	110,2	muito baixa

34	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	8,8	2 - 6	9	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	103,8	muito baixa
35	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	2 - 6	9	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	107,8	muito baixa
36	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	15,2	6 - 12	5	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	116,2	muito baixa
37	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re6	14,4	6 - 12	5	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	115,4	muito baixa
38	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	8,8	6 - 12	5	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	109,8	muito baixa
39	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	6 - 12	5	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	113,8	muito baixa
40	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re6	14,4	6 - 12	5	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	105,4	muito baixa
41	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	8,8	6 - 12	5	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	99,8	insignificante
42	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	6 - 12	5	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	103,8	muito baixa
43	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	15,2	6 - 12	5	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	106,2	muito baixa
44	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	8,8	6 - 12	5	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	99,8	insignificante
45	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	6 - 12	5	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	103,8	muito baixa
46	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	15,2	12 - 18	3	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	114,2	muito baixa
47	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	8,8	12 - 18	3	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	107,8	muito baixa
48	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	12 - 18	3	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	111,8	muito baixa
49	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re6	14,4	12 - 18	3	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	103,4	muito baixa
50	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	8,8	12 - 18	3	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	97,8	insignificante
51	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	12 - 18	3	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	101,8	muito baixa
52	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	15,2	12 - 18	3	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	104,2	muito baixa
53	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	12 - 18	3	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	101,8	muito baixa
54	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	15,2	> 18	1	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	106,2	muito baixa
55	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	15,2	> 18	1	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	112,2	muito baixa
56	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	8,8	> 18	1	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	105,8	muito baixa
57	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	> 18	1	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	109,8	muito baixa
58	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re6	14,4	> 18	1	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	101,4	muito baixa
59	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	8,8	> 18	1	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	95,8	insignificante
60	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	15,2	> 18	1	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	102,2	muito baixa
61	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	> 18	1	Quart. xisto e metavulc.	20	< 4,1	3	99,8	insignificante
62	4,6 - 9,1	35	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re14	13,8	< 2	10	Arcósio e grauvasa	35	< 4,1	3	144,8	baixa
63	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re14	13,8	< 2	10	Arcósio e grauvasa	35	< 4,1	3	134,8	baixa
64	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	8,8	< 2	10	Arcósio e grauvasa	35	< 4,1	3	129,8	baixa
65	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	< 2	10	Arcósio e grauvasa	35	< 4,1	3	133,8	baixa
66	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re14	13,8	< 2	10	Arcósio e grauvasa	35	< 4,1	3	124,8	baixa
67	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	8,8	< 2	10	Arcósio e grauvasa	35	< 4,1	3	119,8	baixa
68	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	< 2	10	Arcósio e grauvasa	35	< 4,1	3	123,8	baixa

69	4,6 - 9,1	35	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re14	13,8	2 - 6	9	Arcósio e grauvasa	35	< 4,1	3	143,8	moderada
70	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	15,2	2 - 6	9	Arcósio e grauvasa	35	< 4,1	3	135,2	baixa
71	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re14	13,8	2 - 6	9	Arcósio e grauvasa	35	< 4,1	3	133,8	baixa
72	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	8,8	2 - 6	9	Arcósio e grauvasa	35	< 4,1	3	128,8	baixa
73	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	2 - 6	9	Arcósio e grauvasa	35	< 4,1	3	132,8	baixa
74	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re14	13,8	2 - 6	9	Arcósio e grauvasa	35	< 4,1	3	123,8	baixa
75	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	8,8	2 - 6	9	Arcósio e grauvasa	35	< 4,1	3	118,8	muito baixa
76	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	2 - 6	9	Arcósio e grauvasa	35	< 4,1	3	122,8	baixa
77	4,6 - 9,1	35	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re14	13,8	6 - 12	5	Arcósio e grauvasa	35	< 4,1	3	139,8	moderada
78	4,6 - 9,1	35	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	6 - 12	5	Arcósio e grauvasa	35	< 4,1	3	138,8	baixa
79	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	15,2	6 - 12	5	Arcósio e grauvasa	35	< 4,1	3	131,2	baixa
80	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re14	13,8	6 - 12	5	Arcósio e grauvasa	35	< 4,1	3	129,8	baixa
81	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	6 - 12	5	Arcósio e grauvasa	35	< 4,1	3	128,8	baixa
82	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	6 - 12	5	Arcósio e grauvasa	35	< 4,1	3	118,8	muito baixa
83	4,6 - 9,1	35	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re14	13,8	12 - 18	3	Arcósio e grauvasa	35	< 4,1	3	137,8	baixa
84	4,6 - 9,1	35	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	12 - 18	3	Arcósio e grauvasa	35	< 4,1	3	136,8	baixa
85	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	15,2	12 - 18	3	Arcósio e grauvasa	35	< 4,1	3	129,2	baixa
86	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re14	13,8	12 - 18	3	Arcósio e grauvasa	35	< 4,1	3	127,8	baixa
87	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	12 - 18	3	Arcósio e grauvasa	35	< 4,1	3	126,8	baixa
88	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	12 - 18	3	Arcósio e grauvasa	35	< 4,1	3	116,8	muito baixa
89	4,6 - 9,1	35	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	> 18	1	Arcósio e grauvasa	35	< 4,1	3	134,8	baixa
90	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	15,2	> 18	1	Arcósio e grauvasa	35	< 4,1	3	121,2	baixa
91	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	PE12	12,8	> 18	1	Arcósio e grauvasa	35	< 4,1	3	118,8	muito baixa
92	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	15,2	> 18	1	Arcósio e grauvasa	35	< 4,1	3	127,2	baixa
93	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re14	13,8	> 18	1	Arcósio e grauvasa	35	< 4,1	3	125,8	baixa
94	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	> 18	1	Arcósio e grauvasa	35	< 4,1	3	124,8	baixa
95	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	> 18	1	Arcósio e grauvasa	35	< 4,1	3	114,8	muito baixa
96	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re6	14,4	2 - 6	9	Sedimento argilo-arenoso	15	< 4,1	3	104,4	muito baixa
97	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re6	14,4	6 - 12	5	Sedimento argilo-arenoso	15	< 4,1	3	100,4	muito baixa
98	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re6	14,4	12 - 18	3	Sedimento argilo-arenoso	15	< 4,1	3	98,4	insignificante
99	4,6 - 9,1	35	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	18,0	< 2	10	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	138,0	baixa
100	4,6 - 9,1	35	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	17,8	< 2	10	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	137,8	baixa
101	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	15,2	< 2	10	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	110,2	muito baixa
102	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	PE45	13,6	< 2	10	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	108,6	muito baixa
103	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	18,0	< 2	10	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	113,0	muito baixa

104	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	17,8	< 2	10	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	112,8	muito baixa
105	1,5 - 4,6	45	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	18,0	< 2	10	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	148,0	moderada
106	1,5 - 4,6	45	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	17,8	< 2	10	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	147,8	moderada
107	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	15,2	< 2	10	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	105,2	muito baixa
108	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	18,0	< 2	10	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	108,0	muito baixa
109	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	17,8	< 2	10	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	107,8	muito baixa
110	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	15,2	< 2	10	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	125,2	baixa
111	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	17,8	< 2	10	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	127,8	baixa
112	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	15,2	< 2	10	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	115,2	muito baixa
113	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	PE45	13,6	< 2	10	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	113,6	muito baixa
114	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	18,0	< 2	10	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	118,0	muito baixa
115	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	17,8	< 2	10	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	117,8	muito baixa
116	<1,5	50	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	18,0	2 - 6	9	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	152,0	moderada
117	4,6 - 9,1	35	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	18,0	2 - 6	9	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	137,0	baixa
118	4,6 - 9,1	35	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	17,8	2 - 6	9	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	136,8	baixa
119	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	15,2	2 - 6	9	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	109,2	muito baixa
120	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	PE45	13,6	2 - 6	9	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	107,6	muito baixa
121	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	PE12	12,8	2 - 6	9	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	106,8	muito baixa
122	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	18,0	2 - 6	9	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	112,0	muito baixa
123	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	17,8	2 - 6	9	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	111,8	muito baixa
124	1,5 - 4,6	45	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	18,0	2 - 6	9	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	147,0	moderada
125	1,5 - 4,6	45	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	17,8	2 - 6	9	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	146,8	moderada
126	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	15,2	2 - 6	9	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	104,2	muito baixa
127	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	PE45	13,6	2 - 6	9	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	102,6	muito baixa
128	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	18,0	2 - 6	9	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	107,0	muito baixa
129	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	17,8	2 - 6	9	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	106,8	muito baixa
130	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	15,2	2 - 6	9	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	124,2	baixa
131	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	PE12	12,8	2 - 6	9	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	121,8	baixa
132	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	18,0	2 - 6	9	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	127,0	baixa
133	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	17,8	2 - 6	9	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	126,8	baixa
134	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	15,2	2 - 6	9	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	114,2	muito baixa
135	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	PE45	13,6	2 - 6	9	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	112,6	muito baixa
136	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	PE12	12,8	2 - 6	9	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	111,8	muito baixa
137	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	18,0	2 - 6	9	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	117,0	muito baixa
138	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	17,8	2 - 6	9	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	116,8	muito baixa

139	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	15,2	2 - 6	9	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	120,2	baixa
140	<1,5	50	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	18,0	6 - 12	5	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	148,0	moderada
141	4,6 - 9,1	35	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	18,0	6 - 12	5	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	133,0	baixa
142	4,6 - 9,1	35	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	17,8	6 - 12	5	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	132,8	baixa
143	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	15,2	6 - 12	5	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	105,2	muito baixa
144	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	PE45	13,6	6 - 12	5	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	103,6	muito baixa
145	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	PE12	12,8	6 - 12	5	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	102,8	muito baixa
146	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	18,0	6 - 12	5	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	108,0	muito baixa
147	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	17,8	6 - 12	5	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	107,8	muito baixa
148	1,5 - 4,6	45	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	18,0	6 - 12	5	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	143,0	moderada
149	1,5 - 4,6	45	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	17,8	6 - 12	5	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	142,8	moderada
150	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	15,2	6 - 12	5	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	100,2	muito baixa
151	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	PE45	13,6	6 - 12	5	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	98,6	insignificante
152	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	18,0	6 - 12	5	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	103,0	muito baixa
153	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	17,8	6 - 12	5	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	102,8	muito baixa
154	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	15,2	6 - 12	5	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	120,2	baixa
155	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	PE12	12,8	6 - 12	5	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	117,8	muito baixa
156	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	18,0	6 - 12	5	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	123,0	baixa
157	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	17,8	6 - 12	5	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	122,8	baixa
158	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	15,2	6 - 12	5	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	126,2	baixa
159	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	6 - 12	5	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	123,8	baixa
160	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	15,2	6 - 12	5	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	110,2	muito baixa
161	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	PE45	13,6	6 - 12	5	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	108,6	muito baixa
162	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	PE12	12,8	6 - 12	5	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	107,8	muito baixa
163	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	18,0	6 - 12	5	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	113,0	muito baixa
164	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	17,8	6 - 12	5	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	112,8	muito baixa
165	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	15,2	6 - 12	5	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	116,2	muito baixa
166	<1,5	50	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	18,0	12 - 18	3	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	146,0	moderada
167	4,6 - 9,1	35	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	18,0	12 - 18	3	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	131,0	baixa
168	4,6 - 9,1	35	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	12 - 18	3	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	131,8	baixa
169	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	PE45	13,6	12 - 18	3	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	101,6	muito baixa
170	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	PE12	12,8	12 - 18	3	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	100,8	muito baixa
171	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	18,0	12 - 18	3	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	106,0	muito baixa
172	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	17,8	12 - 18	3	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	105,8	muito baixa
173	1,5 - 4,6	45	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	18,0	12 - 18	3	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	141,0	moderada

174	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	PE45	13,6	12 - 18	3	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	96,6	insignificante
175	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	PE12	12,8	12 - 18	3	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	95,8	insignificante
176	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	18,0	12 - 18	3	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	101,0	muito baixa
177	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	17,8	12 - 18	3	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	100,8	muito baixa
178	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	15,2	12 - 18	3	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	118,2	muito baixa
179	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	PE12	12,8	12 - 18	3	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	115,8	muito baixa
180	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	18,0	12 - 18	3	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	121,0	baixa
181	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	17,8	12 - 18	3	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	120,8	baixa
182	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	15,2	12 - 18	3	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	124,2	baixa
183	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	12 - 18	3	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	121,8	baixa
184	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	15,2	12 - 18	3	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	108,2	muito baixa
185	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	PE45	13,6	12 - 18	3	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	106,6	muito baixa
186	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	PE12	12,8	12 - 18	3	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	105,8	muito baixa
187	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	18,0	12 - 18	3	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	111,0	muito baixa
188	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	17,8	12 - 18	3	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	110,8	muito baixa
189	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	15,2	12 - 18	3	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	114,2	muito baixa
190	<1,5	50	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	18,0	> 18	1	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	144,0	moderada
191	4,6 - 9,1	35	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	18,0	> 18	1	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	129,0	baixa
192	4,6 - 9,1	35	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	> 18	1	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	129,8	baixa
193	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	PE12	12,8	> 18	1	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	98,8	insignificante
194	1,5 - 4,6	45	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	18,0	> 18	1	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	139,0	baixa
195	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	PE45	13,6	> 18	1	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	94,6	insignificante
196	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	PE12	12,8	> 18	1	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	93,8	insignificante
197	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	17,8	> 18	1	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	98,8	insignificante
198	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	15,2	> 18	1	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	116,2	muito baixa
199	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	PE12	12,8	> 18	1	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	113,8	muito baixa
200	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	18,0	> 18	1	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	119,0	muito baixa
201	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	15,2	> 18	1	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	122,2	baixa
202	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	> 18	1	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	119,8	baixa
203	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	15,2	> 18	1	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	106,2	muito baixa
204	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	PE45	13,6	> 18	1	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	104,6	muito baixa
205	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	PE12	12,8	> 18	1	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	103,8	muito baixa
206	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	18,0	> 18	1	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	109,0	muito baixa
207	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	17,8	> 18	1	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	108,8	muito baixa
208	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	15,2	> 18	1	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	112,2	muito baixa

209	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	12,8	> 18	1	Conglomerado e arenito	30	< 4,1	3	109,8	muito baixa
-----	-------------	----	-----------	----	----------------------------	----	------	------	------	---	------------------------	----	-------	---	-------	-------------

D – profundidade do lençol freático (m); R – recarga do aquífero (mm/amo); A – material do aquífero; S – tipo de solo; T – topografia (%); I – impacto da zona vadosa; C – condutividade hidráulica do aquífero; i – valor de avaliação; p – peso do parâmetro.

Anexo 5: Banco de dados gerado no programa ArcView resultante da sobreposição dos sete parâmetros (mapas) para construção do mapa de vulnerabilidade DRASTIC pesticida.

Poligono	D	DiDp	R	RiRp	A	AiAp	S	SiSp	T	TiTp	I	IiIp	C	CiCp	Indice_DP	vulnerabilidade
1	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re6	36,0	< 2	30	Ortognaisse e migmatito	32	< 4.1	2	173,0	alta
2	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	22,0	< 2	30	Ortognaisse e migmatito	32	< 4.1	2	159,0	moderada
3	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re6	36,0	< 2	30	Ortognaisse e migmatito	32	< 4.1	2	163,0	alta
4	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PL4	18,5	< 2	30	Ortognaisse e migmatito	32	< 4.1	2	145,5	moderada
5	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	22,0	< 2	30	Ortognaisse e migmatito	32	< 4.1	2	149,0	moderada
6	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re6	36,0	2 - 6	27	Ortognaisse e migmatito	32	< 4.1	2	170,0	alta
7	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	22,0	2 - 6	27	Ortognaisse e migmatito	32	< 4.1	2	156,0	moderada
8	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	2 - 6	27	Ortognaisse e migmatito	32	< 4.1	2	166,0	alta
9	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re6	36,0	2 - 6	27	Ortognaisse e migmatito	32	< 4.1	2	160,0	alta
10	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PL4	18,5	2 - 6	27	Ortognaisse e migmatito	32	< 4.1	2	142,5	moderada
11	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	22,0	2 - 6	27	Ortognaisse e migmatito	32	< 4.1	2	146,0	moderada
12	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	6 - 12	15	Ortognaisse e migmatito	32	< 4.1	2	154,0	moderada
13	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re6	36,0	6 - 12	15	Ortognaisse e migmatito	32	< 4.1	2	148,0	moderada
14	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	22,0	6 - 12	15	Ortognaisse e migmatito	32	< 4.1	2	134,0	baixa
15	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	12 - 18	9	Ortognaisse e migmatito	32	< 4.1	2	148,0	moderada
16	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re6	36,0	12 - 18	9	Ortognaisse e migmatito	32	< 4.1	2	142,0	moderada
17	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	22,0	12 - 18	9	Ortognaisse e migmatito	32	< 4.1	2	128,0	baixa
18	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	> 18	3	Ortognaisse e migmatito	32	< 4.1	2	142,0	moderada
19	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re6	36,0	> 18	3	Ortognaisse e migmatito	32	< 4.1	2	136,0	baixa
20	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	22,0	> 18	3	Ortognaisse e migmatito	32	< 4.1	2	122,0	baixa
21	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	22,0	< 2	30	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	143,0	moderada
22	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	< 2	30	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	153,0	moderada
23	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PL4	18,5	< 2	30	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	129,5	baixa
24	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	22,0	< 2	30	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	133,0	baixa
25	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	38,0	< 2	30	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	149,0	moderada
26	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	22,0	< 2	30	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	133,0	baixa
27	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	< 2	30	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	143,0	moderada
28	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re6	36,0	2 - 6	27	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	154,0	moderada
29	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	22,0	2 - 6	27	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	140,0	moderada
30	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	2 - 6	27	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	150,0	moderada
31	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	22,0	2 - 6	27	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	130,0	baixa
32	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	2 - 6	27	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	140,0	moderada

33	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	38,0	2 - 6	27	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	146,0	moderada
34	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	22,0	2 - 6	27	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	130,0	baixa
35	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	2 - 6	27	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	140,0	moderada
36	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	38,0	6 - 12	15	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	144,0	moderada
37	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re6	36,0	6 - 12	15	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	142,0	moderada
38	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	22,0	6 - 12	15	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	128,0	baixa
39	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	6 - 12	15	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	138,0	baixa
40	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re6	36,0	6 - 12	15	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	132,0	baixa
41	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	22,0	6 - 12	15	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	118,0	muito baixa
42	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	6 - 12	15	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	128,0	baixa
43	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	38,0	6 - 12	15	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	134,0	moderada
44	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	22,0	6 - 12	15	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	118,0	muito baixa
45	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	6 - 12	15	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	128,0	baixa
46	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	38,0	12 - 18	9	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	138,0	baixa
47	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	22,0	12 - 18	9	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	122,0	baixa
48	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	12 - 18	9	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	132,0	baixa
49	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re6	36,0	12 - 18	9	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	126,0	baixa
50	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	22,0	12 - 18	9	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	112,0	muito baixa
51	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	12 - 18	9	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	122,0	baixa
52	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	38,0	12 - 18	9	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	128,0	baixa
53	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	12 - 18	9	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	122,0	baixa
54	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	38,0	> 18	3	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	126,0	baixa
55	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	38,0	> 18	3	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	132,0	baixa
56	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	22,0	> 18	3	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	116,0	muito baixa
57	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	> 18	3	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	126,0	baixa
58	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re6	36,0	> 18	3	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	120,0	baixa
59	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	22,0	> 18	3	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	106,0	muito baixa
60	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	38,0	> 18	3	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	122,0	baixa
61	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	> 18	3	Quart. xisto e metavulc.	16	< 4.1	2	116,0	muito baixa
62	4,6 - 9,1	35	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re14	34,5	< 2	30	Arcócio e grauvaca	28	< 4.1	2	177,5	alta
63	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re14	34,5	< 2	30	Arcócio e grauvaca	28	< 4.1	2	167,5	alta
64	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	22,0	< 2	30	Arcócio e grauvaca	28	< 4.1	2	155,0	moderada
65	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	< 2	30	Arcócio e grauvaca	28	< 4.1	2	165,0	alta
66	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re14	34,5	< 2	30	Arcócio e grauvaca	28	< 4.1	2	157,5	moderada
67	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	22,0	< 2	30	Arcócio e grauvaca	28	< 4.1	2	145,0	moderada

68	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	< 2	30	Arcósio e grauvacas	28	< 4.1	2	155,0	moderada
69	4,6 - 9,1	35	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re14	34,5	2 - 6	27	Arcósio e grauvacas	28	< 4.1	2	174,5	alta
70	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	38,0	2 - 6	27	Arcósio e grauvacas	28	< 4.1	2	168,0	alta
71	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re14	34,5	2 - 6	27	Arcósio e grauvacas	28	< 4.1	2	164,5	alta
72	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	22,0	2 - 6	27	Arcósio e grauvacas	28	< 4.1	2	152,0	moderada
73	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	2 - 6	27	Arcósio e grauvacas	28	< 4.1	2	162,0	alta
74	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re14	34,5	2 - 6	27	Arcósio e grauvacas	28	< 4.1	2	154,5	moderada
75	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE37	22,0	2 - 6	27	Arcósio e grauvacas	28	< 4.1	2	142,0	moderada
76	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	2 - 6	27	Arcósio e grauvacas	28	< 4.1	2	152,0	moderada
77	4,6 - 9,1	35	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re14	34,5	6 - 12	15	Arcósio e grauvacas	28	< 4.1	2	162,5	alta
78	4,6 - 9,1	35	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	6 - 12	15	Arcósio e grauvacas	28	< 4.1	2	160,0	alta
79	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	38,0	6 - 12	15	Arcósio e grauvacas	28	< 4.1	2	156,0	moderada
80	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re14	34,5	6 - 12	15	Arcósio e grauvacas	28	< 4.1	2	152,5	moderada
81	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	6 - 12	15	Arcósio e grauvacas	28	< 4.1	2	150,0	moderada
82	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	6 - 12	15	Arcósio e grauvacas	28	< 4.1	2	140,0	moderada
83	4,6 - 9,1	35	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re14	34,5	12 - 18	9	Arcósio e grauvacas	28	< 4.1	2	156,5	moderada
84	4,6 - 9,1	35	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	12 - 18	9	Arcósio e grauvacas	28	< 4.1	2	154,0	moderada
85	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	38,0	12 - 18	9	Arcósio e grauvacas	28	< 4.1	2	150,0	moderada
86	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re14	34,5	12 - 18	9	Arcósio e grauvacas	28	< 4.1	2	146,5	moderada
87	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	12 - 18	9	Arcósio e grauvacas	28	< 4.1	2	144,0	moderada
88	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	12 - 18	9	Arcósio e grauvacas	28	< 4.1	2	134,0	baixa
89	4,6 - 9,1	35	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	> 18	3	Arcósio e grauvacas	28	< 4.1	2	148,0	moderada
90	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	38,0	> 18	3	Arcósio e grauvacas	28	< 4.1	2	138,0	baixa
91	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	PE12	32,0	> 18	3	Arcósio e grauvacas	28	< 4.1	2	132,0	baixa
92	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	38,0	> 18	3	Arcósio e grauvacas	28	< 4.1	2	144,0	moderada
93	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re14	34,5	> 18	3	Arcósio e grauvacas	28	< 4.1	2	140,5	moderada
94	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	> 18	3	Arcósio e grauvacas	28	< 4.1	2	138,0	baixa
95	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	> 18	3	Arcósio e grauvacas	28	< 4.1	2	128,0	baixa
96	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re6	36,0	2 - 6	27	Sedimento argilo-arenoso	12	< 4.1	2	140,0	moderada
97	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re6	36,0	6 - 12	15	Sedimento argilo-arenoso	12	< 4.1	2	128,0	baixa
98	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	Re6	36,0	12 - 18	9	Sedimento argilo-arenoso	12	< 4.1	2	122,0	baixa
99	4,6 - 9,1	35	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	45,0	< 2	30	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	178,0	alta
100	4,6 - 9,1	35	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	44,5	< 2	30	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	177,5	alta
101	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	38,0	< 2	30	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	146,0	moderada
102	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	PE45	34,0	< 2	30	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	142,0	moderada

103	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	45,0	< 2	30	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	153,0	moderada
104	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	44,5	< 2	30	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	152,5	moderada
105	1,5 - 4,6	45	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	45,0	< 2	30	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	188,0	muito alta
106	1,5 - 4,6	45	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	44,5	< 2	30	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	187,5	muito alta
107	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	38,0	< 2	30	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	141,0	moderada
108	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	45,0	< 2	30	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	148,0	moderada
109	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	44,5	< 2	30	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	147,5	moderada
110	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	38,0	< 2	30	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	161,0	alta
111	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	44,5	< 2	30	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	167,5	alta
112	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	38,0	< 2	30	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	151,0	moderada
113	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	PE45	34,0	< 2	30	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	147,0	moderada
114	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	45,0	< 2	30	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	158,0	moderada
115	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	44,5	< 2	30	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	157,5	moderada
116	<1,5	50	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	45,0	2 - 6	27	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	190,0	muito alta
117	4,6 - 9,1	35	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	45,0	2 - 6	27	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	175,0	alta
118	4,6 - 9,1	35	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	44,5	2 - 6	27	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	174,5	alta
119	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	38,0	2 - 6	27	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	143,0	moderada
120	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	PE45	34,0	2 - 6	27	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	139,0	baixa
121	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	PE12	32,0	2 - 6	27	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	137,0	baixa
122	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	45,0	2 - 6	27	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	150,0	moderada
123	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	44,5	2 - 6	27	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	149,5	moderada
124	1,5 - 4,6	45	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	45,0	2 - 6	27	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	185,0	muito alta
125	1,5 - 4,6	45	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	44,5	2 - 6	27	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	184,5	muito alta
126	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	38,0	2 - 6	27	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	138,0	baixa
127	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	PE45	34,0	2 - 6	27	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	134,0	baixa
128	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	45,0	2 - 6	27	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	145,0	moderada
129	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	44,5	2 - 6	27	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	144,5	moderada
130	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	38,0	2 - 6	27	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	158,0	moderada
131	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	PE12	32,0	2 - 6	27	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	152,0	moderada
132	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	45,0	2 - 6	27	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	165,0	alta
133	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	44,5	2 - 6	27	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	164,5	alta
134	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	38,0	2 - 6	27	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	148,0	moderada
135	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	PE45	34,0	2 - 6	27	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	144,0	moderada
136	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	PE12	32,0	2 - 6	27	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	142,0	moderada
137	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	45,0	2 - 6	27	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	155,0	moderada

138	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	44,5	2 - 6	27	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	154,5	moderada
139	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	38,0	2 - 6	27	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	154,0	moderada
140	<1,5	50	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	45,0	6 - 12	15	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	178,0	alta
141	4,6 - 9,1	35	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	45,0	6 - 12	15	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	163,0	alta
142	4,6 - 9,1	35	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	44,5	6 - 12	15	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	162,5	alta
143	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	38,0	6 - 12	15	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	131,0	baixa
144	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	PE45	34,0	6 - 12	15	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	127,0	baixa
145	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	PE12	32,0	6 - 12	15	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	125,0	baixa
146	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	45,0	6 - 12	15	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	138,0	baixa
147	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	44,5	6 - 12	15	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	137,5	baixa
148	1,5 - 4,6	45	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	45,0	6 - 12	15	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	173,0	alta
149	1,5 - 4,6	45	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	44,5	6 - 12	15	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	172,5	alta
150	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	38,0	6 - 12	15	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	126,0	baixa
151	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	PE45	34,0	6 - 12	15	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	122,0	baixa
152	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	45,0	6 - 12	15	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	133,0	baixa
153	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	44,5	6 - 12	15	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	132,5	baixa
154	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	38,0	6 - 12	15	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	146,0	moderada
155	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	PE12	32,0	6 - 12	15	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	140,0	moderada
156	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	45,0	6 - 12	15	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	153,0	moderada
157	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	44,5	6 - 12	15	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	152,5	moderada
158	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	38,0	6 - 12	15	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	152,0	moderada
159	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	6 - 12	15	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	146,0	moderada
160	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	38,0	6 - 12	15	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	136,0	baixa
161	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	PE45	34,0	6 - 12	15	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	132,0	baixa
162	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	PE12	32,0	6 - 12	15	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	130,0	baixa
163	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	45,0	6 - 12	15	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	143,0	moderada
164	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	44,5	6 - 12	15	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	142,5	moderada
165	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	38,0	6 - 12	15	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	142,0	moderada
166	<1,5	50	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	45,0	12 - 18	9	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	172,0	alta
167	4,6 - 9,1	35	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	45,0	12 - 18	9	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	157,0	moderada
168	4,6 - 9,1	35	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	12 - 18	9	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	150,0	moderada
169	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	PE45	34,0	12 - 18	9	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	121,0	baixa
170	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	PE12	32,0	12 - 18	9	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	119,0	muito baixa
171	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	45,0	12 - 18	9	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	132,0	baixa
172	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	44,5	12 - 18	9	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	131,5	baixa

173	1,5 - 4,6	45	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	45,0	12 - 18	9	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	167,0	alta
174	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	PE45	34,0	12 - 18	9	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	116,0	muito baixa
175	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	PE12	32,0	12 - 18	9	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	114,0	muito baixa
176	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	45,0	12 - 18	9	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	127,0	baixa
177	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	44,5	12 - 18	9	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	126,5	baixa
178	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	38,0	12 - 18	9	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	140,0	moderada
179	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	PE12	32,0	12 - 18	9	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	134,0	baixa
180	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	45,0	12 - 18	9	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	147,0	moderada
181	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	44,5	12 - 18	9	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	146,5	moderada
182	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	38,0	12 - 18	9	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	146,0	moderada
183	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	12 - 18	9	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	140,0	moderada
184	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	38,0	12 - 18	9	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	130,0	baixa
185	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	PE45	34,0	12 - 18	9	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	126,0	baixa
186	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	PE12	32,0	12 - 18	9	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	124,0	baixa
187	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	45,0	12 - 18	9	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	137,0	baixa
188	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	44,5	12 - 18	9	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	136,5	baixa
189	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	38,0	12 - 18	9	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	136,0	baixa
190	<1,5	50	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	45,0	> 18	3	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	166,0	alta
191	4,6 - 9,1	35	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	45,0	> 18	3	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	151,0	moderada
192	4,6 - 9,1	35	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	> 18	3	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	144,0	moderada
193	22,9 - 30,5	10	102 - 178	24	Arenito	18	PE12	32,0	> 18	3	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	113,0	muito baixa
194	1,5 - 4,6	45	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	45,0	> 18	3	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	161,0	alta
195	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	PE45	34,0	> 18	3	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	110,0	muito baixa
196	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	PE12	32,0	> 18	3	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	108,0	muito baixa
197	>30,5	5	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	44,5	> 18	3	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	120,5	baixa
198	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	38,0	> 18	3	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	134,0	baixa
199	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	PE12	32,0	> 18	3	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	128,0	baixa
200	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	45,0	> 18	3	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	141,0	moderada
201	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	38,0	> 18	3	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	140,0	moderada
202	9,1 - 15,2	25	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	> 18	3	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	134,0	baixa
203	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	LVd7	38,0	> 18	3	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	124,0	baixa
204	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	PE45	34,0	> 18	3	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	120,0	baixa
205	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	PE12	32,0	> 18	3	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	118,0	muito baixa
206	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	AQd7	45,0	> 18	3	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	131,0	baixa
207	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Arenito	18	AQd2	44,5	> 18	3	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	130,5	baixa

208	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	LVd7	38,0	> 18	3	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	130,0	baixa
209	15,2 - 22,9	15	102 - 178	24	Sed. Incon. argilo-arenoso	24	PE12	32,0	> 18	3	Conglomerado e arenito	24	< 4.1	2	124,0	baixa