



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOLOGIA
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO EM GEOLOGIA AMBIENTAL,
HIDROGEOLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS**

TEREZA CRISTINA BITTENCOURT NOSSA

**AVALIAÇÃO DA VULNERABILIDADE DO AQUÍFERO CÁRSTICO
SALITRE - BAHIA, ATRAVÉS DE ANÁLISES HIDROQUÍMICAS,
ISOTÓPICAS E APLICAÇÃO DA METODOLOGIA COP.**

**SALVADOR
2011**

TEREZA CRISTINA BITTENCOURT NOSSA

**AVALIAÇÃO DA VULNERABILIDADE DO AQUÍFERO CÁRSTICO
SALITRE - BAHIA, ATRAVÉS DE ANÁLISES HIDROQUÍMICAS,
ISOTÓPICAS E APLICAÇÃO DA METODOLOGIA COP.**

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Geologia, Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, como parte dos requisitos para a obtenção de Título de Doutor em Geologia.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Rogério Bastos Leal
Co-orientadora: Prof. Dra. Maria do Rosário Zucchi

SALVADOR
2011

N987 Nossa, Tereza Cristina Bittencourt,
Avaliação da vulnerabilidade do aquífero cárstico
Salitre - Bahia, através de análises hidroquímicas,
isotópicas e aplicação da metodologia COP / Tereza Cristina
Bittencourt Nossa. - Salvador, 2011.
226f. : il.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Rogério Bastos Leal.

Tese (doutorado) – Curso de Pós-Graduação em Geologia, Instituto
de Geociências, Universidade Federal da Bahia, 2011.

1. Águas subterrâneas – Irecê (BA.). 2. Aquíferos cársticos. 3. Água
– qualidade. 4. Análise isotópica. 5. Metodologia COP. 6. Hidroquímica.
I. Leal, Luiz Rogério Bastos. II. Universidade Federal da Bahia. Instituto
de Geociências. III. Título.

CDU: 556.33(813.8)

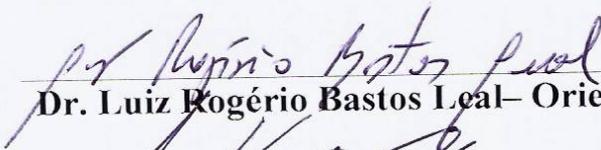
Tereza Cristina Bittencourt Nossa
Geólogo (Universidade Federal da Bahia - 1991)

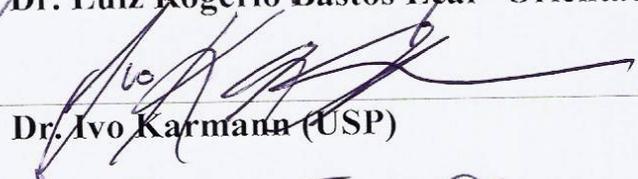
**“Avaliação da vulnerabilidade do aquífero cárstico Salitre-Bahia,
através de análises hidroquímicas, isotópicas e aplicação da
metodologia COP”**

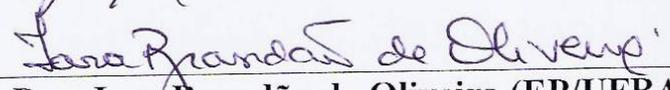
Tese aprovada como
requisito parcial para
obtenção do grau de
Doutor na Pós-Graduação
em Geologia da
Universidade Federal da
Bahia, na área de
concentração: Geologia
Ambiental, Hidrogeologia
e Recursos Hídricos.

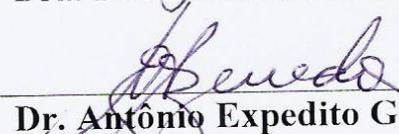
APROVADA EM: 24/08/2011

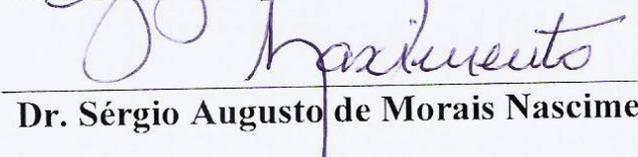
BANCA EXAMINADORA:


Dr. Luiz Rogério Bastos Leal – Orientador


Dr. Ivo Karmann (USP)


Dra. Iara Brandão de Oliveira (EP/UFBA)


Dr. Antônio Expedito G. de Azevedo (IF-Nuclear/UFBA)


Dr. Sérgio Augusto de Moraes Nascimento (IGEO/UFBA)

**Aos meus pais Juca e Carol *in memoriam*
por tornarem esse sonho possível...**

AGRADECIMENTOS

À Deus, por estar sempre presente na minha vida, me auxiliando a transpor as “pedras do caminho.”

Aos meus pais Juca e Carol *in memoriam* que sempre acreditaram no meu potencial e me incentivaram a nunca desistir dos meus sonhos.

Ao meu noivo Pablo, um agradecimento especial, pelo amor, incentivo, companheirismo e apoio incondicional em todos os momentos.

Às minhas irmãs Aninha pelo carinho, amor e preocupação, que mesmo distante, está sempre presente nos meus pensamentos e Vinha pelo incentivo.

Ao Professor e amigo Luiz Rogério pela orientação, apoio, incentivo e por acreditar no meu trabalho.

À Professora e amiga Maria Zucchi pelas análises isotópicas efetuadas no LFNA-UFBA, orientação e incentivo.

À CPRM - Serviço Geológico do Brasil, por todo o apoio dado ao longo da pesquisa, desde os trabalhos de campo, a liberação para a conclusão da Tese e as análises efetuadas no LAMIN (CPRM-RJ). Esse apoio foi de fundamental importância para a realização desse trabalho.

À Dra. Silvia Lúcia, GEHITE / CPRM, por ter viabilizado todo o apoio fornecido pela empresa, pelo incentivo e amizade.

Ao Professor Antônio Expedito pelas discussões, carinho e incentivo.

Ao Professor e amigo José Garcia pelo apoio dado na área de estatística e incentivo.

Ao Professor e amigo Hailton Mello pelo apoio e companheirismo nos trabalhos de campo.

Ao Professor e amigo Sérgio Nascimento pelas sugestões e incentivo.

Ao Dr. Ronaldo Gonçalves e Dr. Nelson Lara do IBGE e ao Professor André Netto pelo apoio e discussões sobre os solos da área.

Ao Professor José Landim por efetuar as análises granulométricas no LEC-UFBA.

À Karina Garcia pelas análises de metais no solo efetuadas no LEPETRO-UFBA e à colega da CPRM, Luzia Valente pelas sugestões.

Ao Professor Manuel Jerônimo pelo apoio dado junto à Coordenação da Pós-Graduação em Geologia.

Ao Professor Bartolomé Andreo pelos esclarecimentos.

Ao CAPTEC/CPRM pelos esclarecimentos e a Dra. Maria Alice Duarte pelas análises efetuadas no LAMIN (CPRM/RJ).

Às colegas do DEGET/CPRM, Angélica Barreto e Violeta Martins pela compreensão, apoio, incentivo, carinho e amizade.

Ao colega da CPRM, Basílio Elesbão pelas sugestões e incentivo.

Aos colegas da CPRM, Dr. Cássio da Silva, Dr. Moacyr de Carvalho, Dr. Inácio Delgado, Dr. José Dourado e Dr. Reginaldo Alves, pelo apoio.

Ao geógrafo Ney Lucas pelo auxílio na digitalização dos mapas.

Ao Dr. Idalino Almeida, Dra. Cristina Lorini e Dr. Igo Lepsch pelo carinho, apoio e amizade.

Às amigas Conceição Vasconcellos e Ana Amélia Nossa pelo carinho e incentivo.

À João Esteves e Expedito, guia de campo e motorista, pelo companheirismo nos trabalhos de campo.

À Ordem Rosacruz AMORC pelo sustentáculo espiritual, de fundamental importância na minha caminhada.

Às comunidades dos municípios de Irecê e Lapão pela acolhida.

À todos os amigos e colegas que de alguma forma contribuíram com o sucesso deste trabalho.

À minha família.

Muito obrigada!!!

RESUMO

O aquífero cárstico Salitre localiza-se na microrregião da Bacia de Irecê, situada na região centro-norte do estado da Bahia, compreendendo parte dos municípios de Irecê e Lapão, perfazendo uma área de 250km². Constituído por espessas sequências de calcarenitos, calcilitos, calcissiltitos e dolomitos intercalados, por vezes, com sequências terrígenas subordinadas, constituídas por silexitos, arenitos, siltitos, laminitos e margas, com uma espessura máxima de 530m. As feições cársticas que ocorrem na área, como dolinas e sumidouros, equivalem a 4,7% da superfície da área de pesquisa, sendo mapeadas 177 feições cársticas no total, equivalendo a uma área de 11,73km². Com esta configuração cárstica a recarga efetiva média calculada foi de 35,49mm/ano, em função dos baixos índices pluviométricos da área, perfazendo 5,44% da precipitação total de 653mm/ano, com uma reserva reguladora média de aproximadamente, $8,9 \times 10^6$ m³/ano. Nas 36 amostras de águas subterrâneas coletadas foram analisados 40 parâmetros físico-químicos constantes nas legislações aplicáveis, considerados orientativos para consumo humano. Foram obtidos valores mais elevados que os valores máximos permitidos para os seguintes elementos: cálcio, magnésio, dureza total, sólidos totais dissolvidos, sulfato, fluoreto, nitrato, nitrito, cloreto e arsênio. Dessa forma, as águas subterrâneas analisadas se enquadram como águas de “Classe 3”, em função da detecção de valores mais elevados que os valores máximos permitidos, sobretudo para nitrato, nitrito, cloreto e arsênio. Foram selecionados 32 compostos semi-voláteis, constantes nas legislações aplicáveis, para consumo humano, sendo constatado nas análises a não detecção dos compostos pesquisados. Das amostras analisadas referentes às campanhas de 2009 e 2010, 51,62% são caracterizadas como águas Bicarbonatadas Cálcicas e Mistas e 48,38% apresentam características de águas Cloretadas Cálcicas e Mistas. Dessa forma, foi constatado um certo equilíbrio entre a qualidade das águas analisadas. As análises isotópicas das águas subterrâneas coletadas em poços tubulares localizados no setor leste da área, à montante do fluxo, apresentam-se mais empobrecidas em isótopos pesados do que aquelas obtidas de poços localizados no setor norte-noroeste, à jusante do fluxo, com valores enriquecidos para oxigênio e deutério ($\delta^{18}\text{O}$) e (δD), demonstrando que são águas mais evaporadas. Os valores crescentes de carbono inorgânico dissolvido ($\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$), evidenciam as interações com as rochas calcárias, corroborados pelo fato de que o enriquecimento isotópico ocorre preferencialmente no sentido (E-W), concordante com as direções preferenciais de

fluxo obtidas na área. A análise granulométrica dos solos coletados em 17 pontos de amostragem permitiu a caracterização textural dos solos na área como: silto-arenoso (41,18%), silto-argiloso (35,29%) e siltoso (23,53%). Foram selecionados 07 pontos para análise de metais no solo: Cu^{+2} , Zn^{+2} , Pb^{+2} , Fe^{+2} e Ni^{+2} e foi constatado, de acordo com os valores orientadores das legislações aplicáveis, valores elevados de chumbo de 242,8mg/kg na amostra S-16, coletada na área de disposição de rejeitos da mineração Galvani. A elaboração do Mapa de Uso e Ocupação dos Solos possibilitou a delimitação de classes de uso e ocupação dos solos da seguinte maneira: Agropecuária (75,70%); Cobertura Vegetal Nativa (17,41%); Área Urbanizada (4,36%), Áreas da Mineração Galvani (2,48%) e Lixões (0,05%), com predomínio das atividades de agropecuária, sobretudo das atividades agrícolas. A análise do Mapa de Vulnerabilidade Intrínseca à Contaminação permitiu a delimitação de três classes de vulnerabilidade na área: Moderada (53%), Baixa (40%) e Muito Alta (7%), obtidas com base na análise dos atributos discriminados pela metodologia COP e nos mapas temáticos gerados: Mapa Hidrogeológico, Mapa de Dolinas e Fraturas, Mapa de Declividade e Mapa de Uso e Ocupação dos Solos. Os fatores que mais influenciaram nos índices COP gerados na área foram: o fator “C”, nas áreas de influência das feições cársticas (dolinas e sumidouros), que equivale às classes de vulnerabilidade Muito Alta e Moderada e o fator “O” tanto nestas classes, como no restante da área, delimitada como classe de vulnerabilidade Baixa. O fator “P” não contribui de forma direta para o zoneamento de vulnerabilidade no aquífero Salitre. O Mapa de Vulnerabilidade Intrínseca à Contaminação, pode ser validado, sobretudo, em função da delimitação de feições cársticas, como dolinas e sumidouros, mapeadas no Mapa de Dolinas e Fraturas, uma vez que não foi constatada de fato, contaminação de origem comprovadamente antrópica, que venha comprometer a qualidade da água do aquífero Salitre na área.

Palavras-chave: aquíferos cársticos, vulnerabilidade à contaminação, metodologia COP, hidroquímica, análise isotópica.

ABSTRACT

The karst aquifer Salitre is located in the Irecê Basin micro region, located in north-central Bahia state, comprising areas of Irecê and Lapão municipalities, covering an area of 250km². Consisting of thick sequences of calcarenites, calcilutites, calcisiltites and dolomites, interspersed sometimes with subordinate terrigenous sequences constituted of silexites, sandstones, siltstones, marls and laminations, with a maximum thickness of 530m. There are 177 mapped karst features in the area, such as dolines and sinkholes, equivalent to 4.7% of the surface area of research, with an area of 11.73km². With this configuration karst, the effective charge average was calculated at 35.49mm/year, due to the low rainfall area, totaling 5.44% of total precipitation 653mm/year with a buffer averaging about 8.9 x 10⁶m³/year. In 36 groundwater samples collected, were analyzed 40 physical and chemical parameters contained in the applicable legislation, considered as targeted at human consumption. Values obtained were higher than the maximum allowed for the following elements: calcium, magnesium, total hardness, total dissolved solids, sulfate, fluoride, nitrate, nitrite, chloride and arsenic. Thus, groundwater waters analyzed were classified as "Class 3", based on the detection of higher values than the maximum allowed, especially for nitrate, nitrite, chloride and arsenic. We selected 32 semi-volatile compounds contained in the applicable laws for human consumption, and revealed in the analysis did not detect the compounds studied. Of the samples related to the campaigns of 2009 and 2010, 51.62% are characterized as Bicarbonated, Calcium and Mixed water and 48.38% had features of Calcium, Chlorinated and Mixed water. Thus, we found a certain balance between the qualities of the water samples. The isotopic analysis of groundwater collected from wells located in the eastern sector of the area, the amount of flow, have become more impoverished in heavy isotopes than those obtained from wells located in the north-northwest sector, the downstream flow, with values enriched for oxygen and deuterium ($\delta^{18}\text{O}$) and (δD), showing that they are more water evaporated. The increasing values of dissolved inorganic carbon ($\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$), show the interactions with the limestone, supported by the fact that the isotopic enrichment occurs preferentially in the direction (E-W), consistent with preferential flow directions obtained in the area. The size analysis of soils collected at 17 sampling points allowed textural characterization of soils in the area as silt-sand (41.18%), silt-clay (35.29%) and silty (23.53%). Were selected 07 points for analysis of metals in the soil: Cu^{+2} , Zn^{+2} , Pb^{+2} , Fe^{+2} and Ni^{+2} and was determined, in accordance with the guiding values of the applicable laws, high levels of lead 242,8mg/kg in sample S-16, collected in the area of disposal of mining tailings Galvani. The drafting of Use Map and Land use classes allowed the delimitation of use and occupation of land as follows: Agriculture (75.70%), Native Vegetation (17.41%); Urbanized Area (4,36%), Mining Areas Galvani (2.48%) and dumps (0.05%), with a predominance of agricultural activities, especially agricultural activities. The analysis of the Intrinsic

Vulnerability Map of the Contamination led to the delineation of three classes of vulnerability in the area: Moderate (53%), Low (40%) and Very High (7%), obtained based on analysis of attributes discriminated against by the COP method and thematic maps generated: Hydro geological Map, Map of Sinkholes and Fractures, Slope Map and Land Use Map. The factors that most influenced the COP generated in the indices were: the factor "C" in the areas of influence of karst features (sinkholes and sinks), which equates to Very High vulnerability classes and Moderate and the factor "O" both these classes, as in the rest of the area demarcated as Low vulnerability class. The factor "P" does not contribute directly to the zoning of vulnerability in aquifer Salitre. The Map of Intrinsic Vulnerability to Contamination can be validated, mainly due to the delimitation of karst features as dolines and sinkholes mapped in the Map of Sinkholes and Fractures, as it was not detected in fact, proven contamination of anthropogenic origin, which may compromise the water quality in the aquifer Salitre in the area.

Keywords: karst aquifers, vulnerability to contamination, methodology COP, hydro chemical, isotopic analysis.

ÍNDICE

DEDICATÓRIA

AGRADECIMENTOS

RESUMO

ABSTRACT

ÍNDICE.....i

ÍNDICE DE FIGURAS vii

ÍNDICE DE TABELAS xv

1. INTRODUÇÃO 1

1.1. Justificativa..... 3

1.2. Objetivos..... 5

1.2.1. Objetivo Geral 5

1.2.2. Objetivos Específicos 5

2. LOCALIZAÇÃO 6

3. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA 7

3.1. Aspectos Climatológicos. 7

3.1.1. Balanço Hídrico Climatológico. 8

3.2. Geomorfologia..... 11

3.2.1. Chapada de Irecê 11

3.3. Solos 14

3.3.1. Cambissolos Háplicos Eutróficos 14

3.3.2. Latossolos Vermelhos Eutróficos 15

3.4. Vegetação e Uso do Solo.....	16
3.4.1. Agropecuária	16
3.4.2. Cobertura Vegetal Nativa	16
3.4.3. Áreas Urbanas.....	17
3.4.4. Atividades de Mineração	17
3.4.5. Lixões	18
3.5. Geologia	19
3.5.1. Grupo Una	19
3.5.1.1. Formação Salitre.....	22
3.5.1.1.1. Unidade Nova América	22
3.5.1.1.2. Unidade Jussara	23
3.5.1.1.3. Unidade Irecê.....	24
3.5.2. Coberturas Tércio-Quaternárias	25
3.6. Geologia Estrutural e Processos de Carstificação.	26
3.7. Hidrogeologia.	28
4. MATERIAIS E MÉTODOS	31
4.1. Etapa Pré-Campo	33
4.2. Etapa de Campo.....	34
4.2.1. Seleção das Malhas de Amostragem	34
4.2.2. Mapeamento dos Sistemas de Fraturas.....	40
4.2.3. Técnicas de Coleta e Preservação das Amostras	41
4.2.3.1. Coleta de Água Subterrânea para Análise Físico-Química e de Compostos Semi-Voláteis	42
4.2.3.2. Coleta de Água Subterrânea para Análise Isotópica de Oxigênio, Deutério e Carbono Inorgânico Dissolvido ($\delta^{18}\text{O}$, δD , $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$).....	43

4.2.3.3. Coleta de Solos para Análise Granulométrica e de Metais	43
4.3. Etapa de Pós-Campo.....	46
4.3.1. Análises de Compostos Orgânicos Semi-Voláteis e Físico-Química.....	46
4.3.1.1. Análise de Compostos Orgânicos Semi-Voláteis.....	46
4.3.1.2. Análise Físico-Química	47
4.3.2. Análise Isotópica	50
4.3.2.1. Metodologia de Análise Isotópica da Razão Deutério-Hidrogênio (D/H)	50
4.3.2.2. Metodologia de Análise Isotópica da Razão O^{16}/O^{18}	51
4.3.2.3. Metodologia de Análise Isotópica do Carbono Inorgânico Dissolvido (DIC)	52
4.4. Análise de Solos	54
4.4.1. Análise de Metais	54
4.4.2.1. Metodologia de Decomposição de Amostras para Análises de Solo e Determinação de Metais por Espectrometria de Absorção Atômica.....	54
4.4.2. Análise Granulométrica.....	56
5. ISÓTOPOS APLICADOS À HIDROGEOLOGIA	57
5.1. Isótopos Estáveis.	58
5.1.1. Comportamento dos Isótopos de Hidrogênio e Oxigênio em Meio Aquoso.....	61
5.1.2. Comportamento dos Isótopos de Oxigênio, Deutério e Carbono na Água Subterrânea	66
5.1.3. Isótopos de Carbono	67
5.1.4. Excesso de Deutério	68
5.1.5. Fatores que modificam a Composição Isotópica das Águas Subterrâneas.....	69
5.2. Caracterização Isotópica das Bacias de Irecê e Salitre	71

6. VULNERABILIDADE DE AQUÍFEROS À CONTAMINAÇÃO	73
6.1. Metodologias para Determinação da Vulnerabilidade de Aquíferos Cársticos.....	76
6.1.1. Método EPIK.....	77
6.1.2. Método PI.....	79
6.1.3. Método COP.....	81
6.2. Comparação entre as Metodologias para Aquíferos Cársticos (EPIK, PI e COP)	89
6.3. Aplicação da Metodologia COP em outras áreas	91
7. HIDROQUÍMICA DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NA BACIA DE IRECÊ	95
7.1. Variações dos Níveis Freáticos em Poços Tubulares e Estimativa das Reservas Reguladoras.	95
7.2. Análise dos Elementos Químicos mais Frequentes.....	97
7.3. Classificação da Tipologia Química das Águas Subterrâneas.....	100
7.4. Análise das Águas Subterrâneas para Irrigação	102
7.4.1. Classificação das Águas Subterrâneas para Irrigação	103
7.5. Índices de Saturação ($IS_{CALCITA}$, $IS_{DOLOMITA}$, $IS_{ARAGONITA}$ e $IS_{GIPSITA}$)	106
8. RESULTADOS DAS ANÁLISES HIDROQUÍMICAS	108
8.1. Variações dos Níveis Freáticos em Poços Tubulares	108
8.2. Distribuição da Vazão e Estimativa da Reserva Reguladora do Aquífero Salitre....	111
8.3. Análises Físico-Químicas das Águas Subterrâneas.....	114
8.4. Correlação de Pearson entre os Parâmetros Físico-Químicos Principais Analisados nas Águas Subterrâneas	133
8.5. Correlação Utilizando-se a Análise dos Componentes Principais (PCA) ou Análise Fatorial.....	134
8.6. Análises de Compostos Orgânicos Semi-Voláteis (Agrotóxicos).....	139

8.7. Classificação das Águas Subterrâneas de acordo com a Resolução CONAMA 396/2008	141
8.8. Correlação Linear entre os Parâmetros Químicos	143
8.9. Classificação das Águas Subterrâneas.....	150
8.9.1. Cálculo do Balanço Iônico.	150
8.9.2. Diagramas de STIFF.....	150
8.9.3. Diagramas de PIPER	153
8.9.4. Diagramas de LEMOINE	155
8.10. Índices de Saturação ($IS_{CALCITA}$, $IS_{DOLOMITA}$, $IS_{ARAGONITA}$ e $IS_{GIPSITA}$)	157
9. RESULTADOS DAS ANÁLISES ISOTÓPICAS	169
9.1. Correlação entre os Valores Isotópicos de Oxigênio, Deutério, Excesso de Deutério e Carbono Inorgânico Dissolvido ($\delta^{18}O$, δD , d , $\delta^{13}C_{CID}$)	169
9.2. Mapas de Distribuição de Valores Isotópicos de Oxigênio-18, Deutério e Carbono Inorgânico Dissolvido ($\delta^{18}O$, δD e $\delta^{13}C_{CID}$) no Aquífero Salitre	179
10. RESULTADOS DAS ANÁLISES DE SOLOS	187
10.1. Análise Granulométrica.....	187
10.2. Análise de Metais	189
10.3. Mapa de Uso e Ocupação dos Solos.....	191
11. RESULTADOS DA ANÁLISE DE VULNERABILIDADE À CONTAMINAÇÃO METODOLOGIA COP	193
11.1. Mapa de Dolinas e Fraturas	195
11.2. Mapa de Declividade	197
11.3. Mapa de Vulnerabilidade Intrínseca à Contaminação – Metodologia COP.....	199

11.4. Validação do Mapa de Vulnerabilidade Intrínseca à Contaminação	
Metodologia COP	202
12. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	204
13. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	210

ÍNDICE DE FIGURAS

1. Mapa de localização com imagem geocover da área	6
2. Distribuição das precipitações pluviométricas médias (1911-1990), com destaque para a área de trabalho (BASTOS LEAL & SILVA, 2004); <i>In: SILVA (2005)</i>	7
3. Índices pluviométricos registrados na Estação de Irecê (período 2009 - 2010).....	9
4. Balanço hídrico normal mensal do município de Irecê (período 1961 - 1990).....	9
5. Extrato do balanço hídrico normal mensal do município de Irecê (período 1961 - 1990)	9
6. Deficiência, excedente, retirada e reposição hídrica mensal do município de Irecê (período 1961 - 1990)	9
7. Vista geral da área formada por uma topografia plana a suavemente ondulada	12
8. Dolina atrás do posto Chapéu de Couro na saída da cidade de Irecê	12
9. Mapa de solos da Bacia Hidrogeológica dos Rios Verde e Jacaré, com destaque para a área de trabalho. PERH-BA (INEMA, 2003), <i>In: SILVA (2005)</i>	13
10. Cambissolos Háplicos Eutróficos da região de Irecê.	14
11. Latossolos Vermelhos Eutróficos da região de Irecê	15
12. Mapa Geológico da Bacia Hidrogeológica dos rios Verde e Jacaré, com destaque para a área de trabalho. <i>In: SILVA (2005)</i> , elaborado a partir do Mapa Geológico Integrado. Análise Faciológica e Metalogenética da Bacia de Irecê, 1:100.000 (CBPM, 1998) e do Mapa Geológico do Estado da Bahia, 1:1.000.000 (CPRM/CBPM, 2003)	20
13. Coluna estratigráfica da Bacia Hidrogeológica dos rios Verde e Jacaré, com destaque para a Formação Salitre; <i>In: SILVA (2005)</i> , adaptado de CBPM (1998).....	21
14. Dobras assimétricas com direção predominante E-W em Irecê	27
15. Sumidouros da Fazenda Aliança, município de Lapão.	27

16. Dolina próxima à rodovia Ba-052, na saída da cidade de Irecê.	27
17. Estruturas em lapiais e fraturas de direção E-W na Fazenda Sossego, próximo à Irecê.....	27
18. Perfis construtivos com dados hidrogeológicos de poços da área.....	30
19. Fluxograma representativo das principais etapas da pesquisa.....	31
20. Fotomosaico Georeferenciado.....	36
21. Posicionamento do GPS diferencial (DGPS) e leitura dos dados.....	37
22. Leitura dos dados de cota e coordenadas UTM (DGPS) e medição do nível estático (NE) de poço desativado.....	37
23. Bloco diagrama representativo da superfície piezométrica.....	37
24. Mapa Hidrogeológico.....	39
25. Contato de direção aproximadamente E-W entre calcarenitos e calcilitos laminados na Fazenda Aliança, município de Lapão.....	40
26. Fraturas de direção NW-SE, município de Irecê.....	40
27. Boudans preenchidos provavelmente por calcita em áreas de alívio de pressão em calcarenitos com laminação de direção E-W aflorantes na Fazenda Aliança, município de Lapão.	40
28. Par conjugado de fraturas de direção NW-SE e NE-SW na Fazenda Aliança, município de Lapão.....	40
29. Diagrama de rosas representativo de fraturas do município de Lapão.....	41
30. Diagrama de rosas representativo de fraturas do município de Irecê.....	41
31. Ambientação dos frascos a serem utilizados na coleta com água do poço.....	44
32. Filtragem das amostras e preparação da sonda multiparâmetros para medição de (pH, condutividade elétrica, temperatura e STD) “in situ”.....	44

33. Etiquetagem de amostras de água em vidro âmbar, para análise de isótopos e de compostos orgânicos semi-voláteis	44
34. Preenchimento das fichas catalográficas com os dados de cada poço analisado..	44
35. Cambissolos coletados ao sul da área.....	45
36. Cambissolos coletados no setor central da área, entre as cidades de Irecê e Lapão.....	45
37. Latossolos associados a cotas mais elevadas coletados ao norte da cidade de Irecê.....	45
38. Preparação de amostras para colocar no Cromatógrafo Iônico (LAMIN/CPRM-RJ)...	48
39. Análise dos gráficos gerados no Cromatógrafo Iônico (LAMIN/CPRM-RJ).....	48
40. Análise de cátions e metais pelo método ICP-OES (LAMIN/CPRM-RJ).....	48
41. Análise dos resultados do método ICP-OES (LAMIN/CPRM-RJ).	48
42. Colocação das amostras preparadas no espectômetro de massas para análise isotópica (LFNA-UFBA)	53
43. Análise dos resultados gerados no espectômetro de massas (LFNA-UFBA)	53
44. Preparação das amostras na capela (LEPETRO/UFBA).....	55
45. Adição de HNO_3^- à amostra (LEPETRO/UFBA)	55
46. Agitação das amostras em intervalos regulares (LEPETRO/UFBA).....	55
47. Filtragem das amostras em papel qualitativo (LEPETRO/UFBA).	55
48. Início do processo de digestão à quente. A amostra previamente preparada é colocada em forno microondas (LEPETRO/UFBA).....	55
49. Determinação de metais: Cu^{+2} , Zn^{+2} , Pb^{+2} , Fe^{+2} e Ni^{+2} por Espectrometria de Absorção Atômica (LEPETRO/UFBA).....	55
50. Relação entre a energia potencial e a relação entre os átomos para isótopos leves e pesados de uma molécula. A energia de dissociação difere para os dois isótopos e afeta a taxa de reação (Traduzido de CLARK & FRITZ, 1997)	59

51. Gráfico δD x $\delta^{18}O$ das amostras de água de precipitação coletadas em várias partes do mundo (Traduzido de ROZANSKI <i>et al.</i> , 1993).....	62
52. Efeito cinético nos isótopos durante a evaporação da água do mar para formar vapor com várias umidades (Traduzido de CLARK & FRITZ, 1997).....	63
53. Mudanças no conteúdo de $\delta^{18}O$ da chuva, começando com $\delta^{18}O_{\text{vapor}}$: -11‰, com temperatura de 25°C e temperatura final de -30°C (Traduzido de CLARK & FRITZ, 1997).....	64
54. Efeitos da altitude, latitude e continentalidade nos valores de $\delta^{18}O$ (Traduzido de ARAVENA, 2006)	65
55. Faixa de valores de $\delta^{13}C$ de compostos e materiais encontrados na natureza (Traduzido de CLARK & FRITZ, 1997)..	66
56. Representação dos parâmetros que compõem o método PI (Traduzido de GOLDSCHIEDER,2002)...	79
57. Influência da quantidade de precipitação na vulnerabilidade de aquíferos, de acordo com a Metodologia COP (Traduzido de VÍAS <i>et al.</i> , 2002; 2006).....	84
58. Figura ilustrativa dos intervalos e classes de vulnerabilidade da Metodologia COP....	88
59. Concentração de espécies de carbono inorgânico em condições de sistema aberto e sua variação em função do pH (Traduzido de KEHEW, 2001)..	98
60. Valores de condutividade elétrica e erro máximo permitido (CUSTÓDIO & LLAMAS,1983)..	100
61. Níveis freáticos dos poços da malha de amostragem referentes à campanha de 2009 (período chuvoso) e precipitações mensais desse ano.....	108
62. Níveis freáticos dos poços da malha de amostragem referentes à campanha de 2010 (período seco) e precipitações mensais desse ano...	108
63. Mapa de Distribuição de Vazão no Aquífero Salitre.....	113

64. Classificação das águas nos poços tubulares analisados..	123
65. Mapa Distribuição de Sólidos Totais Dissolvidos (STD) no Aquífero Salitre. Campanha de 2009 (período chuvoso)..	124
66. Mapa de Distribuição de Sólidos Totais Dissolvidos (STD) no Aquífero Salitre. Campanha de 2010 (período seco).	125
67. Mapa de Distribuição de Nitratos no Aquífero Salitre. Campanha de 2009 (período chuvoso).	128
68. Mapa de Distribuição de Nitratos no Aquífero Salitre. Campanha de 2010 (período seco).	129
69. Mapa de Distribuição de Cloretos no Aquífero Salitre. Campanha de 2009 (período chuvoso)	131
70. Mapa de Distribuição de Cloretos no Aquífero Salitre. Campanha de 2010 (período seco).	132
71. Gráficos de distribuição de cloreto com os elementos cálcio, magnésio, sódio e sulfato nas amostras de água subterrânea analisadas..	144
72. Gráficos de distribuição dos elementos cálcio, magnésio, sulfato e STD nas amostras de águas subterrâneas analisadas	149
73. Balanço iônico médio representativo das amostras analisadas	150
74. Diagramas de Stiff referentes às análises químicas da campanha de 2009 (período chuvoso).	151
75. Diagramas de Stiff referentes às análises químicas da campanha de 2010 (período seco).	152
76. Diagrama de Piper mostrando o comportamento químico das águas subterrâneas coletadas na campanha de 2009 (período chuvoso)	154

77. Diagrama de Piper mostrando o comportamento químico das águas subterrâneas coletadas na campanha de 2010 (período seco).....	154
78. Diagramas de Lemoine mostrando o comportamento das águas subterrâneas para a finalidade agrícola coletadas na campanha de 2009 (período chuvoso)..	155
79. Diagramas de Lemoine mostrando o comportamento das águas subterrâneas para a finalidade agrícola coletadas na campanha de 2010 (período seco).....	156
80. Gráfico comparativo entre os índices de saturação de calcita, dolomita, aragonita e gipsita ($IS_{CALCITA}$; $IS_{DOLOMITA}$; $IS_{ARAGONITA}$ e $IS_{GIPSITA}$) e os pontos de amostragem na campanha de 2009 (período chuvoso)..	159
81. Gráfico comparativo entre os índices de saturação de calcita, dolomita, aragonita e gipsita ($IS_{CALCITA}$; $IS_{DOLOMITA}$; $IS_{ARAGONITA}$ e $IS_{GIPSITA}$) e as pontos de amostragem na campanha de 2010 (período seco)..	159
82. Mapa de Distribuição de Índices de Saturação de Calcita no Aquífero Salitre. Campanha de 2009 (período chuvoso).....	161
83. Mapa de Distribuição de Índices de Saturação de Calcita no Aquífero Salitre. Campanha de 2010 (período seco).	162
84. Mapa de Distribuição de Índices de Saturação de Dolomita no Aquífero Salitre. Campanha de 2009 (período chuvoso).....	163
85. Mapa de Distribuição de Índices de Saturação de Dolomita no Aquífero Salitre. Campanha de 2010 (período seco).	164
86. Mapa de Distribuição de Índices de Saturação de Aragonita no Aquífero Salitre. Campanha de 2009 (período chuvoso).....	165
87. Mapa de Distribuição de Índices de Saturação de Aragonita no Aquífero Salitre. Campanha de 2010 (período seco).	166

88. Mapa de Distribuição de Índices de Saturação de Gipsita no Aquífero Salitre. Campanha de 2009 (período chuvoso).....	167
89. Mapa de Distribuição de Índices de Saturação de Gipsita no Aquífero Salitre. Campanha de 2010 (período seco).	168
90. Gráfico ($\delta^{18}\text{O}$ x δD), das amostras de água de precipitação coletadas em várias partes do mundo - LMG (Linha Meteorica Global), (Traduzido de ROZANSKI <i>et al.</i> , 1993). Aliado à representação das curvas obtidas na área para as campanhas de 2009 (período chuvoso) e 2010 (período seco)	169
91. Gráficos de ($\delta^{18}\text{O}$; δD ; d ; $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$), referentes à campanha de 2009 (período chuvoso)	171
92. Gráficos de ($\delta^{18}\text{O}$; δD ; d ; $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$), referentes à campanha de 2010 (período seco)...	171
93. Representação gráfica das variações de Cl^- x $\delta^{18}\text{O}$ para as campanhas de 2009 (período chuvoso) e 2010 (período seco).....	172
94. Representação gráfica das variações de Cl^- x δD para as campanhas de 2009 (período chuvoso) e 2010 (período seco)..	173
95. Representação gráfica das variações de STD x $\delta^{18}\text{O}$ para as campanhas de 2009 (período chuvoso) e 2010 (período seco)	173
96. Representação gráfica das variações de STD x δD para as campanhas de 2009 (período chuvoso) e 2010 (período seco)	174
97. Representação gráfica das variações de Ca^{+2} x $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$ para as campanhas de 2009 (período chuvoso) e 2010 (período seco).....	175
98. Representação gráfica das variações de Mg^{+2} x $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$ para as campanhas de 2009 (período chuvoso) e 2010 (período seco)..	175
99. Representação gráfica das variações de HCO_3^- x $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$ para as campanhas de 2009 (período chuvoso) e 2010 (período seco)	176

100. Representação gráfica das variações de $\text{SO}_4^{-2} \times \delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$ para as campanhas de 2009 (período chuvoso) e 2010 (período seco)	176
101. Representação gráfica das variações de pH x $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$ para as campanhas de 2009 (período chuvoso) e 2010 (período seco)..	178
102. Mapa de Distribuição Isotópica de Oxigênio-18 ($\delta^{18}\text{O}$) no Aquífero Salitre. Campanha de 2009 (período chuvoso)...	181
103. Mapa de Distribuição Isotópica de Oxigênio-18 ($\delta^{18}\text{O}$) no Aquífero Salitre. 2010 Campanha de (período seco).	182
104. Mapa de Distribuição Isotópica de Deutério (δD) no Aquífero Salitre. Campanha de 2009 (período chuvoso)...	183
105. Mapa de Distribuição Isotópica de Deutério (δD) no Aquífero Salitre. Campanha de 2010 (período seco)..	184
106. Mapa de Distribuição Isotópica de Carbono Inorgânico Dissolvido ($\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$) no Aquífero Salitre. Campanha de 2009 (período chuvoso)...	185
107. Mapa de Distribuição Isotópica de Carbono Inorgânico Dissolvido ($\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$) no Aquífero Salitre. Campanha de 2010 (período seco).	186
108. Representação gráfica das análises granulométricas de amostras de solo coletadas na área.....	188
109. Mapa de Uso e Ocupação dos Solos.....	192
110. Mapa de Dolinas e Fraturas.....	196
111. Mapa de Declividade.....	198
112. Esquema representativo da correlação entre os mapas temáticos gerados: Mapa Hidrogeológico, Mapa de Declividade, Mapa de Dolinas e Fraturas e Mapa de Uso e Ocupação dos Solos.....	199
113. Mapa Vulnerabilidade Intrínseca à Contaminação - Metodologia COP.....	201

ÍNDICE DE TABELAS

1. Dados da Estação Climatológica de Irecê (período 1961 - 1990).....	10
2. Compostos orgânicos semi-voláteis (agrotóxicos), analisados pelo LAMIN (CPRM-RJ), em amostras de águas subterrâneas coletadas na área.....	47
3. Parâmetros químicos analisados em laboratório (LAMIN/CPRM-RJ) referentes à amostras de água subterrânea para atender a Resolução CONAMA 396/2008 e a Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde, para consumo humano.....	49
4. Representação gráfica do método PI com suas subdivisões em classes em função do grau de vulnerabilidade.	80
5. Representação do método COP (VÍAS <i>et al.</i> , 2002; 2006), demonstrando as características dos fatores C, O e P; contendo a forma de obtenção dos valores numéricos, bem como os intervalos considerados.....	85
6. Ficha de campo com dados dos poços tubulares selecionados para coleta de água subterrânea.....	109
7. Resultados das análises físico-químicas de amostras de água subterrânea coletadas em poços tubulares referentes aos parâmetros principais na campanha de 2009 (período chuvoso)	114
8. Resultados das análises físico-químicas de amostras de água subterrânea coletadas em poços tubulares referentes aos parâmetros principais na campanha de 2010 (período seco)	115
9. Sumário estatístico dos parâmetros físico-químicos analisados nas amostras de águas subterrâneas coletadas na campanha de 2009 (período chuvoso)	116

10. Sumário estatístico dos parâmetros físico-químicos analisados nas amostras de águas subterrâneas coletadas na campanha de 2010 (período seco).....	117
11. Matriz de correlação linear (Pearson) dos parâmetros físico-químicos principais das amostras de água subterrânea coletadas na campanha de 2009 (período chuvoso). ...	133
12. Matriz de correlação linear (Pearson) dos parâmetros físico-químicos principais das amostras de água subterrânea coletadas na campanha de 2010 (período seco).....	133
13. Matriz de componentes do método Análise dos Componentes Principais (PCA) 2009/2010.....	135
14. Resultados das análises de compostos orgânicos semi-voláteis (agrotóxicos) coletados em amostras de águas subterrâneas nas campanhas de 2009 (período chuvoso) e 2010 (período seco).	139
15. Dados históricos de análises físico-químicas de águas subterrâneas coletadas em poços tubulares constantes no banco de dados da CERB, no período de 1980 a 2008, na área (NOSSA & LUZ, 2008).....	145
16. Resultados dos cálculos obtidos dos índices de saturação de calcita, dolomita, aragonita e gipsita nas águas subterrâneas coletadas em poços tubulares na área, nas campanhas de 2009 (período chuvoso) e 2010 (período seco)....	158
17. Resultados das análises isotópicas de oxigênio-18, deutério, excesso de deutério e carbono inorgânico dissolvido ($\delta^{18}\text{O}$, δD , d , $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$); obtidas nas águas subterrâneas coletadas em poços tubulares da área, nas campanhas de 2009 (período chuvoso) e 2010 (período seco)	170
18. Resultados das análises granulométricas de amostras de solos coletados na área.	188
19. Resultados das análises de metais obtidos em amostras de solos coletados na área...	190
20. Valores orientativos da Resolução CONAMA 420/2009 para solos considerando-se os usos: agrícola, residencial e industrial	190

1. INTRODUÇÃO

O processo de desenvolvimento social e econômico mundial, tem ocasionado uma elevação do consumo da água subterrânea e, conseqüentemente, exigido um controle sistemático da sua qualidade. A água subterrânea ocorre em condições hidrogeológicas distintas, que impõem características particulares de interação física, química e bioquímica com o meio onde circula.

LÓPEZ-VERA (2006); VRBA (2006); HIRATA & FERNANDES (2005); ANDREO *et al.* (2002) e FOSTER & HIRATA (1991), constataram que o diagnóstico da qualidade das águas subterrâneas requer processos técnicos e financeiros e os resultados obtidos devem ser aplicados para a tomada adequada de decisões em relação ao recurso. Além de ter objetivos claros, é preciso uma estratégia coerente e exequível através de uma metodologia bem definida, compatível com cada tipo de aquífero. De acordo com MESTRINHO (2008), é necessário estabelecer um modelo preliminar do sistema aquífero, que caracterize de forma consistente a circulação das águas subterrâneas, a hidrogeoquímica e a conectividade com as águas superficiais.

O monitoramento das águas subterrâneas, de acordo com o manual da UNESCO (VRBA, 1988), é um dos instrumentos mais importantes para a viabilização de estratégias e políticas de proteção e conservação desses recursos. A implantação de programas de monitoramento das águas subterrâneas auxilia na melhoria do seu planejamento, proteção e manejo. Dessa forma, a cartografia de vulnerabilidade de aquíferos aplicada à contaminação é um dos métodos mais adequados para contribuir com a preservação da qualidade dos recursos hídricos subterrâneos.

Os países da América do Norte e Europa têm optado pela criação de programas de proteção das águas subterrâneas em função da contaminação antrópica, a partir da aplicação da cartografia de vulnerabilidade para os aquíferos, visando a preservação dos recursos hídricos subterrâneos (HIRATA & REBOUÇAS, 1999).

O consumo das águas subterrâneas nos países latino-americanos tem aumentado em função do crescimento populacional, bem como da sua utilização para vários usos, dentre os quais: irrigação, industrial e saneamento básico. Desta forma, faz-se necessário que esses

países iniciem programas sistemáticos de proteção dos aquíferos para preservá-los dos processos de contaminação (FOSTER & HIRATA, 1988).

VRBA & ZAPOROZEC (1994), analisaram várias técnicas de mapeamento de vulnerabilidade com aplicações em aquíferos distintos e constataram a sua utilização, sobretudo, para resolver problemas de contaminação em áreas críticas. Esta situação tem demonstrado que é mais interessante desenvolver programas preventivos de proteção aos aquíferos do que aplicar técnicas de remediação da contaminação instalada. Portanto, foi constatado por ANDREO *et al.*, *op cit.*, (2002), que a cartografia de vulnerabilidade é uma ferramenta preventiva que permite determinar, à priori, a capacidade de proteção natural desses sistemas e distinguir quais são as zonas que necessitam de medidas de mitigação e redução dos potenciais perigos de contaminação.

A cartografia de vulnerabilidade aplicada à determinação de processos de contaminação em aquíferos cársticos apresenta uma grande relevância devido à sua complexidade quando comparada aos aquíferos granulares, por exemplo, por ser um sistema de elevada heterogeneidade. Desta forma, estes aquíferos são particularmente vulneráveis à contaminação devido a fatores como: baixa espessura dos solos, concentração de fraturamentos e carstificação nas camadas superiores do aquífero, além da ocorrência de pontos de recarga em cavidades e condutos formados pelo processo de carstificação, que propiciam a penetração e o transporte de contaminantes nesse sistema (GOLDSCHIEDER, 2002).

A área de pesquisa é formada por um polígono que compreende parte dos municípios de Irecê e Lapão, no estado da Bahia, com uma área de aproximadamente 250km² (Figura 1). A litologia é formada por rochas essencialmente carbonáticas (calcilutitos, calcissiltitos, calcarenitos, dolomitos, lamitos algais e margas) da Formação Salitre de idade Neoproterozóica (Figuras 11 e 12), caracterizada como paleoambiente deposicional continental e marinho de águas rasas (PEDREIRA *et al.*, 1987), com feições cársticas bem desenvolvidas, que juntamente com zonas de fraturamento, constituem os reservatórios de grande expressividade do ponto de vista de recepção, armazenamento e circulação de águas subterrâneas.

1.1. Justificativa

As regiões cársticas, como a exemplo, da micro-região de Irecê, normalmente são áreas de grande interesse econômico e hidrogeológico porque, na maioria das vezes, apesar de apresentarem uma baixa densidade de drenagem superficial, possuem valiosas reservas de água no subsolo (BASTOS LEAL & SILVA, 2004). Os solos férteis e a topografia pouco acidentada dessa região favorecem as atividades agrícolas, sendo esta a principal atividade econômica, na qual são utilizadas intensamente as águas subterrâneas para a irrigação, devido à pequena disponibilidade de água superficial.

Nas últimas décadas, o aumento do cultivo de produtos agrícolas na área intensificou a perfuração de poços, o que tem contribuído com o rebaixamento dos aquíferos, comprometendo a potencialidade hídrica desses reservatórios (SILVA, 2005).

GUERRA (1986) analisou os aquíferos na área, verificando que apresentam uma hidrodinâmica que permite caracterizá-los como sendo de grande capacidade de recarga e de elevada velocidade de fluxo subterrâneo. A pouca profundidade e a sistemática de recarga através de formas de absorção abertas como sumidouros, dolinas e fraturas, em que as águas passam diretamente da zona não saturada para a zona saturada sem sofrer os efeitos da filtração natural, predominantes em terrenos sedimentares terrígenos, os tornam extremamente vulneráveis aos contaminantes químicos e biológicos, implicando em uma necessidade de proteção desses sistemas.

A escolha do tema na área em questão deve-se ao fato de ser um ambiente em que o aquífero apresenta um elevado potencial de vulnerabilidade intrínseca, por ser constituído por rochas carbonáticas, com estruturas cársticas e elevado grau de fraturamentos, onde são desenvolvidas atividades antrópicas potencialmente contaminantes como agricultura irrigada com o uso de agrotóxicos, mineração, disposição de resíduos sólidos em locais inadequados e problemas relacionados com a ausência de saneamento básico nas zonas urbanas das cidades de Irecê e Lapão.

Desta forma, faz-se necessário a seleção e aplicação de uma metodologia compatível com a área de estudo, que vise detectar possíveis processos de contaminação ocasionados pelas potenciais fontes de contaminação mencionadas, de forma a determinar os locais que necessitam de maior proteção das águas subterrâneas frente a esses processos. Além da ação antrópica, a composição química natural das águas na área é influenciada pela dissolução

química das rochas carbonáticas, resultando em grande parte em águas salobras, restringindo-as para o consumo humano.

No Brasil não existem metodologias específicas para a determinação da vulnerabilidade intrínseca de aquíferos cársticos. Desta forma, foi selecionada a metodologia COP desenvolvida por VÍAS *et al.* (2002; 2006), para efetuar essa avaliação. A metodologia COP foi originada em locais de clima semi-árido da Espanha (VÍAS *et al.*, 2004; VÍAS *et al.*, 2006), similar às condições climáticas da área de estudo. Essa metodologia tem sido aplicada em vários países do mundo, com bons resultados em comparação com outros métodos de avaliação de vulnerabilidade (VÍAS *et al.*, *op cit.*, 2006; RAVBAR, 2007; BALDI *et al.*, 2009). Tem sido aplicado também nos países da União Européia (ANDREO *et al.*, 2006), em função da sua baixa subjetividade por trabalhar com parâmetros quantitativos, estabelecendo índices de vulnerabilidade correspondentes a cada classe de vulnerabilidade para condições específicas de concentração do fluxo (C), cobertura da zona saturada (O) e precipitação (P), a serem consideradas na área de estudo.

Para investigar as características hidroquímicas, a qualidade e a possível existência de contaminação nas águas subterrâneas na área foi definida uma malha de amostragem de 36 poços tubulares, nos quais foram realizadas coletas de água subterrânea para análise físico-química, de compostos semi-voláteis e isotópica nos períodos chuvosos (novembro/dezembro-2009) e secos (junho/julho-2010).

Os resultados obtidos pelo trabalho em questão poderão ser utilizados para fins de planejamento urbano e gestão territorial e hídrica dos municípios envolvidos, além de possibilitar a aplicação da metodologia utilizada em outras áreas com condições geológicas e hidrogeológicas similares.

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivo Geral

Avaliar a vulnerabilidade à contaminação do aquífero Salitre na área de Irecê-Lapão, utilizando-se a Metodologia COP, análises hidroquímicas e isotópicas.

1.2.2. Objetivos Específicos

- ❖ Avaliar a qualidade da água na área através de análises físico-químicas e de compostos semi-voláteis em amostras de água provenientes do sistema aquífero, de acordo com os parâmetros constantes na Resolução CONAMA 396/2008, na Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde e nas Normas Internacionais da Organização Mundial de Saúde (WHO, 2003);
- ❖ Caracterizar as zonas de recarga, os processos de evaporação, a salinização das águas subterrâneas e as interações água-rocha, através da análise isotópica de oxigênio-18, deutério e carbono inorgânico dissolvido ($\delta^{18}\text{O}$; δD ; $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$);
- ❖ Realizar análises granulométricas, a serem utilizadas no modelamento da Metodologia COP (VÍAS *et al.* 2002; 2006);
- ❖ Avaliar as possíveis relações com as fontes dos contaminantes através da análise de metais no solo e da elaboração do Mapa de Uso e Ocupação dos Solos;
- ❖ Caracterizar a qualidade das águas subterrâneas da área, através da análise dos dados hidroquímicos e isotópicos;
- ❖ Elaborar o Mapa de Vulnerabilidade Intrínseca à Contaminação da área em escala 1:25.000, através da aplicação da Metodologia COP;
- ❖ Validar o mapa de vulnerabilidade do aquífero Salitre através da análise dos resultados obtidos com o cruzamento dos mapas temáticos elaborados, os dados dos trabalhos de campo e as análises dos parâmetros físico-químicos e isotópicos das amostras de águas subterrâneas analisadas.

2. LOCALIZAÇÃO

A área de estudo localiza-se na microrregião de Irecê, situada na região centro-norte do estado da Bahia, compreendendo uma área piloto do aquífero Salitre delimitada em parte dos municípios de Irecê e Lapão, inserida na Bacia Hidrogeológica dos rios Verde e Jacaré. Perfaz uma área total de aproximadamente 250km², delimitada pelas coordenadas 41°46'45'' a 41°54'30'' de longitude Oeste e 11°16'30'' a 11°26'30'' de latitude Sul (Figura 1).

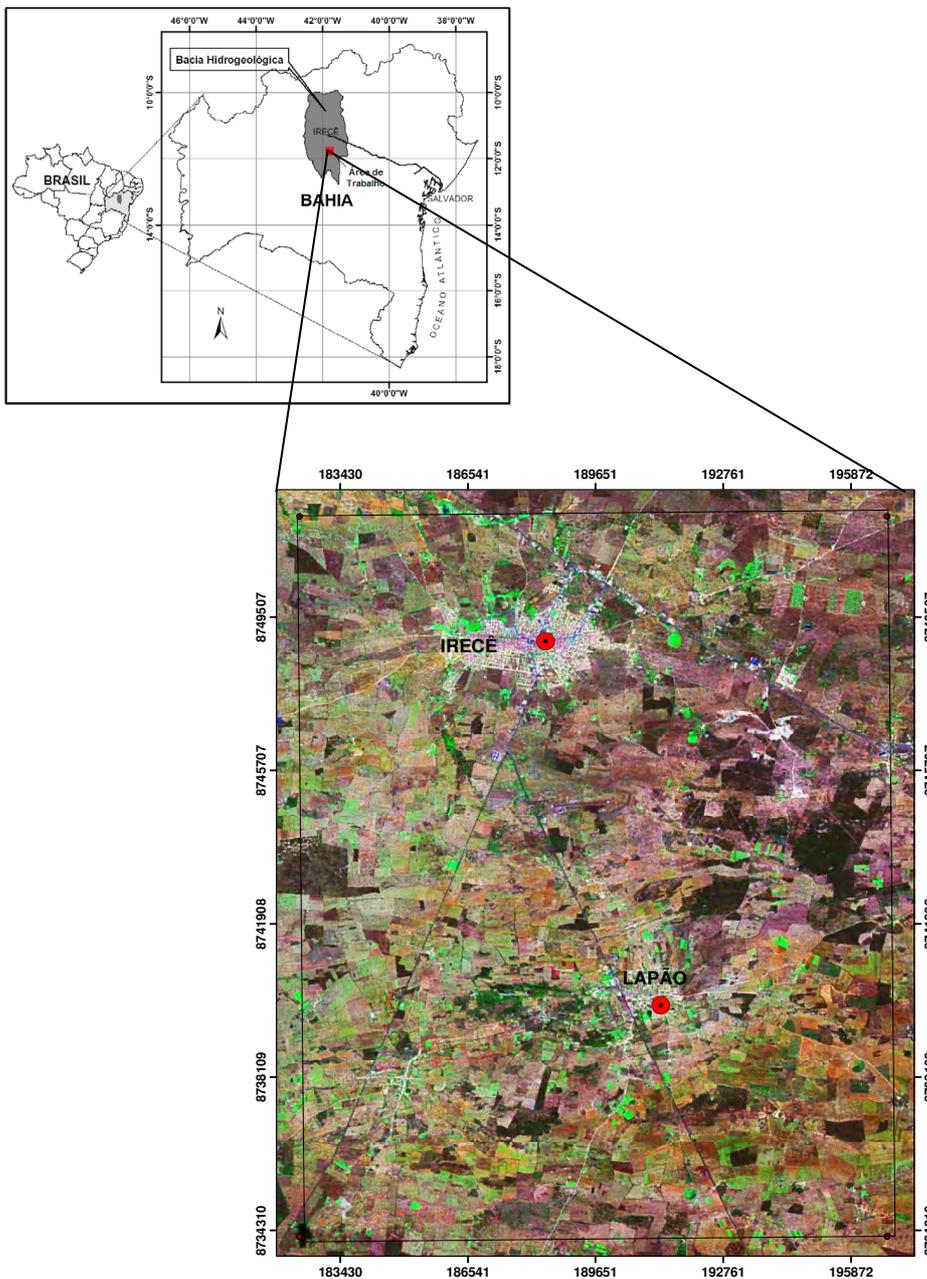


Figura 1: Mapa de localização com imagem geocover da área.

3. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA

3.1. Aspectos Climatológicos

A região de Irecê apresenta uma irregularidade acentuada na distribuição das chuvas (Figura 2), onde pode-se observar ao norte variações de 500mm/ano a 700mm/ano e ao sul, variações da ordem de 600mm/ano a 1200mm/ano, o que interfere em toda a dinâmica hídrica da região.

De acordo com a classificação de KOPPEN o clima da área é do tipo BSWH, semi-árido, seco sub-úmido no inverno e muito quente e chuvoso no verão, com temperaturas médias anuais de 23°C a 24°C. As precipitações médias anuais são da ordem de 653mm/ano (INMET, 2008), distribuídas em um período seco (maio a outubro) e precipitações mais acentuadas no período chuvoso (novembro a abril), (Figura 3). No período mais úmido, entretanto, é frequente a ocorrência de curtas estiagens “veranicos”, responsáveis pelas quedas de produção agrícola, tornando bastante vulnerável a economia local (PDPL, 2007). Essa situação também pode ser demonstrada no gráfico do balanço hídrico climatológico da área (Figuras 4, 5 e 6).

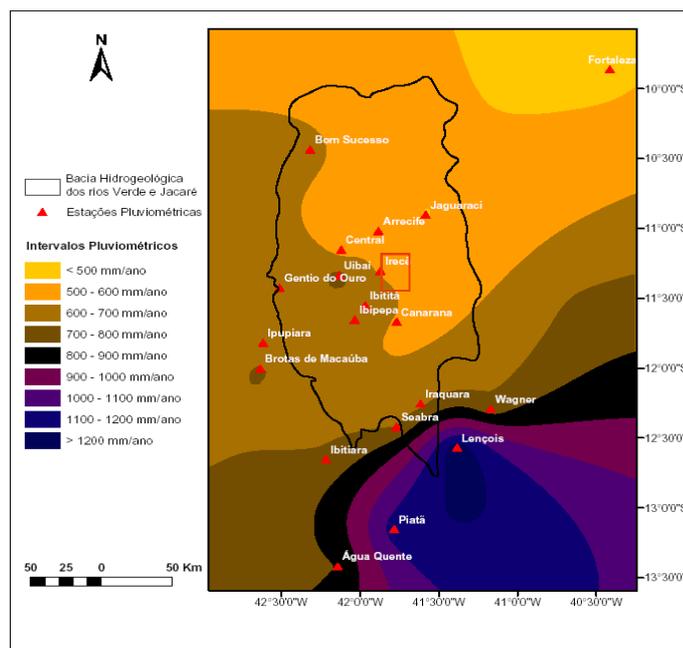


Figura 2: Distribuição das precipitações pluviométricas médias (1911-1990), com destaque para a área de trabalho (BASTOS LEAL & SILVA, 2004); *In*: SILVA (2005).

Os índices pluviométricos refletem a distribuição das chuvas registradas pela Estação Climatológica de Irecê na área no ano de 2009, referente à campanha efetuada no período chuvoso, com coleta de água nos meses de novembro e dezembro e de 2010, referente à campanha efetuada no período seco, com coleta de água nos meses de junho e julho (Figura3).

3.1.1. Balanço Hídrico Climatológico

O balanço hídrico climatológico é uma das várias maneiras de se monitorar a variação do armazenamento de água no solo, a partir do suprimento de água ao solo, via precipitação ou irrigação, da demanda atmosférica e da capacidade de água disponível, o balanço hídrico fornece estimativas da evapotranspiração real, da deficiência, do excedente hídrico e do armazenamento de água no solo. O balanço hídrico assim calculado torna-se um indicador climatológico da disponibilidade hídrica em uma região (PEREIRA *et al.*, 1997), o que é fundamental no planejamento das atividades agrícolas.

Para AGUILAR *et al.* (1986) os resultados de um balanço hídrico podem ser úteis no processo de zoneamento agroclimático de uma região, para o cálculo da demanda potencial de água das culturas irrigadas, na definição de prioridades no planejamento de pesquisas ou ainda, no conhecimento do regime hídrico.

Nos cálculos do balanço hídrico, os valores de pluviometria representam o abastecimento de água para o aquífero, uma vez que a área não possui drenagens superficiais e como o aquífero é livre, pode-se considerar que a recarga nesse sistema é efetuada de forma direta.

Analisando as Figuras 4, 5 e 6, pode-se observar que ocorre um déficit hídrico em todos os meses do ano na área, sobretudo entre os meses de abril e outubro, devido aos índices pluviométricos que são extremamente baixos, considerando-se uma média histórica, com valores médios de precipitação de 653,40mm/ano. Essa situação, apenas não se verifica nos meses de dezembro e janeiro, em que ocorre uma certa reposição de água no aquífero, em função dos índices pluviométricos um pouco mais elevados no período, sem ocorrer, no entanto, excedente hídrico. A evapotranspiração, por sua vez, é elevada com um total de

1.147mm/ano, notadamente na porção norte, em função do clima semi-árido da área (Tabela1).

O balanço hídrico climatológico foi realizado de acordo a média histórica obtida no período de (1961-1990), (Tabela1), considerando as médias de temperatura e precipitação, através do método de THORNTHWAITE & MATHER, (1955), *in* SEI, (1998).

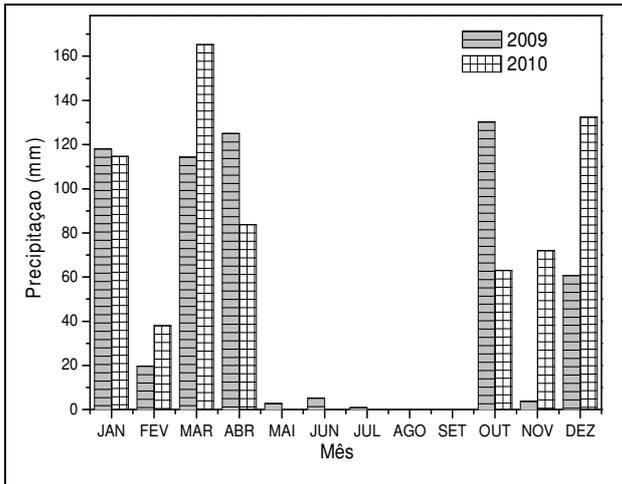


Figura 3: Índices pluviométricos registrados na Estação Irecê (período 2009 - 2010).

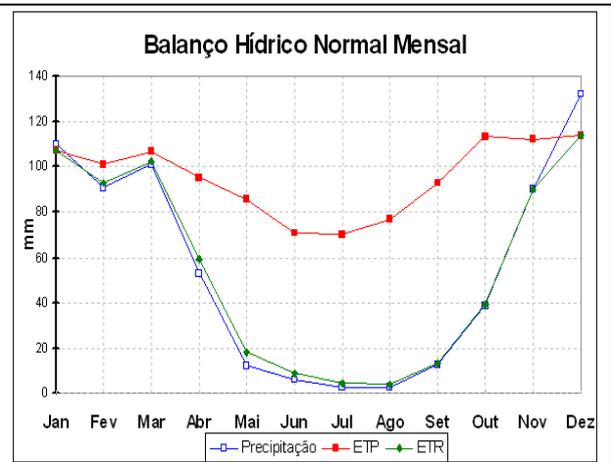


Figura 4: Balanço hídrico normal mensal do município de Irecê (período 1961 - 1990).

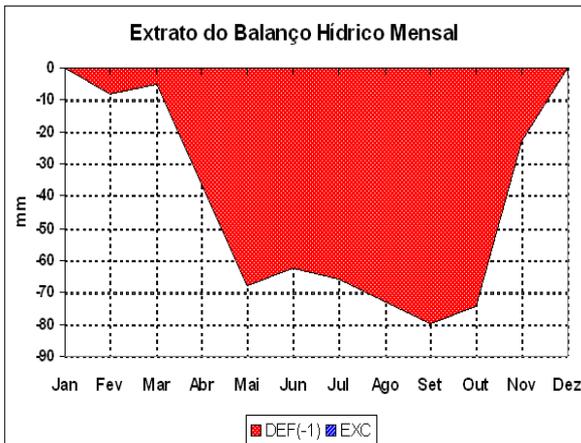


Figura 5: Extrato do balanço hídrico normal mensal do município de Irecê (período 1961 - 1990).

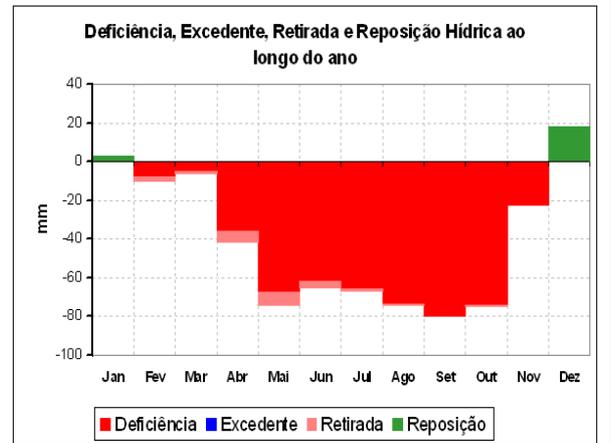


Figura 6: Deficiência, excedente, retirada e reposição hídrica mensal do município de Irecê (período 1961 - 1990).

Fonte: EMBRAPA - Monitoramento por Satélite: Banco de Dados Climáticos do Brasil (2003).

A precipitação (P) no período foi de 653mm/ano e a evapotranspiração potencial (ETP) foi da ordem de 1.147mm/ano, representando 56,93% a mais do que o valor anual de precipitação pluviométrica. A deficiência hídrica foi de 494mm/ano, equivalendo a 75,65% dos índices pluviométricos anuais, sem haver excedente hídrico (Tabela 1).

Tabela 1: Dados da Estação climatológica de Irecê (período 1961 – 1990)

Mês	T (°C)	P(mm)	ETP	ARM(mm)	ETR(mm)	DEF(mm)	EXC(mm)
Jan	23,8	110	107	21	107	0	0
Fev	24,0	91	101	19	93	8	0
Mar	23,8	101	107	18	102	5	0
Abr	23,3	53	95	12	59	36	0
Mai	22,4	12	86	6	18	68	0
Jun	21,3	6	71	3	9	62	0
Jul	21,0	3	70	1	4	66	0
Ago	21,6	3	77	1	4	73	0
Set	23,2	13	93	0	13	80	0
Out	24,4	39	113	0	39	74	0
Nov	24,4	90	113	0	90	23	0
Dez	24,1	132	114	18	114	0	0
TOTAIS	277,3	653	1.147	98	653	494	0
MÉDIAS	23,1	54	96	8	54	41	0

Fonte: EMBRAPA - Monitoramento por Satélite: Banco de Dados Climáticos do Brasil (2003).

T: Temperatura

P: Precipitação

ETP: Evapotranspiração Potencial

ARM: Armazenamento

ETR: Evapotranspiração Real

DEF: Deficiência Hídrica

EXC: Excedente Hídrico

O cálculo do índice hídrico (IH) pode ser calculado de acordo com a equação de THORNTHWAITE & MATHER, (1955):

$$IH = \frac{100 \cdot EXC - 60 \cdot DEF}{ETP}$$

Considerando-se os dados da Tabela 1, tem-se que $IH = -25,84$. Esse valor expressa o predomínio da evapotranspiração potencial em 56,93% em relação aos dados de precipitação anual (653mm), implicando em uma deficiência hídrica de 494mm/ano, característica de clima semi-árido (Tabela 1).

3.2. Geomorfologia

A geomorfologia da bacia sedimentar de Irecê de acordo com o (BASTOS LEAL & SILVA, 2004), apresenta um modelado compreendido por uma região serrana, com altitude de até 1.200m e um platô ou pediplano com topografia variando de 400m a 800m. A parte mais elevada, ao sul, possui um caimento geral em patamares para Norte e Nordeste, em direção ao rio São Francisco, resultando em cinco regiões com características morfológicas diferentes, a Área Central Deprimida, Chapada de Irecê, Baixadas do Médio Curso do Rio Verde, Campos da Margem Direita do Sobradinho e Áreas Elevadas do Planalto da Chapada Diamantina (bordas da Bacia). A área de estudo está localizada na porção compreendida pela Chapada de Irecê, descrita a seguir:

3.2.1. Chapada de Irecê

A área possui altimetria que varia de 600m a 800m, com declividades pouco acentuadas, predominantes de 2% a 8%, coincidentes com as áreas de afloramentos dos calcários da Formação Salitre, pertencente ao Grupo Una.

Caracteriza-se por uma topografia plana a suavemente ondulada (Figura 7), com elevações suaves e sem a formação de escarpas, apesar de localmente apresentar amplitudes consideráveis de variação altimétrica entre o topo e a base.

A carstificação, com o intenso fraturamento do terreno, aliada à suavidade do relevo, favorece a infiltração da água precipitada pelas chuvas, sendo importante área de recarga do aquífero (Figura 8). Por outro lado, a água excedente usada na irrigação das diversas culturas agrícolas também retorna ao aquífero, levando consigo, dissolvidos ou em suspensão, os produtos químicos (fertilizantes e pesticidas) depositados no solo devido às atividades agrícolas, como constatado por SILVA (2005).



Figura 7: Vista geral da área formada por uma topografia plana a suavemente ondulada.



Figura 8: Dolina atrás do posto Chapéu de Couro na saída da cidade de Irecê.

3.3. Solos

Os solos da área são caracterizados fundamentalmente como Cambissolos Háplicos Eutróficos, com ocorrência em toda a área e Latossolos Vermelhos Eutróficos, pouco representativos, sendo solos mais bem desenvolvidos e conseqüentemente mais espessos. Estes solos são descritos pela EMBRAPA (1999; 2006) da seguinte forma (Figura 9):

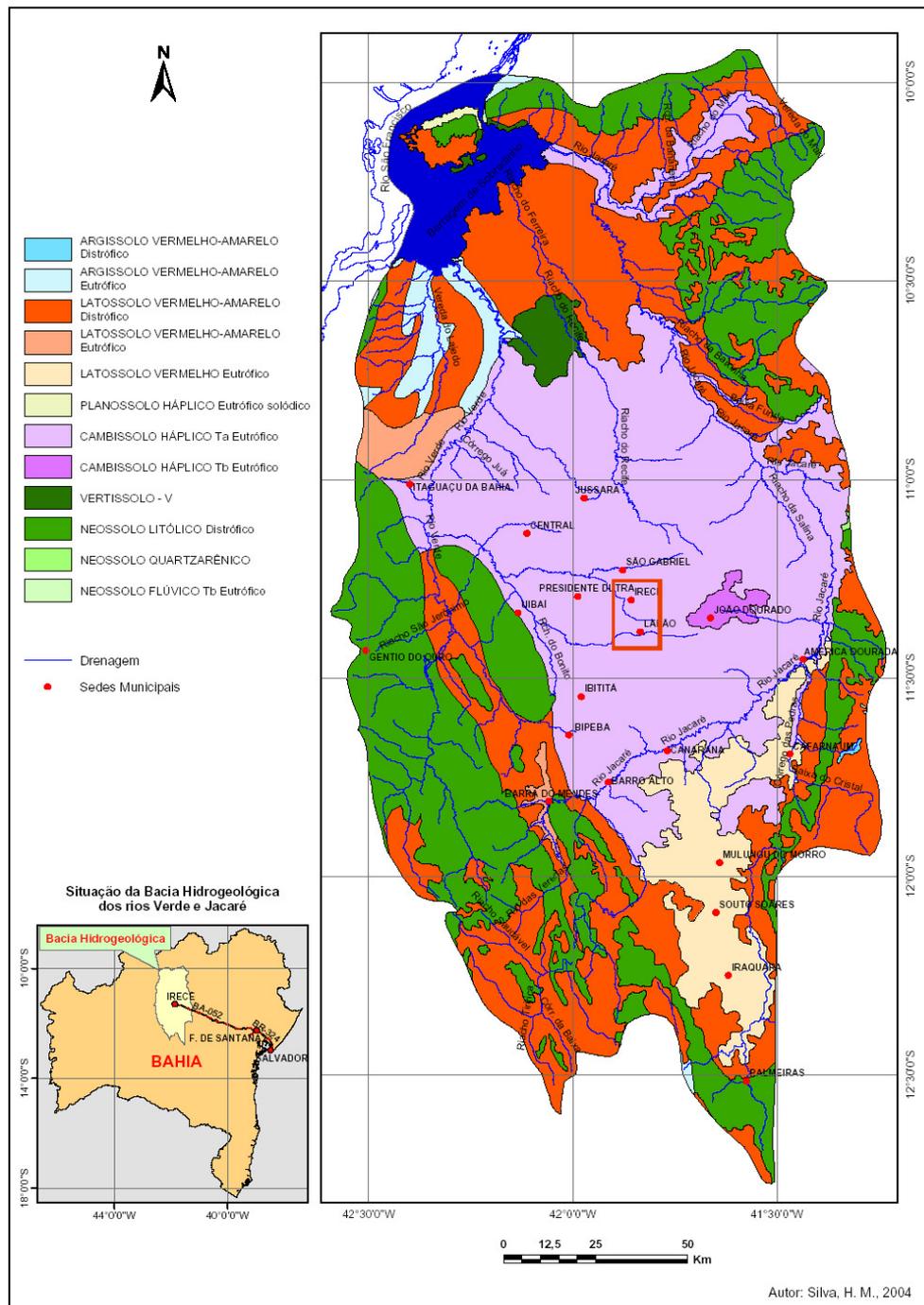


Figura 9: Mapa de Solos da Bacia Hidrogeológica dos Rios Verde e Jacaré, com destaque para a área de trabalho. PERH – BA (INEMA, 2003), *in*: SILVA (2005).

3.3.1. Cambissolos Háplicos Eutróficos

Os Cambissolos na área compreendem solos constituídos por material mineral, com horizonte (B) incipiente ou câmbico, não hidromórfico, com pequena diferenciação de textura do horizonte A para o horizonte B, sendo desenvolvidos a partir dos calcários da Formação Salitre, Grupo Una (Figura 10).

Em geral, constituem-se em solos rasos, imperfeitamente drenados, em função da textura argilosa, de cor amarelada até vermelho escuro. O horizonte B incipiente (Bi) tem textura mais argilosa, e o *solum*, geralmente, apresenta teores uniformes de argila, podendo ocorrer ligeiro decréscimo ou um pequeno incremento de argila do horizonte A para o horizonte Bi. Cerca de 5% ou mais do volume do solo apresenta estrutura da rocha original, como estratificações finas, ou saprólito, ou fragmentos de rocha semi ou não intemperizada.

Estes solos recobrem praticamente toda a área, sendo desenvolvidos em relevos planos a suavemente ondulados (Figura 7). Esse relevo favorece a utilização de máquinas agrícolas, que aliado à sua elevada fertilidade natural, contribui para o fato de serem os solos mais cultivados da área.

Os baixos e irregulares índices pluviométricos constituem-se em uma grande limitação à atividade agrícola na área. Uma alternativa que tem sido utilizada é a atividade de irrigação através da captação de água dos aquíferos, a partir da perfuração de poços tubulares profundos em torno de 80m a 120m, de forma a abastecer as atividades de agropecuária na região.

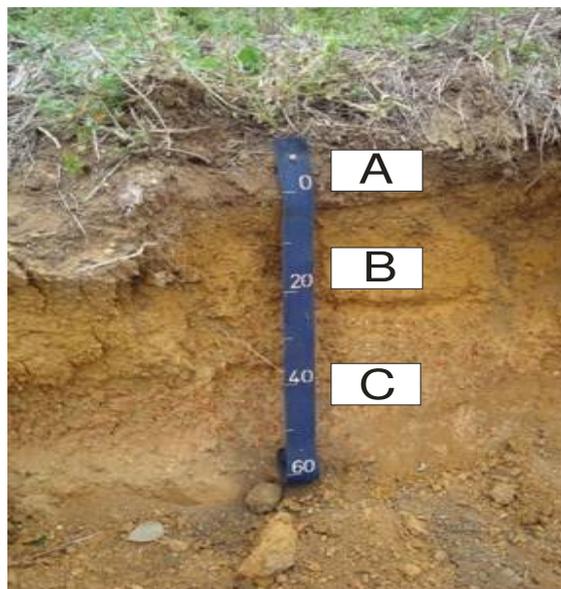


Figura 10: Cambissolos Háplicos Eutróficos da região de Irecê.

3.3.2. Latossolos Vermelhos Eutróficos

São solos profundos, medianamente drenados, de textura argilosa, com baixa fertilidade natural e topografia plana a ondulada. As principais limitações que apresentam são com relação ao relevo ondulado, drenagem limitada, textura argilosa, e baixa fertilidade natural (Figura 11).

Apresentam avançado estágio de intemperização, sendo portanto, muito evoluídos, como resultado das transformações das rochas de origem. Os solos são destituídos de minerais primários ou secundários menos resistentes ao intemperismo, e têm capacidade de troca de cátions baixa. Em geral, são bem drenados, embora ocorram solos que têm cores pálidas, de drenagem moderada ou até mesmo imperfeitamente drenados.

Têm sequência de horizontes A, AB e B, com pouca diferenciação de subhorizontes e transições usualmente difusas ou graduais. As cores variam desde amarelas ou mesmo bruno-acinzentadas até vermelho-escuro-acinzentadas, dependendo da natureza, forma e quantidade dos constituintes.

De um modo geral, os teores da fração argila no *solum* aumentam gradativamente com a profundidade, ou permanecem constantes ao longo do perfil. A mobilidade das argilas no horizonte B é tipicamente baixa. A saturação por bases é média à alta, em função de estação seca pronunciada ou ainda por influência de rochas calcárias.

Os latossolos ocorrem em manchas esparsas na área, em geral associados a zonas topograficamente mais elevadas, sendo observados, sobretudo, no setor norte-noroeste da área próximo à cidade de Irecê.



Figura 11: Latossolos Vermelhos Eutróficos da região de Irecê.

3.4. Vegetação e Uso do Solo

As classes de uso do solo se subdividem da seguinte maneira: Agropecuária; Cobertura Vegetal Nativa; Áreas Urbanas; Áreas de Mineração e Lixões. As atividades agropecuárias predominam em toda a área, sobretudo as atividades agrícolas, que são as grandes responsáveis pela receita dos municípios de Irecê e Lapão.

3.4.1. Agropecuária

Essa atividade ocupa uma grande extensão da área, sobretudo as atividades agrícolas representadas pelo tri-consórcio das culturas de feijão, milho e mamona que são os produtos agrícolas mais importantes produzidos na região, em termos de área cultivada; além da mandioca, melancia, milho, sorgo, manga e sisal. São cultivadas também, de forma secundária, algumas lavouras temporárias como: alho, cana-de-açúcar, tomate, pimentão, cebola e cenoura (PDPL, 2007).

A atividade de pecuária também se destaca na região englobando, sobretudo, a criação de caprinos, bovinos, ovinos e suínos, voltadas em grande parte para a subsistência, sendo comercializado apenas o excedente. Essa atividade é realizada, em geral, de forma extensiva e se distribui ao longo de grande parte da área, ocorrendo muitas vezes associada às atividades agrícolas.

3.4.2. Cobertura Vegetal Nativa

A vegetação original existente na área é classificada como “caatinga hipoxerófila” (PDPL, *op. cit*, 2007). Essa vegetação é caracterizada por apresentar folhas pequenas com espinhos, com a perda de folhas no período de estiagem. Em alguns locais sem interferência antrópica, observa-se a caatinga arbustiva, formada por vegetação natural remanescente mais densa e de médio porte.

3.4.3. Áreas Urbanas

As áreas urbanas compreendem as sedes dos municípios de Irecê e Lapão, localizadas nas porções norte e sul da área, respectivamente, além das localidades de Tanquinho, Meia Hora e Achado.

3.4.4. Atividades de Mineração

A exploração de minérios apesar de não ser uma atividade econômica de destaque na área, restringe-se à exploração da reserva de fosfato, localizada no setor sudeste do município de Irecê, prospectada pela Mineração Galvani S.A. Estes jazimentos foram identificados e avaliados por MONTEIRO (1989) e MISI (1990), como sendo mineralização do tipo primária, em que as concentrações se formaram em ambiente de planície de maré e estão relacionadas aos estromatólitos colunares, desenvolvidos nas zonas de intermaré profunda a submaré, nos dolarenitos aos quais eles estão associados e, mais raramente, em tapetes algais. Os estromatólitos e os dolarenitos associados pertencem à Subunidade Nova América Superior e os tapetes algais à Subunidade Nova América Inferior (Figuras 12 e 13).

MISI & SOUTO (1975) mapearam na Chapada de Irecê ocorrências de chumbo, zinco, flúor e bário, além de pirita, calcopirita, esfalerita, covelita e cristais de galena disseminados na calcita.

SOUZA *et al.* (1993) identificaram algumas anomalias geoquímicas relacionadas às ocorrências minerais de zinco (Zn^{+2}), chumbo (Pb^{+2}) e fosfato (PO_4^{-2}), localizadas sobretudo no setor leste da área estudada. Considerando-se que não houve atividade ígnea na Bacia de Irecê, durante ou após a diagênese dos sedimentos, pode-se inferir que os metais componentes das mineralizações sulfetadas foram lixiviados de rochas continentais e transportados para os locais de deposição.

3.4.5. Lixões

As cidades de Irecê e Lapão não possuem aterros sanitários, tendo que dispor seus resíduos sólidos em lixões localizados muito próximos dos centros urbanos, a uma distância de 1Km a oeste da zona urbana da cidade de Irecê e a 1,7 km a sul da zona urbana da cidade de Lapão.

3.5. Geologia

Na região central do estado da Bahia se localiza a Bacia Hidrogeológica dos rios Verde e Jacaré (Figuras 12 e 13). De acordo com INDA & BARBOSA (1978) e SOUZA *et al.*, (1993) nessa área afloram o Complexo Xique-Xique e os Supergrupos Espinhaço e São Francisco, respectivamente do Paleoproterozóico, Mesoproterozóico e Neoproterozóico. O Supergrupo Espinhaço compreende o Grupo Paraguaçu com ocorrência nos setores sudoeste, sul e norte da Bacia, sendo composto por pelitos e psamitos, e o Grupo Chapada Diamantina que contorna toda a bacia, estendendo-se além dos limites da área e encontra-se dividido da base para o topo na Formação Tombador (metarenitos, quartzitos conglomeráticos e conglomerados); Formação Caboclo (metassiltitos e metargilitos com intercalações de metarenitos) e Formação Morro do Chapéu (metarenitos estratificados com lobos sigmoidais).

O Supergrupo São Francisco foi dividido por INDA & BARBOSA *op cit.*, (1978) nos Grupos Bambuí e Una. Na área, ele é representado pelo Grupo Una, dividido, por sua vez na Formação Bebedouro (basal) e na Formação Salitre, com ocorrência na área.

3.5.1. Grupo Una

As primeiras referências relativas ao Grupo Una na região de Irecê são atribuídas a HARTT (1870). No entanto foi DERBY (1880) quem primeiro utilizou o termo “Una” para designar formações calcárias na bacia do rio Una.

Para SAMPAIO *et al.* (2001), o Grupo Una teve sua deposição inicial (Formação Bebedouro) relacionada a um evento glacial de âmbito continental, no intervalo de tempo relativo ao início do Neoproterozóico. Posteriormente, a implantação gradativa de um clima semi-árido possibilitou a liberação das águas retidas nas geleiras, o que contribuiu para elevar o nível médio das marés, gerando as condições para deposição das unidades carbonáticas da Formação Salitre, em ambientes de supra, inter e submaré

O Grupo Una, de acordo com PEDREIRA *et al.*, (1987) se subdivide da base para o topo na Formação Bebedouro formada por pelitos, siltitos e diamictitos e pela Formação Salitre, constituída fundamentalmente por calcilitos e calcarenitos, podendo conter níveis de

arenitos, margas, siltitos e pelitos; sendo contornado pelo Grupo Chapada Diamantina, constituindo uma área conhecida como “Bacia de Irecê” (Figura 12).

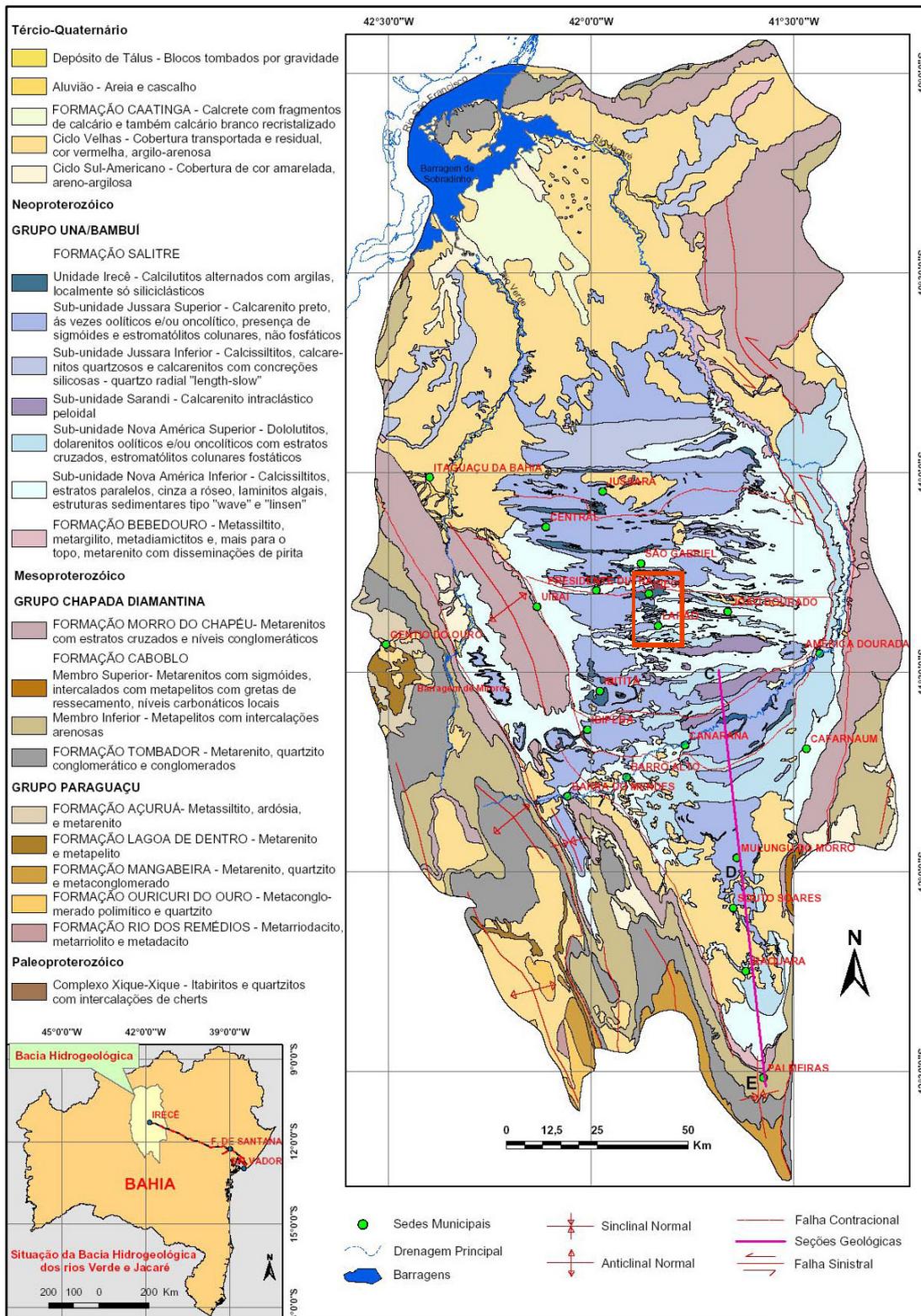


Figura 12: Mapa Geológico da Bacia Hidrogeológica dos rios Verde e Jacaré, com destaque para a área de trabalho. In: SILVA (2005), elaborado a partir do Mapa Geológico Integrado. Análise Faciológica e Metalogenética da Bacia de Irecê, 1:100.000 (CBPM, 1998) e do Mapa Geológico do Estado da Bahia, 1.000.000 (CPRM/CBPM, 2003).

Idade	LITOESTRATIGRAFIA				Ciclos de Sedimentação		
	FORMAL			INFORMAL			
	Subgrupo	Grupo	Formação	UNIDADES/ SUBUNIDADES			
Tércio-Quaternário			Caatinga	Depósito de Talus	Transgressivo IV		
				Aluvião			
				 			
				Ciclo Velhas			
				Ciclo Sul-Americano			
				 			
Proterozóico Superior	São Francisco	Una	Salitre	Unidade Irecê	Transgressivo IV		
				Subunidade Jussara Superior		Un. Jussara	
				Subunidade Jussara Inferior			
				Subunidade Nova América Inferior	Un. Nova América	Regressivo III	
				Subunidade Nova América Superior			
				Subunidade Nova América Inferior		Un. Jussara	Transgressivo II
				Subunidade Sarandi			
				Subunidade Jussara Superior	Un. Nova América	Regressivo I	
				Unidade Irecê			
				Subunidade Nova América Superior			
				 	Un. Nova América	Regressivo I	
				Subunidade Sarandi			
 	Un. Nova América	Regressivo I					
Subunidade Nova América Inferior							
 	Un. Nova América	Regressivo I					
Subunidade Nova América Inferior							
 	Un. Nova América	Regressivo I					
Subunidade Nova América Inferior							
 	Un. Nova América	Regressivo I					
Subunidade Nova América Inferior							
 	Un. Nova América	Regressivo I					
Subunidade Nova América Inferior							
Proterozóico Médio	Espinhaço	Chapada Diamantina	M. Chapéu	 	Regressivo		
				 			
				Caboclo	Membro Superior	Transgress. Transgressivo	
					Membro Inferior		
Paraguaçu Indiviso	Tombador	 	Transgress. Transgressivo				
		 					
Proterozóico Inferior	Complexo Xique-Xique	 	~				
		 					

Figura 13: Coluna estratigráfica da Bacia Hidrogeológica dos rios Verde e Jacaré, com destaque para a Formação Salitre. In: SILVA, (2005), adaptado de CBPM, (1998).

3.5.1.1. Formação Salitre

A Formação Salitre recebeu esta designação por BRANNER (1911) que denominou calcário Salitre uma ocorrência-tipo encontrada no vale do rio Salitre, na Bahia, constituída por um conjunto de rochas predominantemente carbonáticas, com níveis de pelitos, considerada como depósito de plataforma estável (Figura 13).

Esta Formação é constituída na área de acordo com MISI, (1979); PEDREIRA *et al.*, (1987) e SAMPAIO *et al.*, (2001), por espessas sequências de calcarenitos, calcilutitos, calcissiltitos e dolomitos intercalados, por vezes, com sequências terrígenas subordinadas constituídas por silexitos, arenitos, siltitos, laminitos e margas. MISI (*op cit.*, 1979) sugeriu uma espessura máxima da ordem de 530m para esta Formação. NEVES *et al.*, (1980); MACEDO & BONHOME (1984) utilizaram métodos de datação radiométrica em rochas da Formação Salitre, identificando que estas possuem idade Rb/Sr de 760Ma. Estudos de SRIVASTAVA (1988; 1989), realizados com base em estromatólitos conferiram a estas rochas idades entre 950-570Ma., possuindo portanto, idade Neoproterozóica.

SOUZA *et al.* (1993; 2002) descreveram a Formação Salitre, que compreende toda a área de estudo, a qual foi subdividida nas Unidades que afloram da base para o topo: Nova América, Jussara e Irecê. Essas Unidades foram interpretadas como pertencentes a quatro ciclos de sedimentação. Na Unidade Nova América ocorreu dois ciclos regressivos e nas Unidades Jussara e Irecê foram registrados dois ciclos transgressivos (Figura 13).

A seguir, serão descritas, da base para o topo, as Unidades da Formação Salitre. A integração geológica efetuada para a Folha Jacobina (SAMPALIO *et al.*, *op. cit.*, 2001), adota a nomenclatura estabelecida por PEDREIRA *et al.*, *op cit.* (1987).

3.5.1.1.1. Unidade Nova América

Essa Unidade perfaz cerca de 62% de ocorrência na área, localizando-se em grande parte dos trechos leste, sul e sudoeste; sendo constituída fundamentalmente por: laminitos algais e dolomitos, e de forma subordinada, por calcarenitos peloidais com estratificações plano-paralelas, intercalados com calcilutitos e calcissiltitos.

Estruturas do tipo *tepee* associadas aos laminitos algais são encontradas nesta unidade, sendo indicativas de exposição subaérea periódica. Sendo subdividida, da base para o topo, nas Subunidades Nova América Inferior, Nova América Superior e Sarandi; as duas primeiras presentes na área.

❖ Subunidade Nova América Inferior

Ocorre ocupando uma área de aproximadamente 21%, como faixas contínuas ao sul de Lapão, ocorrendo também em porções à leste e norte da área. O seu contato muitas vezes não pôde ser observado, devido ao recobrimento por coberturas Tércio-Quaternárias. Ocorre na área como calcarenitos peloidais, com estratificações plano-paralelas, algumas vezes intercalados com calcilitos e calcissilitos.

❖ Subunidade Nova América Superior

Ocorre em faixas contínuas, ocupando cerca de 41% da área, aflorante sobretudo em todo o setor leste, com alguns trechos nos setores sul e oeste da área. A litologia predominante é composta por laminitos algais e de forma secundária, por silexitos e calcarenitos oolíticos silicificados.

3.5.1.1.2. Unidade Jussara

Essa Unidade localiza-se, sobretudo, nos setores centro-oeste e norte da área; subdividindo-se da base para o topo nas Subunidades: Jussara Inferior e Jussara Superior, sendo que a primeira não ocorre na área.

As estruturas sedimentares presentes nas rochas desta Unidade consistem em laminações plano-paralelas, estratificações cruzadas de pequeno porte do tipo espinha de peixe, sigmóides de maré e marcas de onda. Desta forma, o ambiente de sedimentação destas sequências é interpretado como de submaré.

❖ Subunidade Jussara Superior

Compreende cerca de 20% de ocorrência na área, localizando-se nos trechos correspondentes à cidade de Lapão e seus entornos, bem como nos setores centro-oeste e norte da área; sendo constituída fundamentalmente por: calcarenitos pretos oncolíticos, em geral, com granulometria grossa, com níveis de calcirruditos, calcissiltitos laminados e calcilutitos peloidais subordinados, podendo ocorrer intercalações de terrígenos e zonas silicificadas.

Seu contato ocorre em grande parte da área com os litotipos da Subunidade Nova América Superior e no setor norte com litotipos da Unidade Irecê.

3.5.1.1.3. Unidade Irecê

Essa Unidade aflora em cerca de 14% da área, interdigitada com a Subunidade Jussara superior ao longo de todo o trecho centro-oeste e norte da área. Aflora também na cidade de Irecê e seu entorno.

Constitui-se fundamentalmente por uma alternância de níveis de calcilutitos laminados de cor cinza a preta, intercalados com níveis de margas, com arenitos e argilitos subordinados. Essa sequência foi interpretada como formada em ambiente de águas mais profundas, abaixo do nível das ondas. Grada lateral e verticalmente para fácies de ambientes mais rasos, como os sedimentos das Unidades Jussara (submaré) e Nova América (inter a supramaré).

Desta forma, esta unidade é considerada como representativa de fácies de talude da Formação Salitre, tendo sido depositada em declive marginal e no fundo de uma bacia relativamente restrita, situada sobre a plataforma.

3.5.2. Coberturas Tércio-Quaternárias

Compreende cerca de 4% de ocorrência na área, localizando-se, sobretudo, no setor centro-leste e de forma insipiente ao longo da rede de drenagem. São constituídos por depósitos detríticos coluvionares e aluvionares pouco espessos, que correspondem a sedimentos arenosos a areno-argilosos, de origem fluvial, flúvio-lacustre e lacustre eólico (INDA & BARBOSA, 1978).

3.6. Geologia estrutural e processos de carstificação

Os primeiros estudos sobre a tectônica do Grupo Una na região de Irecê foram efetuados por TALTASSE (1959) *in* LAGOEIRO, (1990), que descreveu a existência de uma linha de colinas alongadas que se distribuem na região de Irecê de oeste para leste. Tais feições foram interpretadas como anticlinais associados a falhas com mergulhos para sul. Desta forma, os calcários encontrados entre estes alinhamentos estariam estruturados na forma de sinclinais de eixo E-W, conectados a falhas inversas e de empurrão. A origem desta estruturação foi atribuída a um esforço geral de sul para norte ao longo de uma superfície de deslizamento posicionada sobre o embasamento.

BRITO NEVES (1967) descreveu os alinhamentos E-W na região, constatando que os mergulhos das camadas das rochas calcárias chegam a ser subverticalizados na porção norte e diminuem em direção ao sul, atingindo conformações sub-horizontais no extremo sul da Bacia de Irecê. Essa configuração estrutural levou à conclusão de que houve atuação de esforços empurrando os calcários de norte para sul, onde predomina a conformação orientada pelo substrato.

Na região de Irecê, MASCARENHAS (1969) constatou que as rochas do Grupo Una encontram-se dobradas de forma simétrica e assimétrica (Figura 14), formando dobras isoclinais com direção predominante E-W. Posteriormente, PEDREIRA *et al.* (1987) descreveram que os dobramentos N-S que afetaram o Supergrupo Espinhaço na chapada diamantina teriam originado a depressão conhecida como Bacia de Irecê, onde teriam sido depositados a sequência carbonática da Formação Salitre, com uma variação de fácies e ambientes, alternando condições continentais, costeiras e marinhas.

As características estruturais do calcário, como salientado por GUERRA (1986), estão intimamente relacionadas com o sistema hidrogeológico da região de Irecê. O controle estrutural representado por lineamentos e fraturamentos é o grande responsável pelo modelamento das formas típicas de carstificação às quais resultam da ação da água sobre a rocha carbonática, solubilizando-a e transportando seus produtos. A intensidade do processo depende tanto dos fatores geológicos estruturais, como também da quantidade e qualidade química da água, composição da rocha e dos fatores climáticos, sobretudo dos índices de precipitação.

O aquífero na área apresenta uma hidrodinâmica que permite caracterizá-lo como sendo de grande capacidade de recarga e de elevada velocidade de fluxo subterrâneo. A pouca profundidade e a sistemática de recarga através de formas de absorção abertas como sumidouros, dolinas e fraturas (Figuras 15, 16 e 17), em que as águas passam diretamente da zona não saturada para a zona saturada sem sofrer os efeitos da filtração natural, predominantes em terrenos sedimentares terrígenos, os tornam extremamente vulneráveis aos contaminantes químicos e biológicos. Dessa forma, nestas áreas a entrada e a difusão dos poluentes em subsuperfície ocorrem de modo rápido e em sentido linear, acompanhando a forma de circulação das águas, preferencialmente, através de canais de dissolução e fraturas (GUERRA, *op cit.*,1986).



Figura 14: Dobras assimétricas com direção predominante E-W em Irecê.



Figura 15: Sumidouros da Fazenda Aliança, município de Lapão.



Figura 16: Dolina próxima à rodovia Ba-052, na saída da cidade de Irecê.



Figura 17: Estruturas em lapiais e fraturas de direção E-W na Fazenda Sossego, próximo à Irecê.

3.7. Hidrogeologia

Em seus trabalhos na região BRITO NEVES (1967), observou que as rochas calcárias apresentam grande quantidade de fraturas que se acentuam nos dobramentos secundários de estruturação do Grupo Una, bem como pelos fenômenos cársticos. Trata-se de um aquífero anisotrópico, com condutividade hidráulica variável de acordo com a densidade de fraturas, podendo ser considerado como um aquífero livre, em função da baixa espessura dos solos na área. A descontinuidade lateral e vertical da transmissividade pode ocasionar a formação de aquíferos isolados. Dessa forma, uma maior densidade distributiva dos poços poderá minimizar os rebaixamentos, sendo a maneira mais racional e equitativa de exploração desse aquífero.

O estabelecimento do balanço hídrico nos terrenos cársticos não é uma tarefa simples, como constatado por GUERRA (1986), uma vez que as características de infiltração, recarga e escoamento superficial nos calcários apresentam comportamentos particulares. A infiltração ocorre basicamente através das formas de absorção clássicas das rochas carbonáticas que consistem principalmente em dolinas e sumidouros, além da rede fissural. Sendo frequentes infiltrações rápidas com o aquífero respondendo à recarga de forma imediata às precipitações. Estas características, entretanto, variam em função do grau de carstificação que o aquífero apresenta. A própria distribuição temporal das chuvas concorre para variar as taxas de infiltração e o escoamento superficial acaba sendo, na maioria dos casos, baixo ou nulo, em função do volume de água que é infiltrado, exercendo influencia na reserva reguladora do aquífero.

O comportamento hidrogeológico do aquífero cárstico da Bacia de Irecê se ajusta ao quadro evolutivo regional, tendo-se na porção norte e central, um aquífero misto, cárstico/fissural, com forte controle estrutural do processo de carstificação. O aumento da carstificação se dá no sentido sul e nas zonas de contato com os metassedimentos do Grupo Chapada Diamantina. Para RAMOS (2005), estas zonas mais carstificadas coincidem também com as áreas de maior produtividade dos poços, com vazões máximas de $140\text{m}^3/\text{h}$, enquanto que as vazões médias dos poços do aquífero obtidas na área variaram em torno de $10\text{m}^3/\text{h}$.

BASTOS LEAL & SILVA (2004) observaram que as variações dos níveis freáticos na região de Irecê-Lapão apresentam uma significativa correlação com os processos de precipitação e que apenas precipitações acima de 50mm promovem a subida nos níveis

freáticos; além disso, em períodos de precipitações baixas ou nulas ocorre uma queda acentuada dos níveis freáticos dos poços na área.

Estudos geofísicos realizados por LINS MARINHO (1977) na região, revelaram que a espessura do Grupo Una é muito variável, acompanhando as calhas existentes sobre o grupo Chapada Diamantina, atingindo em alguns trechos, cerca de 2,5km. A Bacia é mais espessa no setor oeste da área, com aproximadamente 5km a 7km de profundidade. Em pesquisas efetuadas na área, MISI (1979) sugeriu uma espessura máxima da ordem de 530m para a Formação Salitre, que ocorre em toda a área.

Em análises isotópicas efetuadas na região de Irecê, CABRAL (1978), constatou que a composição final da água subterrânea é obtida por uma combinação da composição isotópica da água no solo com a do calcário posteriormente dissolvido. Nesse estudo foi possível verificar que a composição isotópica do carbono evoluiu em condições abertas e as idades convencionais das águas subterrâneas analisadas, através de $\delta^{14}\text{C}$ são bem próximas das suas idades verdadeiras, variando de moderna até cerca de 13.000 anos.

Foram selecionados perfis construtivos de 05 poços dos 36 poços analisados, por serem representativos da área, constantes no banco de dados da CERB - Companhia de Engenharia Rural da Bahia. Pode-se verificar que o aquífero é livre, com pontos em que ocorre recarga direta, através de feições cársticas como dolinas e sumidouros ou mesmo por infiltração no sistema de fraturas. A camada de solo que recobre o aquífero, quando existente é pouco espessa, variando em média de 1m a 3m em grande parte da área. O nível estático médio é raso com profundidades que variam de 7,70m a 18,50m nos poços selecionados (Figura 18).

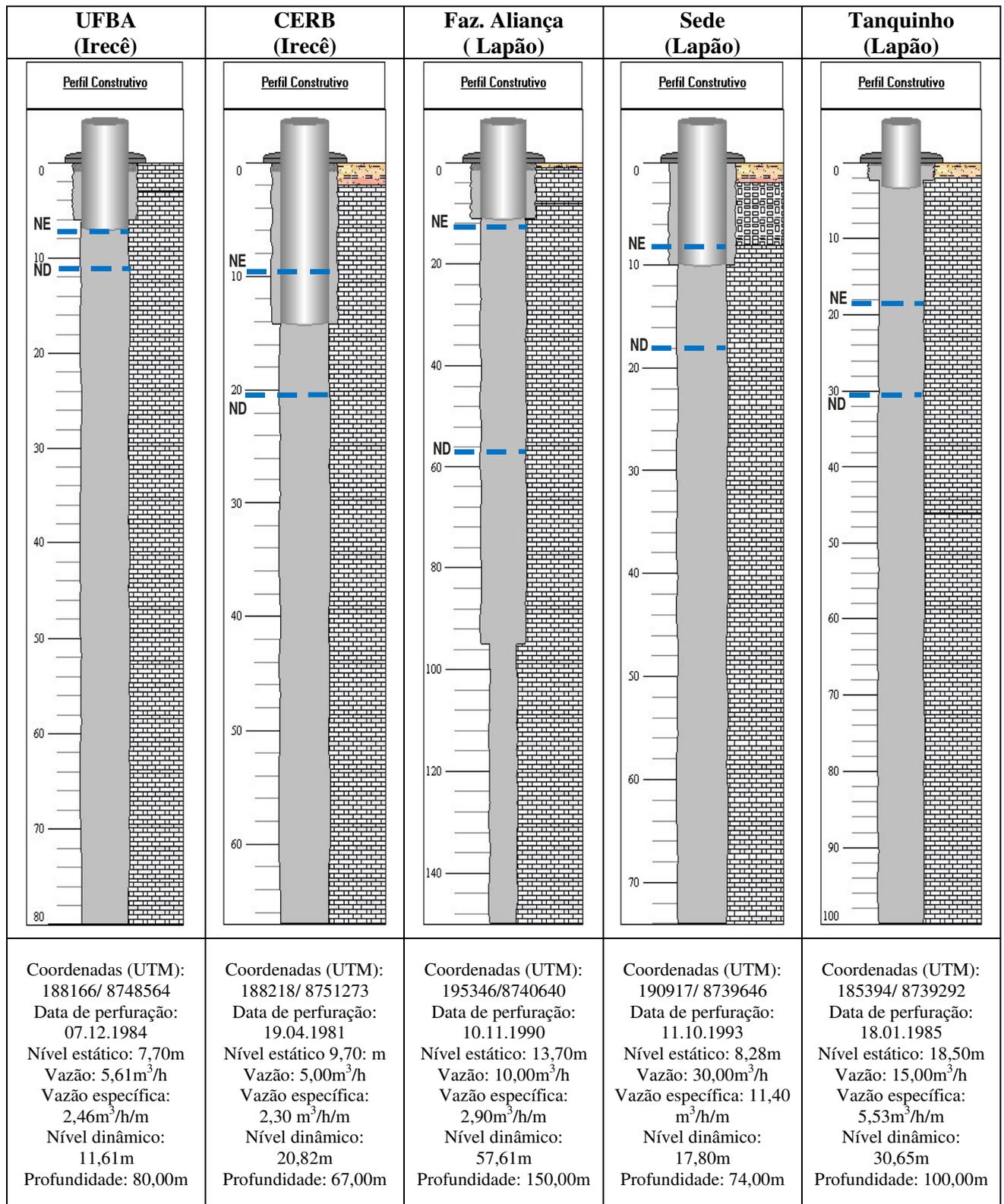
**LEGENDA**

Figura 18: Perfis construtivos com dados hidrogeológicos de poços da área.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

O diagnóstico hidroquímico das águas subterrâneas é importante, de acordo com FOSTER & HIRATA (1991); HIRATA & REBOUÇAS (1999); ANDREO *et al.* (2002); HIRATA & FERNANDES (2006); VRBA (2006), e MESTRINHO (2008), uma vez que busca a compreensão sobre a qualidade das águas, considerando-se a coleta de novos dados para melhorar a sua modelagem conceitual e numérica, a avaliação de risco de contaminação e a aferição da efetividade das medidas de proteção da qualidade das águas subterrâneas.

Para a determinação da vulnerabilidade do aquífero na área foi determinada uma estratégia que se baseia em uma seqüência de atividades integradas, sendo iniciada com a definição das informações necessárias (etapa de pré-campo), seguida da criação de uma malha de amostragem, com coleta de águas subterrâneas para análise físico-química, de semi-voláteis e isotópica e coleta de solos para análise granulométrica e de metais (etapa de campo). Essas etapas foram finalizadas com a análise e cruzamento dos dados obtidos e mapas temáticos produzidos (etapa de pós-campo). Havendo assim, uma harmonização de procedimentos no estabelecimento e operacionalização de todas as atividades envolvidas na pesquisa (Figura19).

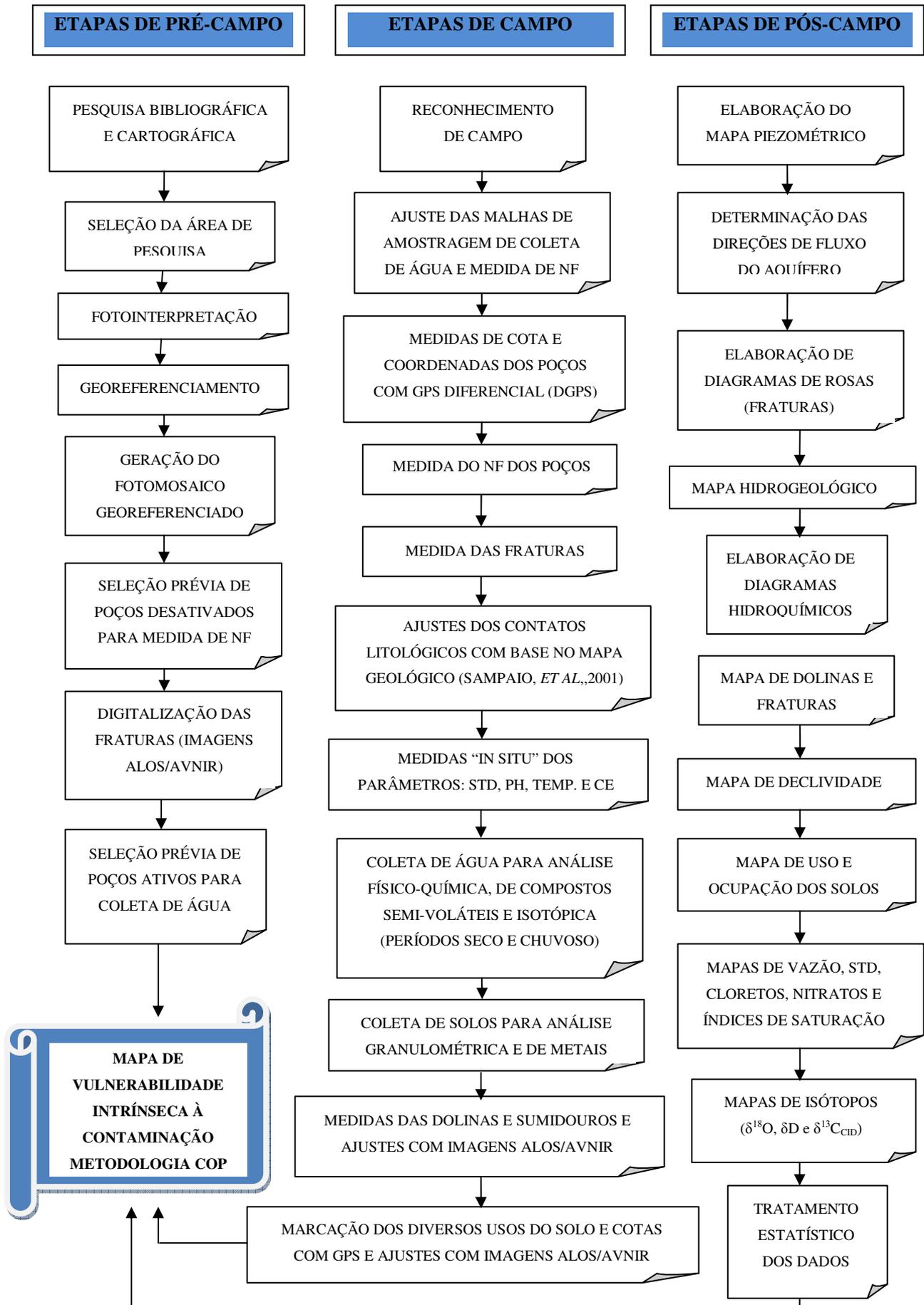


Figura 19: Fluxograma representativo das principais etapas da pesquisa.

4.1. Etapa de Pré-campo

Consistiu inicialmente na seleção da área de pesquisa, em função da litologia cárstica e das características hidrogeológicas do aquífero, como rede de fraturamentos e superexploração dos recursos hídricos, além da proximidade de potenciais fontes de contaminação.

Posteriormente, foi realizado o levantamento das informações disponíveis, tanto bibliográficas, como cartográficas da área. Em seguida, foi executado o procedimento de fotointerpretação na escala de trabalho, ou seja, 1:25.000, utilizando-se 35 fotografias aéreas monocromáticas do INCRA (1982). Foi então, efetuado o georeferenciamento das fotografias aéreas, utilizando-se o software Arc Gis versão 9.2.

Após as imagens estarem georeferenciadas, foi efetuada a junção das mesmas, gerando o fotomosaico georeferenciado da área (Figura 20). Em seguida, foram selecionados os poços tubulares existentes na área que constam no banco da CERB, com atualizações do cadastro realizado por BASTOS LEAL & SILVA, (2004) e plotados no fotomosaico, de forma a viabilizar a seleção prévia da malha de amostragem a ser trabalhada.

Em seguida, foi utilizada a fotointerpretação para se efetuar as adaptações necessárias dos contatos entre as litologias presentes, para a elaboração do mapa hidrogeológico da área (Figura 24), tendo como base a caracterização geológica do Projeto Jacobina (SAMPAIO *et al.*, 2001), em escala 1:250.000; com posteriores ajustes realizados em campo.

O levantamento de dados foi uma etapa crítica para o desenvolvimento desse projeto, pois foi quando se definiram quais as informações necessárias que serviriam de base para as etapas posteriores, como a seleção das malhas de amostragem; bem como da metodologia a ser utilizada, em função das características da área; as análises a serem realizadas e os laboratórios adequados para se efetuarem os procedimentos analíticos necessários; e por fim, a análise de dados propriamente dita. Ainda neste componente foram planejados os critérios de avaliação, formato e apresentação dos dados, tempo de resposta das informações e a precisão requerida.

4.2. Etapa de Campo

Foram realizadas cinco campanhas de campo na área no período de outubro de 2008 até julho de 2010. Nessas etapas foram realizados: reconhecimento da área; levantamento geológico; seleção das malhas de poços tubulares para medida de nível estático e coleta de água; medida *in situ* dos parâmetros: pH, temperatura, sólidos totais dissolvidos e condutividade elétrica; além dos níveis freáticos dos poços tubulares; captura de pontos de controle com DGPS para elaboração dos mapas temáticos; coleta de água para análise físico-química e de compostos semi-voláteis; considerando-se os parâmetros que atendem a Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde e a Resolução CONAMA 396/2008, mediante as análises que são realizadas pelo LAMIN / CPRM - Laboratório de Águas Minerais da Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (Tabelas 2 e 3); além de carbonato e bicarbonato; análise isotópica para deutério, oxigênio-18 e carbono inorgânico dissolvido (δD ; $\delta^{18}O$ e $\delta^{13}C_{CID}$) e coleta de solos para análise granulométrica e de metais: Cu^{+2} , Zn^{+2} , Pb^{+2} , Fe^{+2} e Ni^{+2} .

Variáveis tais como: seleção da malha de amostragem, frequência e procedimento de coleta, análises a serem efetuadas, acondicionamento e transporte do material coletado e processamento dos dados, devem ser compatibilizados de forma a assegurarem a eficácia do diagnóstico de qualidade da água e a confiabilidade dos resultados obtidos através dos dados coletados na área.

Para o sucesso de um programa de diagnóstico de qualidade das águas é fundamental que a coleta, a preservação e o transporte das amostras coletadas sejam executados em conformidade com as recomendações técnicas, em função dos parâmetros a serem analisados.

4.2.1. Seleção das malhas de amostragem

No trabalho realizado por NOSSA *et al.* (2009) foram detalhados todos os procedimentos utilizados para a elaboração do mapa piezométrico da área, relacionados a seguir:

Inicialmente, foram selecionadas duas malhas de amostragem, cada qual composta por 36 poços tubulares, sendo a primeira formada por poços tubulares inativos para medida de

nível estático (NE) e cota, com o GPS diferencial (DGPS), para a geração da superfície piezométrica (Figura 23). Após a elaboração do mapa piezométrico e determinação das direções de fluxos subsuperficiais, foi selecionada a segunda malha de amostragem, na qual foram selecionados poços tubulares em atividade para coleta de água para as análises físico-química, isotópica e de compostos semi-voláteis.

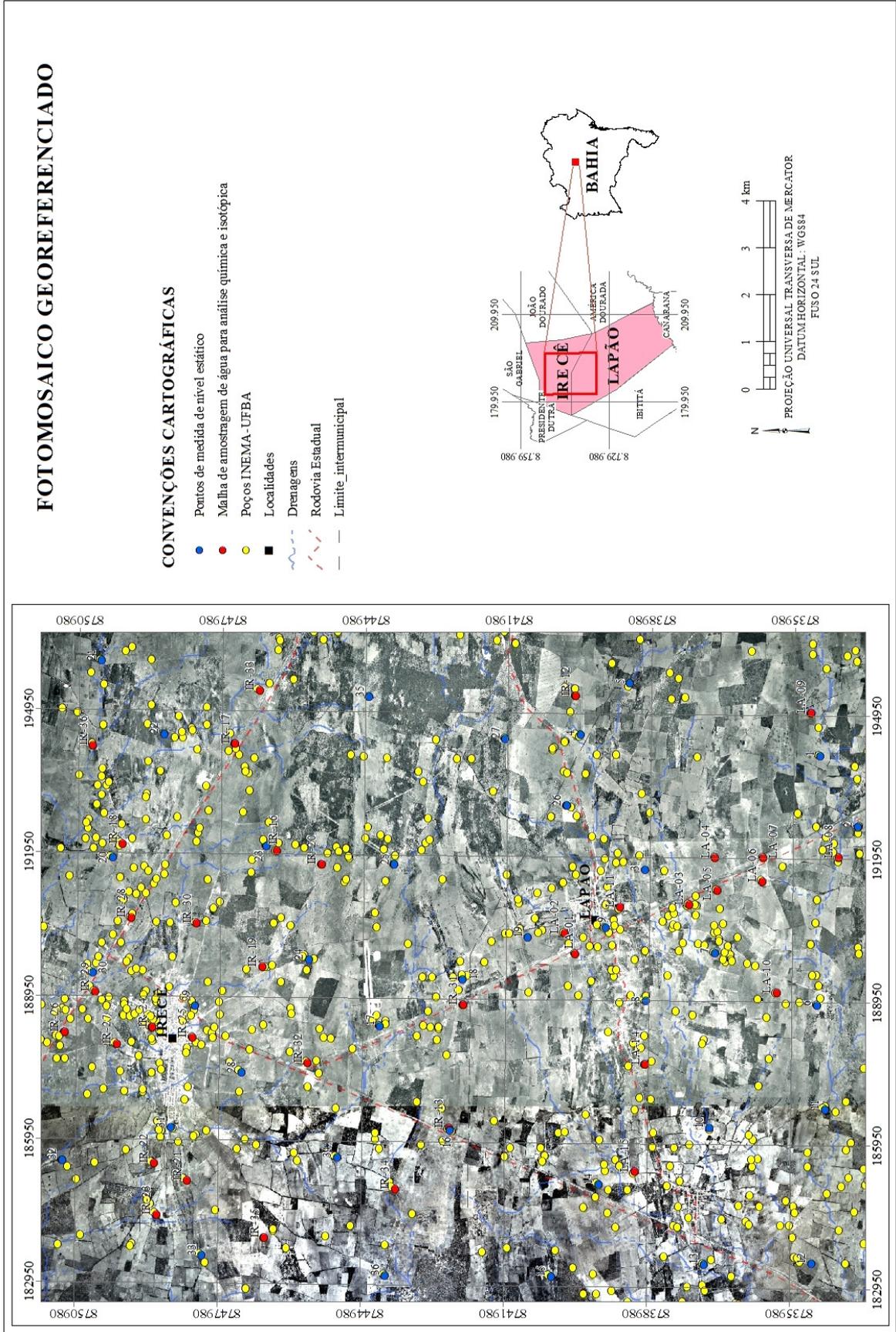


Figura 20: Fotomosaico Georeferenciado

As medidas efetuadas em cada poço foram realizadas com auxílio do GPS diferencial (DGPS) da marca ASHTECH, modelo Promark-2, utilizando-se a base de dados localizada na estação do IBGE, base de Irecê, que dista em linha reta aproximadamente 17 km do ponto mais distante medido da área. A correção das medidas foi feita a partir da aquisição de dados dos dias trabalhados da Estação do IBGE, base de Irecê. Aliado a isso, foi medido o nível estático máximo da água na área em cada poço da malha de amostragem com o uso de um medidor de nível d'água, considerando-se a profundidade de cada poço em relação à base do terreno (Figuras 21 e 22), (NOSSA *et al.*, 2009).



Figura 21: Posicionamento do GPS diferencial (DGPS) e leitura dos dados.



Figura 22: Leitura dos dados de cota e coordenadas UTM (DGPS) e medida do nível estático (NE) de poço desativado.

Esse procedimento foi efetuado tanto na estação chuvosa, como na estação seca, com as principais direções de fluxo subsuperficiais. Para este traçado foi usado o software SURFER, versão 8.0. Em seguida, foi utilizada a ferramenta de *krigagem ordinária* do Arc Gis 9.2, para facilitar a sua representação espacial, bem como um bloco diagrama com a superfície piezométrica, também gerada no software SURFER, versão 8.0 (Figura 23).

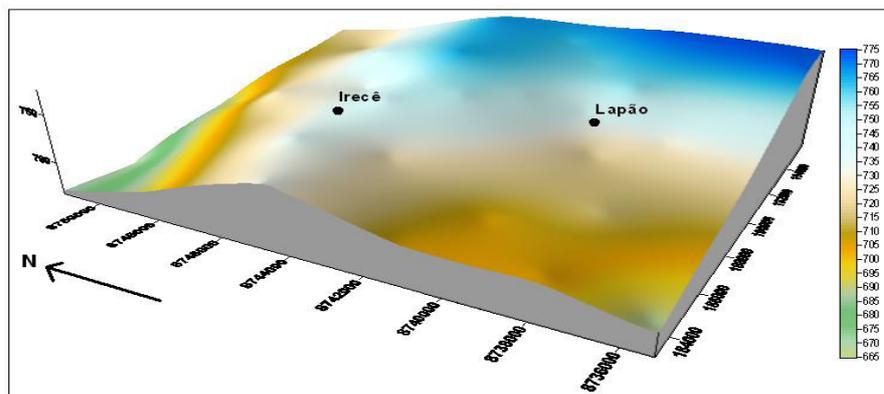


Figura 23: Bloco diagrama representativo da superfície piezométrica.

A diferença entre a altitude da boca do poço no terreno e o nível estático (NE) da água forneceu a carga hidráulica em cada poço tubular. Estes valores foram usados no traçado das isolinhas da superfície piezométrica da área (Figura 24).

A delimitação das linhas de fluxo subterrâneo auxiliou na seleção dos poços tubulares a serem utilizados na malha de amostragem para as análises físico-química, isotópicas e de compostos semi-voláteis da água subterrânea na área.

As principais fontes potenciais de contaminação existentes na área são resíduos provenientes de lixões, agrotóxicos e mineração. Desta forma, foram priorizados para pertencer à malha de amostragem, de acordo com as normas da CETESB (1988), os poços tubulares localizados à montante e à jusante dos focos potenciais de contaminação, considerando-se para tanto, o condicionamento geológico-estrutural da área, no que concerne aos sistemas de fraturas existentes e as suas diversas conexões (Figura 24).

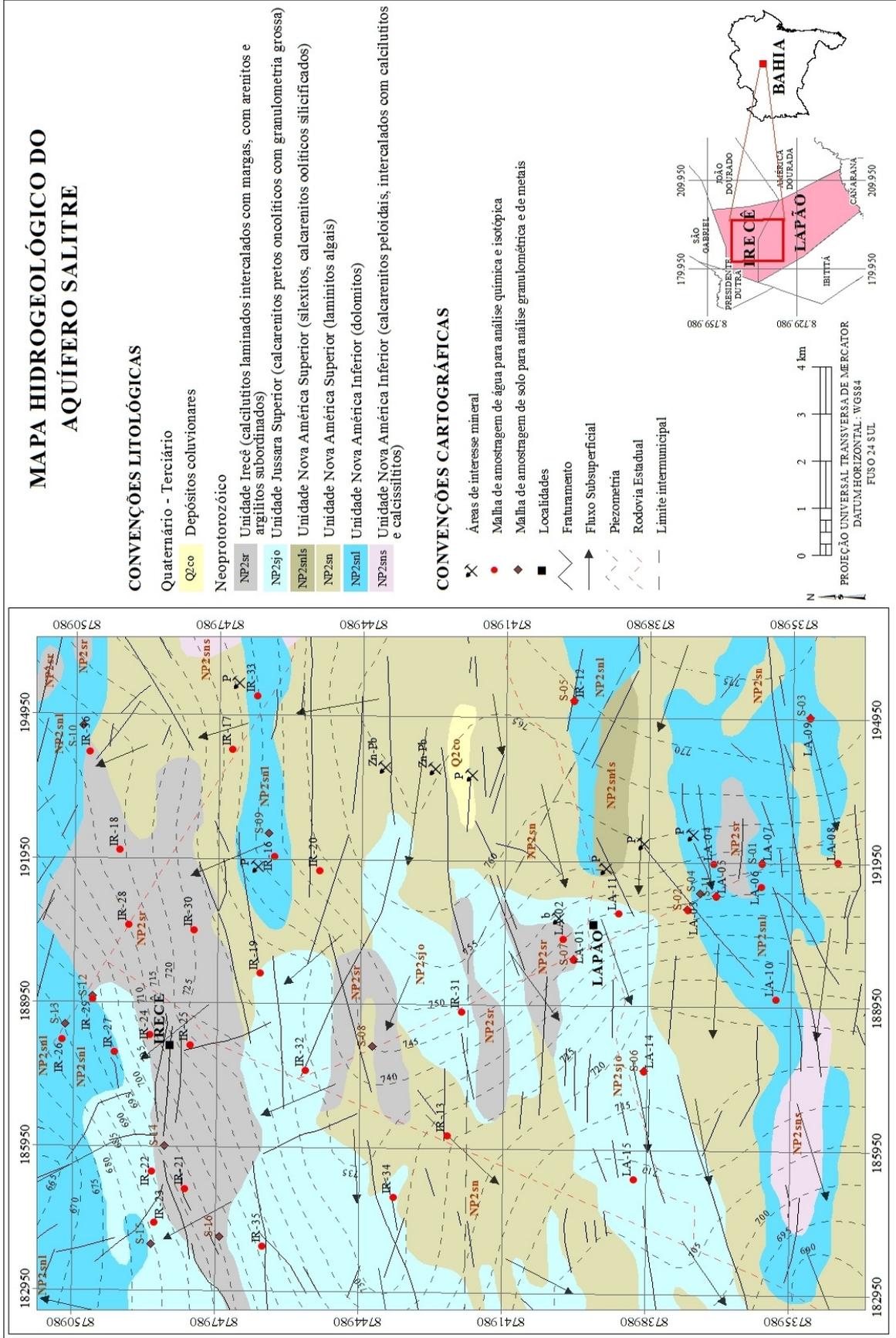


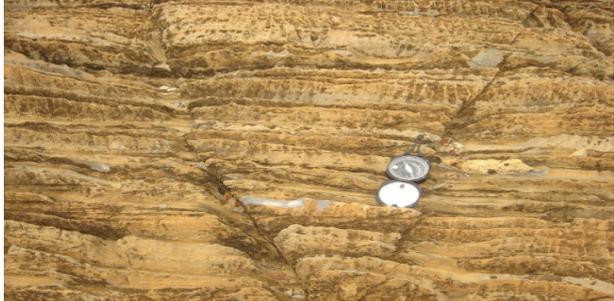
Figura 24: Mapa Hidrogeológico.

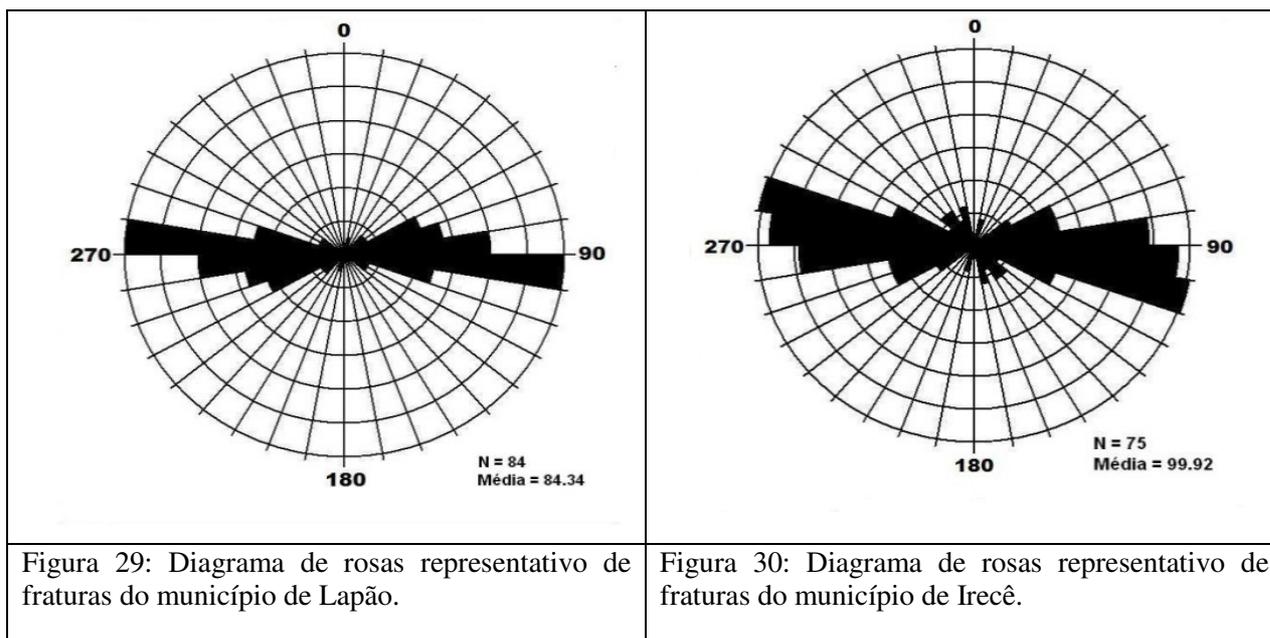
4.2.2. Mapeamento dos sistemas de fraturas

O mapeamento dos sistemas de fraturas da área (Figura 24), foi feito a partir de imagens AVNIR-2/ALOS (IBGE, 2007), com resolução espacial de 10m x 10m, utilizando-se filtros direcionais do software Spring, desenvolvido por CÂMARA *et al.* (1996), possibilitando a geração da rede de fraturamentos área (NOSSA *et al.*, 2009).

Alguns sistemas de fraturas, laminações e contatos foram observados e medidos em campo (Figuras 25, 26, 27 e 28). Em seguida, foram construídos diagramas de rosas para representação das principais fraturas presentes nos municípios de Lapão (Figura 29) e de Irecê (Figura 30) na área, utilizando-se o aplicativo *Azimuth Extension* do ArcView 3.2, da ESRI. Os dados de direções obtidos foram processados pelo software *StereoStat*, da *Rockware*, de onde se obteve os diagramas de rosas utilizados na interpretação dos resultados.

A análise dos diagramas e medidas efetuadas em campo permitiu constatar que os principais sistemas de fraturas da área se concentram no sentido E-W, concordantes com os alinhamentos regionais descritos por BRITO NEVES (1967). Sendo observados também sistemas de fraturamentos no sentido SE-NW.

	
<p>Figura 25: Contato de direção aproximadamente E-W entre calcarenitos e calcilutitos laminados na Fazenda Aliança, município de Lapão.</p>	<p>Figura 26: Fraturas de direção NW-SE, município de Irecê.</p>
	
<p>Figura 27: Boudans preenchidos provavelmente por calcita em áreas de alívio de pressão, em calcarenitos com laminação de direção E-W aflorantes na Fazenda Aliança, Lapão.</p>	<p>Figura 28: Par conjugado de fraturas de direção NW-SE e NE-SW na Fazenda Aliança, município de Lapão.</p>



4.2.3. Técnicas de coleta e preservação das amostras

Conforme apresentam CLESCERI *et al.* (1998), a coleta de amostras de água é a etapa de pesquisa mais importante para a correta interpretação hidroquímica, pois ela representa a síntese do universo estudado e dela dependem todas as demais etapas como: análises laboratoriais, interpretação dos dados e elaboração de relatórios. Desta forma é essencial que a amostragem seja feita com técnicas e equipamentos adequados para evitar todas as fontes possíveis de contaminação e perdas.

A coleta de águas subterrâneas em poços tubulares tem tradicionalmente envolvido a purga do poço para a remoção da água estagnada que pode não ser representativa da qualidade da água subterrânea da formação (BARCELONA, 1994). A norma CETESB (1988) recomenda a purga de um volume fixo do poço, geralmente entre três a cinco vezes o volume do poço. Este procedimento resulta normalmente em um volume de 15 a 150 litros de água removida de cada poço tubular antes da coleta, de forma a assegurar a substituição de toda a água estagnada por água de formação. A operação deve permitir o rebaixamento do nível de água acima do topo do filtro para permitir que a água se mova ascendentemente no mesmo.

A coleta de amostras de água foi realizada em 36 poços tubulares da área, com amostras coletadas em duplicatas, além de dois brancos compostos por água deionizada

coletados em cada campanha de campo, perfazendo um período úmido (novembro/dezembro-2009) e outro seco (junho/julho-2010). A malha de amostragem é formada por poços que distam cerca de 1km a 3 km, em linha reta, dos poços mais próximos.

4.2.3.1. Coleta de água subterrânea para análise físico-química e de compostos semi-voláteis

A metodologia de coleta e preservação das amostras para cada tipo de técnica analítica utilizada, seguiu as recomendações especificadas pelo Laboratório de Águas Minerais da CPRM - LAMIN, baseadas em SMEWW (CLESCERI, *et al.*,1998):

- ❖ Antes da coleta, foram lavados os tubos e seringas com a água do poço tubular a ser analisado, de forma a ambientar os equipamentos com a água a ser coletada (Figura31);
- ❖ Em cada local de coleta foram medidos os parâmetros físico-químicos da água (pH, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos e temperatura), com o uso de uma sonda multiparâmetros da OAKLON, modelo PCD 650, previamente calibrada (Figura 32);
- ❖ Em cada ponto de amostragem foram coletadas duas alíquotas de amostra, uma para análise de cátions por ICP-OES (*Inductively Coupled Plasma – Optical Emission Spectrometry*) e outra para análise de ânions por Cromatografia Iônica; utilizando-se tubos para centrífuga de prolipropileno de 50mL, seringas sem agulha e unidades filtrantes com membranas de 0,45µm. Ressalta-se que, foram enviadas duplicatas de cada amostra para análise, além de brancos compostos por água deionizada;
- ❖ Nas amostras para análise de Cromatografia Iônica, foram coletadas 50mL de água, utilizando-se uma seringa acoplada a um filtro com membrana de celulose com malha de 0,45µm. As amostras foram transferidas para tubos de centrífuga de prolipropileno com tampa rosqueada de 50mL, as quais foram acondicionadas e refrigeradas em caixas de isopor com bolsas de gelo gel e enviadas para o LAMIN;
- ❖ Nas análises efetuadas para os cátions pelo método ICP-OES, foram coletadas 50mL de água, utilizando-se uma seringa acoplada a um filtro com membrana de celulose 0,45µm (Figura 32). As amostras foram transferidas para tubos de centrífuga de

prolipropileno com tampa rosqueada de 50mL e acidificadas com 20 gotas de HNO_3 com concentração 1:1, para a preservação dos cátions. As amostras foram etiquetadas (Figura 33), acondicionadas e refrigeradas em caixas de isopor com bolsas de gelo gel e enviadas para o LAMIN;

- ❖ As análises de semi-voláteis foram realizadas pelo método de Cromatografia Gasosa e as coletas de amostras para análise de semi-voláteis foram efetuadas em frascos de vidro de cor âmbar de 1000mL com tampão, contendo 50mg de sulfito de sódio, adicionado previamente. Imediatamente após a coleta de cada amostra foi adicionada uma solução de 2mL de ácido clorídrico 6N para preservação, sendo posteriormente resfriadas em caixas de isopor com gelo gel a uma temperatura aproximada de 4°C e enviadas para análise no LAMIN em 4 dias;
- ❖ As amostras foram mantidas refrigeradas até o momento da análise. Para isto, durante as atividades no campo, as amostras permaneceram refrigeradas em uma câmara frigorífica a uma temperatura média de 4°C . Em seguida, as amostras foram acondicionadas com bolsas de gelo gel e enviadas ao laboratório LAMIN, para o início dos procedimentos analíticos.

4.2.3.2. Coleta de água subterrânea para análise isotópica de oxigênio-18, deutério e carbono inorgânico dissolvido ($\delta^{18}\text{O}$; δD e $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$)

As metodologias utilizadas para a coleta e estocagem das amostras são determinadas de acordo com as instruções da Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA, 2002). Os principais problemas que devem ser evitados são o fracionamento através de evaporação ou difusão do vapor de água e/ou troca isotópica com o ambiente ao redor e com o frasco de armazenamento.

A coleta de amostras de água foi realizada em 36 poços tubulares da área, em duas campanhas de campo, perfazendo um período úmido (novembro/dezembro-2009) e outro seco (junho/julho-2010). As amostras foram coletadas em frascos de vidro de cor âmbar de 100ml com tampão (Figura 33) e armazenadas refrigeradas em caixas de isopor com gelo gel.

Posteriormente, todos os dados obtidos dos poços tubulares amostrados foram registrados em fichas catalográficas com suas especificações (Figura 34).



Figura 31: Ambientação dos frascos a serem utilizados na coleta com água do poço.



Figura 32: Filtragem das amostras e preparação da sonda multiparâmetros para medida de (pH, condutividade elétrica, temperatura e STD) “in situ”.

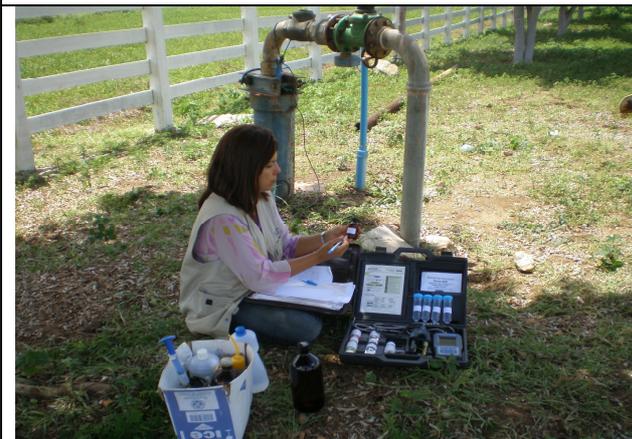


Figura 33: Etiquetagem de amostras de água em vidro âmbar, para análise de isótopos e de compostos semi-voláteis.



Figura 34: Preenchimento das fichas catalográficas com os dados de cada poço analisado.

4.2.3.3. Coleta de solos para análise granulométrica e de metais

Foram realizadas coletas de 200g de amostras de solo em 17 pontos de coleta em campo, com trado manual a 50cm de profundidade, de forma a amostrar preferencialmente o horizonte B textural, que de acordo com COUTINHO (2000), normalmente é o mais representativo dos solos da região. Em seu trabalho, foram analisados os solos da área,

constatando que até 30cm de profundidade esses solos apresentam variações na macroporosidade, relacionadas aos sistemas de cultivo implementados e recomenda coletas em profundidades superiores a 40cm para se obter solos com as características originais mais bem preservadas.

As amostragens se localizaram próximas a alguns poços da malha de amostragem selecionada para coleta de água, de forma a caracterizar tanto os Cambissolos Háplicos Eutróficos (Figuras 35 e 36), como os Latossolos Vermelhos Eutróficos (Figura 37); que são os solos típicos que ocorrem na área, descritos pela EMBRAPA (1999; 2006). As análises granulométricas foram realizadas no Laboratório de Estudos Costeiros da Universidade Federal da Bahia (LEC/UFBA).

Foram realizadas análises de metais em 07 amostras de solo coletadas em campo com trado manual à 50cm de profundidade. Os metais Cu^{+2} , Zn^{+2} , Pb^{+2} , Fe^{+2} e Ni^{+2} , foram selecionados para extração no Laboratório de Estudos do Petróleo da Universidade Federal da Bahia (LEPETRO/UFBA), em função da presença de concentrações elevadas sobretudo Pb^{+2} e Zn^{+2} , de forma a verificar os teores desses elementos no solo e a sua distribuição na área. Os locais mais propensos à contaminação como lixões e áreas de disposição de rejeitos de mineração foram priorizados para coleta e análise.

		
<p>Figura 35: Cambissolos coletados ao sul da área.</p>	<p>Figura 36: Cambissolos coletados no setor central da área, entre as cidades de Irecê e Lapão.</p>	<p>Figura 37: Latossolos associados a cotas mais elevadas coletados ao norte da cidade de Irecê.</p>

4.3. Etapa de Pós-Campo

4.3.1. Análises de compostos orgânicos semi-voláteis e físico-química

As análises das amostras de água subterrânea coletadas foram realizadas no LAMIN, seguindo a metodologia descrita em SMEWW (CLESCERI, *et al.*,1998).

Foram analisados um total de 72 parâmetros adotados para o diagnóstico hidroquímico da área, definidos com base na Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde, a qual estabelece VMP (valores máximos permitidos) para padrões de potabilidade da água para consumo humano, e na Resolução CONAMA 396/2008 que estabelece VMP para diversas finalidades, além do consumo humano, como: dessedentação de animais, irrigação e recreação.

4.3.1.1. Análise de compostos orgânicos semi-voláteis

Os compostos semi-voláteis (agrotóxicos) analisados compreenderam 32 parâmetros, dentre os sugeridos pela Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde e aqueles que são analisados pelo LAMIN: Hexachlorobenzene, Lindane, Heptachlor, Heptachlor Epoxide, Aldrin, Dieldrin, Glifosato, Gamma-Chlordane, Alpha-Chlordane, 4,4-DDT, Endrin, Methoxychlor, Molinate, Trifluralin, Simazine, Propanil, Pendimetalina, Atrazine, Alachlor, Metolachlor, Endosulfan I, Endosulfan II, Endosulfan Sulfate, Permethrin, 2,4,6-Trichlorophenol, 2,4-D, Pentachlorophenol e Bentazone, e outros como: Chlorothalonil, Melathion, Chlorpyrifos P,P-DDE, que também fazem parte dos compostos analisados regularmente pelo LAMIN (Tabela 2).

O preparo das amostras foi efetuado utilizando-se a técnica de Extração em Fase Sólida (SPE). A análise cromatográfica foi realizada pelo método de Cromatografia Gasosa acoplada a Espectrometria de Massas (GC-MS). O equipamento utilizado foi um GC-MS 4000 Varian.

Tabela 2: Compostos orgânicos semi-voláteis (agrotóxicos) analisados pelo LAMIN (CPRM), em amostras de águas subterrâneas coletadas na área.

COMPOSTO	LDP (ppb)	LQM (ppb)	FAIXAS DE TRABALHO (ppb)		VMP CONAMA 396/2008 (µg/L)	VMP PORTARIA 518/2004 (µg/L)
			BAIXA	ALTA		
HEXACHLOROBENZENE	0,030	0,080	0,01 a 0,10	0,01 a 1,60	1,00	1,00
LINDANE	0,020	0,050	0,01 a 0,10	0,01 a 1,60	2,00	2,00
HEPTACHLOR	0,013	0,041	0,01 a 0,10	0,01 a 1,60	0,03	0,03
HEPTACHLOR EPOXIDE	0,003	0,009	0,01 a 0,10	0,01 a 1,60	0,03	0,03
ALDRIN	0,001	0,003	0,01 a 0,10	0,01 a 1,60	0,03	0,03
DIELDRIN	0,010	0,040	0,01 a 0,10	0,01 a 1,60	0,03	0,03
GLIFOSATO	0,400	1,250	0,10 a 2,00	0,10 a 10,00	0,03	500,00
GAMMA-CHLORDANE	0,003	0,008	0,01 a 0,10	0,01 a 1,60	0,20	0,20
ALPHA-CHLORDANE	0,003	0,008	0,01 a 0,10	0,01 a 1,60	0,20	0,20
p,p'-DDE	0,003	0,008	0,01 a 0,10	0,01 a 1,60	2,00	2,00
4,4'-DDT	0,001	0,004	0,01 a 0,10	0,01 a 1,60	2,00	2,00
ENDRIN	0,010	0,040	0,01 a 0,10	0,01 a 1,60	0,60	0,60
METHOXYCHLOR	0,040	0,130	0,01 a 0,10	0,01 a 1,60	20,00	20,00
MOLINATE	0,010	0,040	0,10 a 2,00	0,10 a 10,00	6,00	6,00
TRIFLURALIN	0,210	0,640	0,10 a 2,00	0,10 a 10,00	20,00	20,00
SIMAZINE	0,450	1,360	0,10 a 2,00	0,10 a 10,00	2,00	2,00
PROPANIL	0,370	1,130	0,10 a 2,00	0,10 a 10,00	20,00	20,00
MALATHION	0,430	1,300	0,10 a 2,00	0,10 a 10,00	190,00	---
CHLORPYRIFOS	0,200	0,610	0,10 a 2,00	0,10 a 10,00	30,00	---
PENDIMETALINA	0,460	1,380	0,10 a 2,00	0,10 a 10,00	20,00	20,00
ATRAZINE	0,290	0,870	0,10 a 2,00	0,10 a 10,00	2,00	2,00
CHLOROTHALONIL	0,040	0,130	0,10 a 2,00	0,10 a 10,00	30,00	---
ALACHLOR	0,090	0,270	0,10 a 2,00	0,10 a 10,00	20,00	20,00
METOLACHLOR	0,260	0,790	0,10 a 2,00	0,10 a 10,00	10,00	10,00
ENDOSULFAN I	0,380	1,140	0,10 a 2,00	0,10 a 10,00	20,00	20,00
ENDOSULFAN II	0,220	0,660	0,10 a 2,00	0,10 a 10,00	20,00	20,00
ENDOSULFAN SULFATE	0,140	0,430	0,10 a 2,00	0,10 a 10,00	20,00	20,00
PERMETHRIN	0,490	1,500	0,10 a 2,00	0,10 a 10,00	20,00	20,00
2,4,6-TRICHLOROPHENOL	0,140	0,420	----	0,10 a 2,50	---	0,20
2,4-D	0,010	0,050	----	0,10 a 2,50	30,00	30,00
PENTACHLOROPHENOL	0,180	0,540	----	0,10 a 2,50	9,00	9,00
BENTAZONE	0,190	0,590	----	0,10 a 2,50	300,00	300,00

VMP: Valor Máximo Permitido pela Resolução CONAMA 396/2008 e pela Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde, para consumo humano.

LQP: Limite de Quantificação Praticável - menor concentração de uma substância que pode ser determinada quantitativamente com precisão e exatidão, pelo método utilizado (Resolução CONAMA 396/2008).

LDM: Limite de Detecção do Método - menor concentração de uma substância que pode ser detectada, mas não necessariamente quantificada pelo método (Resolução CONAMA 396/2008).

4.3.1.2. Análise físico-química

As análises físico-químicas foram realizadas considerando-se os cátions: alumínio, antimônio, arsênio, bário, berílio, boro, cádmio, cálcio, chumbo, cobalto, cobre, cromo, estanho, estrôncio, ferro, lítio, magnésio, manganês, molibdênio, níquel, potássio, selênio,

silício, sódio, titânio, vanádio e zinco; além dos ânions: brometo, cloreto, fluoreto, fosfato, nitrato, nitrito e sulfato (Tabelas 3, 9 e 10); selecionou-se para análise também o carbonato e bicarbonato, em função da litologia carbonática da área e os parâmetros dureza total, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos (STD) e pH (Tabelas 9 e 10); perfazendo um total de 40 parâmetros físico-químicos analisados.

Para análise dos ânions foi utilizado o método de Cromatografia Iônica (Figuras 38 e 39) e para as análises dos cátions foi utilizado o método ICP-OES (Figuras 40 e 41). Os cátions e ânions analisados estão relacionados na Tabela 3, perfazendo todos os elementos analisados pelo LAMIN, constantes na Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde, para análise de potabilidade, de forma a possibilitar a determinação da qualidade da água na área.

Os cálculos hidroquímicos foram executados com o *software* PHREEQC (PARKHURST & APPELO, 1999) e a representação gráfica dos resultados foi efetuada através de diagramas hidroquímicos como: Piper (PIPER, 1944), Stiff (STIFF, 1951) e Lemoine (U.S.S.L., 1954).



Figura 38: Preparação das amostras para colocar no Cromatógrafo Iônico (LAMIN/CPRM-RJ).



Figura 39: Análise dos gráficos gerados no Cromatógrafo Iônico (LAMIN/CPRM-RJ).

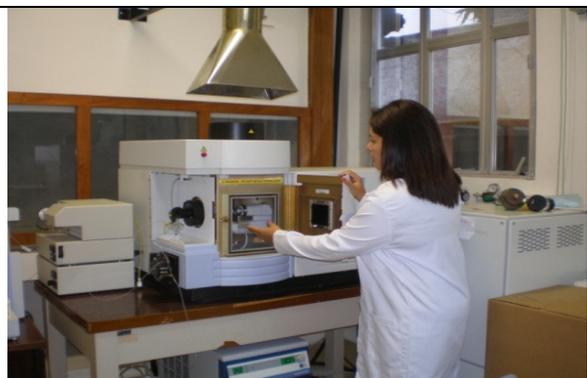


Figura 40: Análise de cátions e metais pelo método ICP-OES (LAMIN/CPRM-RJ).

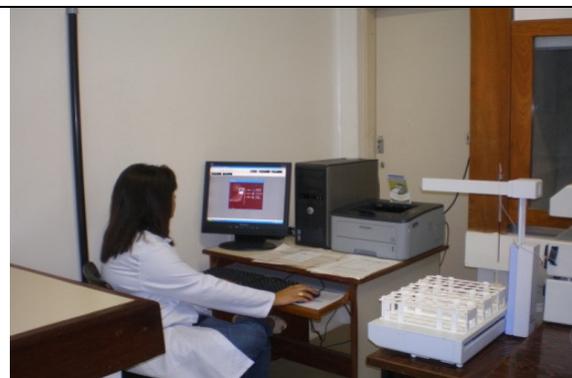


Figura 41: Análise dos resultados do método ICP-OES (LAMIN/CPRM-RJ).

Tabela 3: Parâmetros químicos analisados em laboratório (LAMIN / CPRM), referentes à amostras de água subterrânea para atender a Resolução CONAMA 396/2008 e a Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde, para consumo humano.

		VMP				VMP	
Parâmetro	LQP (mg L ⁻¹)	CONAMA 396/2008 (mg L ⁻¹)	PORTARIA 518/2004 (mg L ⁻¹)	Parâmetro	LQP (mg L ⁻¹)	CONAMA 396/2008 (mg L ⁻¹)	PORTARIA 518/2004 (mg L ⁻¹)
CÁTIONS				ÂNIONS			
Alumínio	0,003	0,200	0,200	Brometo	0,010	---	---
Antimônio	0,005	0,005	0,005	Cloreto	0,010	250,000	250,000
Arsênio	0,008	0,010	0,010	Fluoreto	0,010	1,500	1,500
Bário	0,003	0,700	0,700	Fosfato	0,100	---	---
Berílio	0,001	0,004	---	Nitrato	0,010	10,000	10,000
Boro	0,007	5,000	---	Nitrito	0,005	1,000	1,000
Cádmio	0,002	0,005	0,005	Sulfato	0,010	250,000	250,000
Cálcio**	0,010	---	---				
Chumbo	0,010	0,010	0,010				
Cobalto*	0,003	---	---				
Cobre	0,002	2,000	2,000				
Cromo	0,003	0,050	0,050				
Estanho	0,010	---	---				
Estrôncio	0,001	---	---	Observações:			
Ferro	0,002	0,300	0,300	VMP -- > Valor Máximo Permitido			
Lítio*	0,001	---	---	LQP -- > Limite de Quantificação Praticável			
Magnésio**	0,010	---	---				
Manganês	0,007	0,100	0,100				
Molibdênio	0,007	0,070	---	Métodos internos utilizados:			
Níquel	0,007	0,020	---	ICP-OES (IT-03-06-01, Ref SMEWW 3120)			
Potássio	0,005	---	---	IC (IT-03-07-01, Ref EPA 300.0)			
Selênio	0,010	0,010	0,010	Kit colorimétrico			
Silício	0,002	---	---				
Sódio	0,010	200,000	200,000				
Titânio	0,005	---	---				
Vanádio	0,030	0,050	---				
Zinco	0,020	5,000	5,000				

LQP: Limites de Quantificação Praticável do LAMIN.

VMP: Valores Máximos Permitidos pela legislação aplicável, constantes na Resolução CONAMA 396/2008 e na Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde, para consumo humano.

*: Elementos que não apresentam VMP para as portarias especificadas, no entanto apresentam VMP constantes na Resolução CONAMA 357/2005 (Classe 1 - Águas doces), onde cobalto: 0,050 (mg.L⁻¹) e lítio: 2,500 (mg.L⁻¹), que podem ser usados como referência.

** : Elementos que não apresentam VMP para as portarias especificadas, no entanto apresentam VMP constantes nas Normas Internacionais da Organização Mundial de Saúde (WHO, 2003), onde Cálcio: 75(mg.L⁻¹) e magnésio: 50(mg.L⁻¹).

4.3.2. Análise isotópica

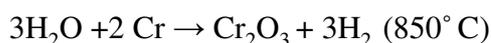
As análises das amostras coletadas foram realizadas no Laboratório de Física Nuclear Aplicada da Universidade Federal da Bahia (LFNA-CPGG/IF-UFBA). Seguem os procedimentos das análises laboratoriais efetuadas:

- ❖ Razão deutério-hidrogênio D/H (BRAND *et al.*, 2000);
- ❖ Razão O^{18}/O^{16} (EPSTEIN & MAYEDA, 1953);
- ❖ Razão C^{13}/C^{12} do Carbono inorgânico dissolvido - DIC (CRAIG, 1957).

Para a realização das análises isotópicas desenvolvidas no Laboratório de Física Nuclear Aplicada da Universidade Federal da Bahia (LFNA-CPGG/IF-UFBA), foi utilizado um sistema de espectrometria de massas contendo: um espectrômetro de massas de razão isotópica - MS Finnigan MAT Delta Plus e um reator automático H-Device Thermo Quest Finnigan, específico para a análise da razão D/H e sistema de preparação automático de amostras online, *Gas Bench II* da Finnigan, específico para as análises do $\delta^{18}O$ e $\delta^{13}C$ (DIC).

4.3.2.1. Metodologia de análise isotópica da razão deutério-hidrogênio (D/H)

Para determinar a razão deutério-hidrogênio (D/H) foi utilizado o método apresentado por BRAND *et al.*, *op cit.*, (2000), que propôs a transformação da água em hidrogênio através da sua redução à centenas de graus Celsius com cromo metálico. Alíquotas de aproximadamente 1,0µl de cada amostra de água são injetadas em um reator (HDevice da ThermoFinnigan), onde ocorre a reação de oxidação do cromo à 850°C, com conseqüente liberação do H₂, como pode ser visto na equação:



O H₂ liberado entra no espectrômetro de massas onde é analisado e referenciado à um gás padrão do próprio H₂. Para controle da qualidade das medidas, foram utilizados padrões secundários acompanhando cada lote, que é composto de amostras com composição isotópica

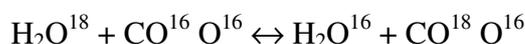
conhecida e referenciada em relação ao VSMOW (Vienna Standard Mean Ocean Water), sendo:

$$\delta D = \frac{R_{amostra} - R_{padrão}}{R_{padrão}} \times 1000 (\text{‰}) \quad \text{Onde: } R=D/H$$

Para uma série de medidas das amostras desconhecidas, referenciadas aos padrões, a incerteza destas medidas é da ordem de 1‰.

4.3.2.2. Metodologia de análise isotópica da razão O^{18}/O^{16}

A técnica utilizada para a determinação dos valores de $\delta^{18}O$ na água é a proposta por EPSTEIN & MAYEDA (1953), que consiste no equilíbrio isotópico entre o gás carbônico e a água (CO_2 - H_2O), numa temperatura geralmente de $25,0 \pm 0,1^\circ C$, por pelo menos 8h. A reação de equilíbrio isotópico ocorre da seguinte maneira:



Foi utilizado um sistema de preparação automático de amostras online, *Gas Bench II* da Finnigan, para a determinação da razão isotópica O^{18}/O^{16} , em fluxo contínuo. Para tal preparação foram utilizados 0,5 ml de água e o equilíbrio ocorreu sob uma atmosfera formada pela mistura de 0,3% de CO_2 e He, que foi injetada durante aproximadamente 5 minutos no frasco contendo a amostra de água. Após o equilíbrio de aproximadamente 18h as amostras são analisadas utilizando-se um sistema cromatográfico composto por uma coluna de adsorção, responsável pela separação dos componentes gasosos, permitindo desta forma a introdução de CO_2 no espectrômetro de massas, onde os valores de $\delta^{18}O$ foram obtidos em relação à um padrão de referência internacional.

Para o controle da qualidade das medidas foram utilizados padrões secundários acompanhando cada lote, que é composto de amostras com composição isotópica conhecida e referenciada em relação ao VSMOW (Vienna Standard Mean Ocean Water).

Sendo:
$$\delta O^{18} = \frac{R_{amostra} - R_{padr\tilde{a}o}}{R_{padr\tilde{a}o}} \times 1000(\text{‰})$$
 Onde: $R = {}^{18}O/{}^{16}O$

Para uma s\u00e9rie de medidas das amostras desconhecidas, referenciadas aos padr\u00f5es, a incerteza destas medidas \u00e9 da ordem de 0,1‰.

4.3.2.3. Metodologia de an\u00e1lise isot\u00f3pica de carbono inorg\u00e2nico dissolvido (DIC)

Para esta an\u00e1lise tamb\u00e9m foi utilizado um sistema de prepara\u00e7\u00e3o autom\u00e1tico de amostras online, *Gas Bench II* da Finnigan, para a determina\u00e7\u00e3o isot\u00f3pica do $\delta^{13}C$ do DIC em fluxo cont\u00ednuo.

Para a prepara\u00e7\u00e3o das amostras foram utilizados 30\mu l de \u00e1cido fosf\u00f3rico, em um recipiente preenchido com g\u00e1s h\u00e9lio, injetado durante aproximadamente 5 minutos no frasco, posteriormente \u00e0 adi\u00e7\u00e3o do \u00e1cido. Ap\u00f3s este preenchimento, foi adicionada \u00e0 amostra de \u00e1gua a ser analisada. Ap\u00f3s um tempo de equil\u00edbrio de aproximadamente 18h as amostras s\u00e3o analisadas utilizando-se um sistema cromatogr\u00e1fico composto por uma coluna de adsor\u00e7\u00e3o, onde ocorre a separa\u00e7\u00e3o dos componentes gasosos, permitindo que o CO_2 seja introduzido no espectr\u00f4metro de massas (Figura 42), onde os valores de $\delta^{18}O$ s\u00e3o obtidos em rela\u00e7\u00e3o \u00e0 um padr\u00e3o de refer\u00eancia internacional.

O resultado final (Figura 43) \u00e9 reportado como $\delta^{13}C(\text{‰})$ relativo ao PDB (carbonato padr\u00e3o derivado de Belemita de forma\u00e7\u00e3o Pee Dee):

$$\delta C = \frac{R_{amostra} - R_{padr\tilde{a}o}}{R_{padr\tilde{a}o}} \times 1000(\text{‰}) \quad \text{Onde: } R = {}^{13}C/{}^{12}C$$

Para uma s\u00e9rie de medidas das amostras desconhecidas, referenciadas aos padr\u00f5es, a incerteza destas medidas \u00e9 da ordem de 0,05‰.

Os laboratórios podem utilizar padrões secundários que são calibrados em função dos padrões internacionais citados acima. Neste caso, todos os valores de delta, dados em relação aos padrões secundários, devem ser convertidos para o seu respectivo padrão universal através da expressão de CRAIG (1957), dada por:

$$\delta_{X-A} = \delta_{X-B} + \delta_{B-A} + 10^{-3} \cdot (\delta_{X-B} \cdot \delta_{X-A})$$

Onde δ_{X-A} é o valor de delta da amostra X, em relação ao padrão A, e δ_{X-B} é o valor de delta da amostra X em relação ao padrão B; δ_{B-A} é o valor de delta do padrão B em relação ao padrão A.

No Laboratório de Física Nuclear Aplicada da UFBA utilizam-se os padrões secundários Bahia: PB₁ (água do mar de Salvador) e PB₂ (água de cacimba da região de Irecê) para o $\delta^{18}\text{O}$ e para o δD e soluções preparadas a partir de sais comerciais de Na_2CO_3 e Li_2CO_3 para o $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$.



Figura 42: Colocação das amostras preparadas no espectrômetro de massas para análise isotópica (LFNA-UFBA).



Figura 43: Análise dos resultados gerados no espectrômetro de massas (LFNA-UFBA).

4.4. Análise de Solos

4.4.1. Análise de metais

Foram realizadas análises de metais em 07 amostras de solo coletadas em campo com trado manual a 50cm de profundidade. Os metais Cu^{+2} , Zn^{+2} , Pb^{+2} , Fe^{+2} e Ni^{+2} , foram selecionados para extração no Laboratório de Estudos do Petróleo da Universidade Federal da Bahia (LEPETRO/UFBA). Os locais selecionados para amostragem foram os mais propensos à contaminação como lixões, áreas de disposição de rejeitos de mineração e áreas urbanas.

4.4.1.1. Metodologia de decomposição de amostras para análises de solo e determinação de metais por espectrometria de absorção atômica

A extração das amostras seguiu a metodologia preconizada por American Society for Testing Materials-ASTM D 5258, (1996) - Standard Practice for Sediments Using Closed Vessel Microwave Heating:

- ❖ Para iniciar o processo de digestão à frio, deve-se efetuar a pesagem de 1,0g de sedimento seco e pulverizado a 35°C;
- ❖ Adicionar 10mL de HNO_3 1:6 e agitar bem a suspensão por 1 minuto. Deixar em repouso à temperatura ambiente por cerca de 30 minutos, agitando ocasionalmente em intervalos de 10 minutos (Figuras 44, 45 e 46);
- ❖ Filtrar em papel qualitativo para um balão de 50mL, completando o volume com água deionizada (Figura 47);
- ❖ Para iniciar o processo de digestão à quente, a amostra previamente preparada é colocada em forno microondas em frasco fechado por 13 minutos (Figura 48);
- ❖ A amostra é retirada do forno, após tempo de repouso e colocada na capela para resfriar por um tempo aproximado de 30 minutos;

- ❖ Filtrar em papel qualitativo para um balão volumétrico de 50mL, completando o volume com água deionizada;
- ❖ Determinação de metais: Cu^{+2} , Zn^{+2} , Pb^{+2} , Fe^{+2} e Ni^{+2} , por Espectrometria de Absorção Atômica (Figura 49);
- ❖ Todas as amostras foram analisadas no laboratório em duplicata.



Figura 44: Preparação das amostras na capela (LEPETRO / UFBA).



Figura 45: Adição de HNO_3 à amostra (LEPETRO / UFBA).



Figura 46: Agitação das amostras em intervalos de regulares (LEPETRO/UFBA).

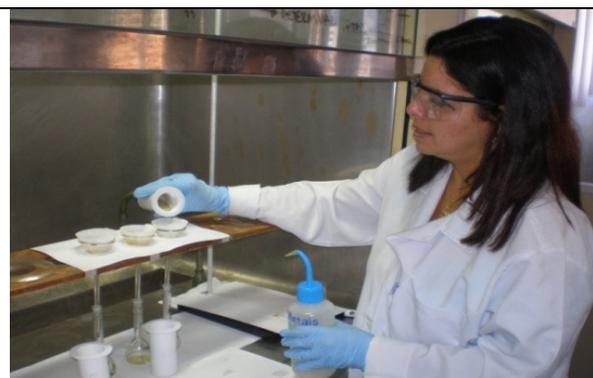


Figura 47: Filtragem das amostras em papel qualitativo (LEPETRO/UFBA).

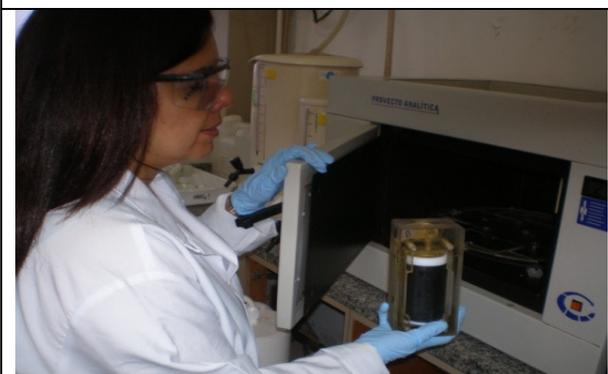


Figura 48: Início do processo de digestão à quente. A amostra previamente preparada é colocada em forno microondas. (LEPETRO/UFBA).



Figura 49: Determinação de metais: Cu^{+2} , Zn^{+2} , Pb^{+2} , Fe^{+2} e Ni^{+2} , por Espectrometria de Absorção Atômica (LEPETRO/UFBA).

4.4.2. Análise granulométrica

As análises granulométricas foram realizadas no Laboratório de Estudos Costeiros da Universidade Federal da Bahia (LEC/UFBA), em 17 amostras de solos coletados em pontos selecionados da rede de monitoramento de água a 50cm de profundidade. Foi utilizado o peneiramento a seco e quarteamento das amostras. Em seguida, foi retirada uma alíquota do material preparado e colocado no granulômetro a laser *Horiba LA 950*. Os dados granulométricos foram tratados com o software *Gradistat 4,0*, para a obtenção de parâmetros estatísticos, como mediana, diâmetro médio, seleção, assimetria, curtose, grupo textural, e porcentagem das frações granulométricas.

5. ISÓTOPOS APLICADOS À HIDROGEOLOGIA

O número atômico (Z) representa o número de prótons presentes no núcleo de um átomo e define o elemento químico e a sua posição na tabela periódica. Se o número atômico é igual, o elemento será o mesmo e terá a mesma estrutura eletrônica. Quando um elemento químico tem mesmo número atômico e diferente número de massa (dado pelo diferente número de nêutrons no seu núcleo), ele é chamado de isótopo deste elemento. Como a estrutura eletrônica de um elemento químico essencialmente determina seu comportamento químico e o núcleo é responsável por seu comportamento físico, os isótopos de um mesmo elemento apresentam propriedades químicas idênticas, mas físicas diferentes (FAURE & MENSING, 2005). Os diferentes números de massa dos isótopos possibilitam a sua identificação através da espectrometria de massa e sua utilização em estudos geológicos e ambientais. Dessa forma, é possível quantificar os diferentes isótopos de um mesmo elemento químico.

Os isótopos podem ter núcleos instáveis ou estáveis. Os isótopos de núcleos instáveis, também chamados de radioativos (isótopo pai), sofrem desintegração espontânea por emissão de partículas nucleares (α , β), ou radiação eletromagnética (γ), e geram os isótopos radiogênicos (ou filhos). Esse processo de desintegração também é chamado de decaimento radioativo. A taxa de decaimento de cada isótopo pai para o seu correspondente filho é fixa e única, sendo conhecida como constante de decaimento (λ), que representa a probabilidade de que um átomo decaia dentro de uma unidade de tempo estabelecida (FAURE & MENSING, *op cit.*, 2005). Foram identificados por CLARK & FRITZ, (1997), por volta de 1700 nuclídeos instáveis. Já os isótopos de núcleos estáveis não se desintegram por nenhum processo conhecido e correspondem a aproximadamente 270 nuclídeos.

Os isótopos ambientais são isótopos de elementos em abundância e de ocorrência natural no nosso planeta, como H, C, N, O e S. Eles são os principais elementos dos ciclos hidrológico, geológico e biológico (CLARK & FRITZ, *op cit.*, 1997).

A aplicação de técnicas isotópicas, como meio para identificar a fonte e a rota de poluentes em estudos ambientais, tem aumentado na última década (CHARALAMPIDES & MONOLIADES, 2002).

No Brasil, estudos isotópicos ainda são insipientes, em especial no que se refere à água subterrânea. A maioria dos trabalhos (BARBIERI, *et al.*, 2005; ABBOTT *et al.*, 2000; AQUILINA *et al.*, 2005; DARLING & BATH, 1998; HUDDART *et al.*, 1999; WILLIAMS, 1997; YANG *et al.*, 1999; PHILIPS & GREGG, 2003; FROST & TONER, 2004; OJIAMBO, *et al.*, 2003; CAPO *et al.*, 1998) trazem informações sobre o comportamento isotópico do oxigênio e do hidrogênio.

5.1. Isótopos Estáveis

CLARK & FRITZ (1997) definem a composição isotópica como sendo a proporção relativa entre os isótopos de um determinado elemento. Dessa forma, a molécula de água exhibe dois traçadores ambientais: o oxigênio que possui três isótopos estáveis: ^{16}O (99,764%), ^{17}O (0,037%) e ^{18}O (0,20%) de abundância. O hidrogênio possui dois isótopos estáveis: ^1H (99,985%) e ^2H (0,015%), este último chamado de deutério.

O que permite o trabalho com isótopos estáveis é a diferença de massa e o processo de fracionamento que possibilita identificar os diferentes isótopos de um mesmo elemento. Durante mudanças de estado e reações químicas, os elementos são fracionados, o que significa dizer que ocorre uma divisão de isótopos entre duas substâncias ou fases de uma mesma substância (água e vapor, por exemplo), que fornecerão diferentes razões isotópicas. O fracionamento é controlado principalmente pela diferença de massas dos isótopos e pela temperatura (FAURE & MENSING, 2005). De acordo com KENDALL & DOCTOR (2003), o fracionamento é a mudança das proporções relativas de vários isótopos estáveis devido a reações físicas, químicas e biológicas.

Para CLARK & FRITZ (*op cit.*, 1997), o fracionamento ocorre em qualquer reação termodinâmica (fusão, solidificação, evaporação e condensação), por causa das diferenças nas taxas das reações para as diferentes espécies moleculares. O resultado é uma concentração desproporcional de um isótopo em relação ao outro. Os processos químicos, físicos e biológicos podem ser vistos como reações de equilíbrio reversíveis ou reações cinéticas unidirecionais irreversíveis. Nesses dois processos pode ocorrer o fracionamento isotópico (KENDALL & DOCTOR, *op cit.*, 2003).

Cada elemento possui o isótopo mais leve, ou seja, de menor massa e o mais pesado, ou de maior massa, por exemplo: o hidrogênio de massa 1 (mais leve) e o de massa 2 (deutério, mais pesado). A energia necessária para separar as moléculas de determinada substância, corresponderá à força de ligação entre os seus elementos químicos, e conseqüentemente, entre os isótopos que formam esta molécula (CLARK & FRITZ, *op cit.*, 1997). Os isótopos mais pesados terão uma ligação mais forte e precisarão de mais energia para dissociar, do que os mais leves (Figura 50). Conseqüentemente, os núcleos mais leves reagem mais rapidamente.

O fracionamento também pode ser expresso pela relação das razões isotópicas nas diferentes fases (reações de equilíbrio), pelo fator matemático alfa (α):

$$\text{Onde,} \quad \alpha = \frac{R_A}{R_B}$$

Sendo: R_A = Razão isotópica na fase A e R_B a razão isotópica na fase B.

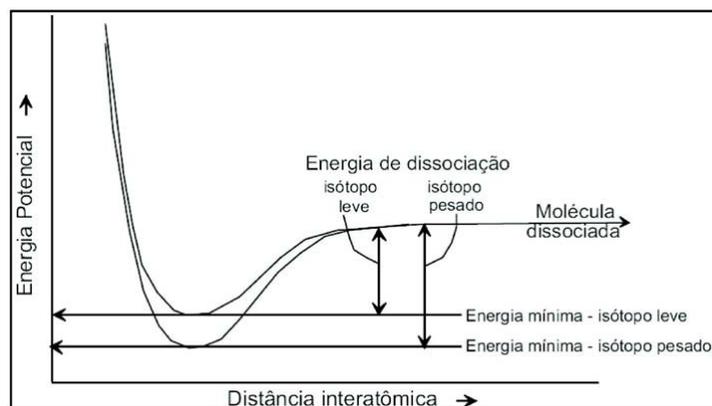


Figura 50: Relação entre a energia potencial e a relação entre os átomos para isótopos leves e pesados de uma molécula. A energia de dissociação difere para os dois isótopos e afeta a taxa de reação (Traduzido de CLARK & FRITZ, 1997).

A evaporação, a condensação e a fusão da água podem levar ao fracionamento dos isótopos de oxigênio e hidrogênio, enquanto que os processos biológicos influenciam o fracionamento do carbono e enxofre (STILLE & SHIELDS, 1997).

Considerando-se a água, as espécies moleculares mais leves são preferencialmente enriquecidas na fase vapor. Conforme ocorre a condensação, ou evaporação, o vapor residual ou líquido residual, respectivamente, se tornarão progressivamente empobrecidas ou enriquecidas, respectivamente, em relação ao isótopo pesado (HOEFS, 1997). Se for colocada água em um béquer a uma temperatura constante, em um sistema fechado, duas reações

aconteceriam: evaporação e condensação. Para evaporar, a molécula de água precisa quebrar a sua ligação com a água líquida. Os isótopos mais pesados terão ligações mais fortes, enquanto que nos mais leves, as ligações serão mais fracas, por isso na fase vapor se concentram os isótopos leves e na fase líquida os pesados.

O hidrogênio (Z=1) possui dois isótopos estáveis, ^1H e ^2H (deutério), enquanto que o oxigênio (Z=8) possui três: ^{16}O , ^{17}O , ^{18}O . No caso do oxigênio são usados os dois isótopos mais abundantes, que são ^{16}O (99,796%) e ^{18}O (0,204), para os estudos isotópicos. A razão entre esses dois isótopos ($^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$) fornece um valor de 0,00204 (CLARK & FRITZ, *op cit.*, 1997). Dessa forma, utiliza-se então, o parâmetro (δ), que expressa os desvios das razões da amostra com as razões de padrões internacionais, multiplicados por 1000:

$$\delta^{18}\text{O}_{\text{amostra}} = \left(\frac{\left(\frac{^{18}\text{O}}{^{16}\text{O}} \right)_{\text{amostra}}}{\left(\frac{^{18}\text{O}}{^{16}\text{O}} \right)_{\text{padrão}}} - 1 \right) \times 1000\text{‰}$$

Um resultado de +10‰ significa que a amostra tem 10‰ ou 1% mais ^{18}O do que a referência, ou seja é enriquecida em 10‰. Caso o valor seja negativo, a amostra é empobrecida em ^{18}O em relação ao padrão.

Como o oceano é a base do ciclo meteorológico, o padrão ideal a ser usado é o da água do mar. No caso do oxigênio e hidrogênio, o primeiro ponto de referência utilizado foi o SMOW (*Standard Mean Ocean Water*), definido por CRAIG (1961), cujas razões isotópicas foram estabelecidas através da média ponderada das medidas das composições isotópicas disponíveis das principais massas oceânicas (GRONING *et al.*, 1999). Porém não havia amostra física de água para que os laboratórios pudessem ser calibrados, então as razões isotópicas do SMOW foram definidas em relação ao padrão de água NBS-1 (água do rio Potomac do National Bureau of Standards - USA), gerando uma escala SMOW para calibração de laboratórios. Durante uma comparação laboratorial da IAEA (*International Atomic Energy Agency*), das Nações Unidas, em 1965, algumas dúvidas foram confirmadas sobre a preservação do NBS-1 e possíveis mudanças da sua composição isotópica. Em um encontro da IAEA em 1966, foi recomendado o estabelecimento de dois outros padrões, um próximo ao SMOW e outro com razões mais empobrecidas observadas na natureza.

A água do mar destilada foi misturada por CRAIG *op cit.*, (1961) a pequenas quantidades de outras amostras de água para a sua composição isotópica se tornar próxima à do SMOW e foi chamado de VSMOW (*Viena Standard Mean Ocean Water*). O segundo padrão foi obtido por PICCOTTO, para águas altamente empobrecidas em relação à água do mar, e foi chamado de SLAP (*Standard Ligth Antarctica Precipitation*), (GRONING *et al. op cit.*, 1999).

A IAEA possuía quatro padrões: VSMOW, SLAP, NBS-1 e NBS-1A. Em 1976 foi organizado um encontro de consultores e foi definido que o padrão a ser usado e aceito internacionalmente seria o VSMOW (GONFIANTINI, 1978).

5.1.1. Comportamento dos isótopos de hidrogênio e oxigênio em meio aquoso

As diferenças de massas das moléculas de água fazem com que haja uma diferença nos valores de pressão de vapor, ou seja, as moléculas de água mais leves (H_2^{16}O) terão pressões de vapor maiores do que as mais pesadas (D_2^{16}O), por isso evaporam preferencialmente em relação às mais pesadas (D_2^{18}O), uma vez que, quanto maior a pressão de vapor, mais baixo é o ponto de ebulição e mais rápida a evaporação. De forma contrária, a molécula mais pesada na fase vapor se condensa preferencialmente em relação a mais leve. Portanto, o vapor de água é empobrecido em $\delta^{18}\text{O}$ e δD relativamente à água do mar e o líquido que condensa desse vapor é enriquecido em relação ao vapor (FAURE & MENSING, 2005).

Dessa forma, durante a remoção de chuva de uma massa de ar, o vapor residual é continuamente empobrecido no isótopo pesado porque a chuva que sai do sistema é enriquecida em $\delta^{18}\text{O}$ e δD . Em todos os processos relacionados à evaporação e condensação, os isótopos de hidrogênio são fracionados proporcionalmente aos isótopos de oxigênio, pois há diferenças constantes entre as pressões de vapor de H_2O e HDO e entre as de H_2^{16}O e H_2^{18}O (HOEFS, 1997). Sendo assim, $\delta^{18}\text{O}$ e δD presentes nas moléculas de água são concentrados em proporções semelhantes durante a condensação ou evaporação.

A correlação entre δD e $\delta^{18}\text{O}$ foi observada inicialmente por CRAIG (1961), quando publicou a equação da reta meteórica (GMWL - *Global Meteoric Water Line*), em relação ao SMOW:

$$\delta^2\text{H} = 8 \times \delta^{18}\text{O} + 10\text{‰} \quad \text{SMOW} \quad (\text{CRAIG}, 1961)$$

A composição da água meteórica passa então, a ser previsível. A GMWL define a relação entre ^{18}O e ^2H para águas superficiais de todo o mundo. CLARK & FRITZ, (1997), denominam de *True Meteoric Water Line* ou Verdadeira Linha de Água Meteórica Global (Figura 51), a equação obtida a partir de dados compilados por ROZANSKI *et al.* (1993) e corrigida para VSMOW, uma vez que foi formulada em função das precipitações de 219 estações meteóricas que compõem a rede GNIP (*Global Network of Isotopes in Precipitation*) da IAEA e WMO (*World Meteorological Organization*):

$$\delta^2\text{H} = 8,17 (\pm 0,07) \delta^{18}\text{O} + 11,27 (\pm 0,65) \text{‰} \quad \text{VSMOW}$$

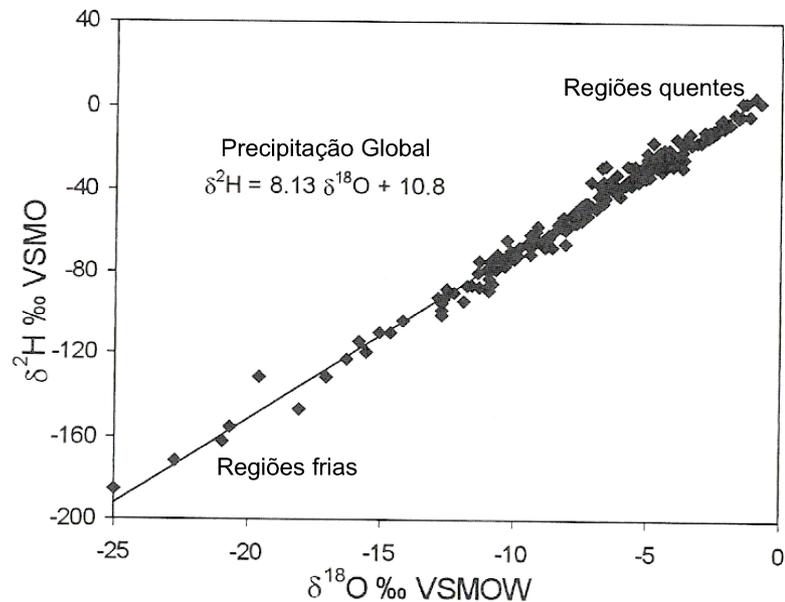


Figura 51: Gráfico $\delta\text{D} \times \delta^{18}\text{O}$ das amostras de água de precipitação coletadas em várias partes do mundo (Traduzido de ROZANSKI *et al.*, 1993).

Em condições de forte evaporação (com mudanças de temperatura, ventos, umidade e salinidade), ocorre um efeito cinético, ou de não equilíbrio nas reações, tornando o fracionamento de ^{18}O e ^2H muito maior do que em condições de equilíbrio (CLARK & FRITZ, 1997). Isso resulta no fato de que a água se torna progressivamente enriquecida em ^{18}O e ^2H durante a evaporação. Essa progressão pode ser afetada pela umidade. Em condições de 100% de umidade (reações de equilíbrio) os valores de δD e $\delta^{18}\text{O}$ da chuva coincidem com os valores médios para os oceanos (Figura 52). Quando a umidade é de 50%, os dados se localizam abaixo da GMWL e quando a umidade é de aproximadamente 85%, os valores são próximos aos da GMWL, deslocados +10‰ da água do mar. Isso explica o excesso de

deutério de 10‰ na equação da GMWL. O excesso de deutério é a intersecção da GMWL com a ordenada ($\delta^2\text{H}$) em um gráfico $\delta^{18}\text{O}$ x $\delta^2\text{H}$ e pode fornecer informações sobre a região fonte daquela chuva (FAURE & MENSING, 2005).

Fatores locais geram retas meteóricas locais (LMWL), com diferentes excessos de deutério, ou seja, são paralelas a GMWL, mas interceptam a ordenada ($\delta^2\text{H}$) em pontos distintos. Às vezes possuem diferentes inclinações, que estão relacionadas à evaporação secundária durante a chuva e variações sazonais da precipitação (CLARK & FRITZ, *op cit.*, 1997).

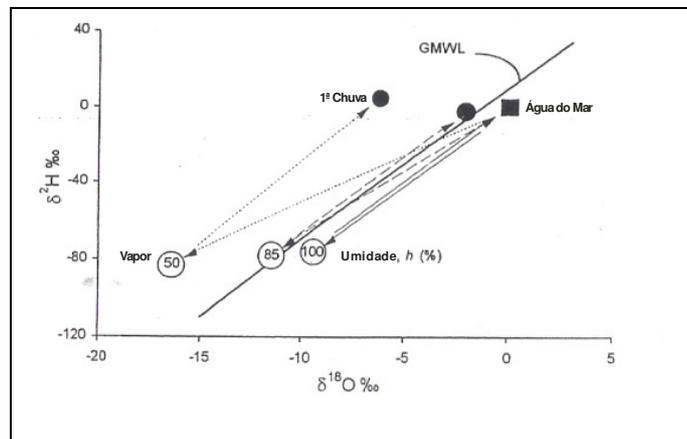


Figura 52: Efeito cinético nos isótopos durante a evaporação da água do mar para formar vapor com várias umidades (Traduzido de CLARK & FRITZ, 1997).

A distribuição de δD e $\delta^{18}\text{O}$ em águas da chuva tem sido monitorada desde 1961e analisando todos esses dados, DANSGAARD (1964) estabeleceu uma correlação linear entre temperatura e $\delta^{18}\text{O}$ da média anual das chuvas e demonstrou que as variações isotópicas na água das chuvas estão relacionadas a uma série de parâmetros ambientais, como latitude, altitude, distância da costa (continentalidade) e quantidade de precipitação. Dessa forma a temperatura interfere mais nas composições em regiões continentais próximas aos pólos, enquanto que a quantidade de chuvas é mais influente nas regiões tropicais.

A relação meteórica de ^{18}O e ^2H é obtida do fracionamento durante a condensação da massa de vapor, durante a chuva que é responsável pela dissociação de ^{18}O e ^2H entre regiões quentes e frias (CLARK & FRITZ, 1997). Conforme ocorre o movimento das massas de ar para regiões mais frias, ocorre o seu resfriamento e começa a perder vapor para a chuva, que carrega os isótopos pesados. A chuva destila os isótopos pesados do vapor e empobrece a fase vapor, gerando precipitações cada vez mais empobrecidas em ^{18}O (Figura 53). Quanto menor

for a quantidade de vapor, maior será o fracionamento e maior também será o enriquecimento da chuva e, conseqüentemente, mais empobrecido fica o vapor.

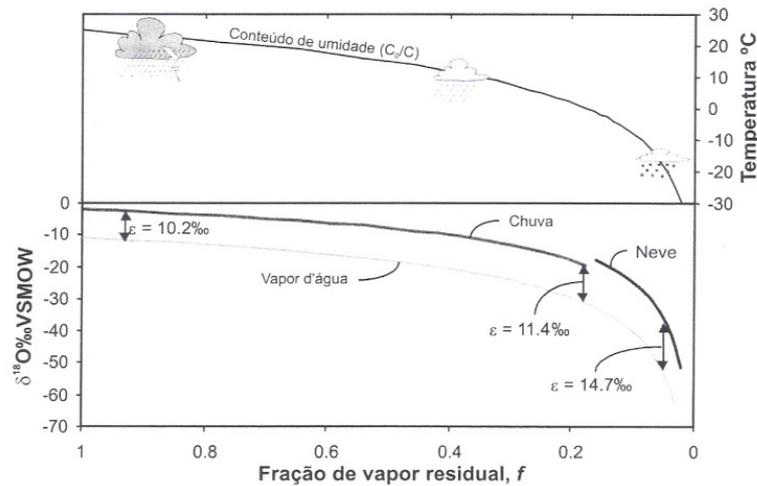


Figura 53: Mudança no conteúdo de $\delta^{18}\text{O}$ da chuva, começando com $\delta^{18}\text{O}_{\text{vapor}}: -11\text{‰}$, com temperatura de 25°C e temperatura final de -30°C (Traduzido de CLARK & FRITZ, 1997). (Nota: ε = enriquecimento da fase vapor).

A partir do entendimento desse processo, os efeitos citados são explicados por (CLARK & FRITZ, *op cit.*, 1997), da seguinte forma:

❖ Efeito da Latitude

Devido à forte correlação entre $\delta^{18}\text{O}$ e a temperatura, espera-se que as precipitações em altas latitudes (próximas ao pólo) tenham razões mais empobrecidas em $\delta^{18}\text{O}$ (valores mais negativos) do que nas regiões de baixas latitudes (próximas ao Equador). Dessa forma, os valores de $\delta^{18}\text{O}$ são mais negativos nos pólos do que nos trópicos (Figura 54).

❖ Efeito da Altitude

Em qualquer região com altas ou baixas altitudes, a chuva orográfica ocorre conforme a massa de vapor ascendente na paisagem e resfria adiabaticamente (por expansão), formando a chuva. Em grandes altitudes, onde as temperaturas são menores, as chuvas serão empobrecidas em isótopos pesados (Figura 54). Para o valor de $\delta^{18}\text{O}$, o empobrecimento varia

de $-0,15\text{‰}$ a $-0,5\text{‰}$ a cada 100m, com um aumento da altitude; enquanto que, para o $\delta^2\text{H}$ a diminuição é de -1‰ a -4‰ . Essa análise pode ser utilizada para distinguir águas subterrâneas recarregadas a elevadas altitudes, daquelas recarregadas a baixas altitudes, ou fontes provenientes de altas ou baixas latitudes.

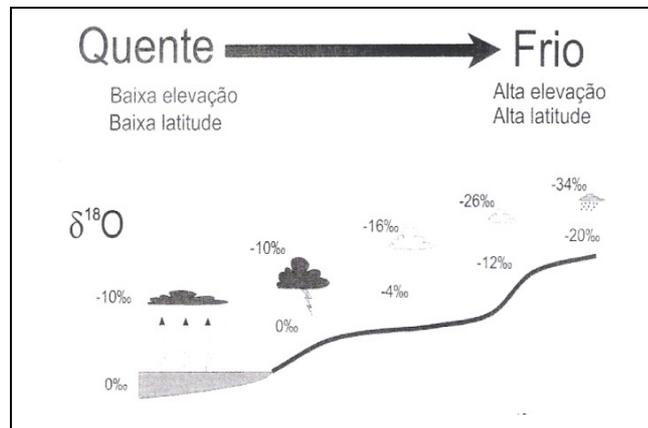


Figura 54: Efeitos da altitude, latitude e continentalidade nos valores de $\delta^{18}\text{O}$ (Traduzido de ARAVENA, 2006).

❖ Efeito da Continentalidade

As massas de ar têm o efeito de propiciar a chuva. As precipitações costeiras são isotopicamente enriquecidas em $\delta^{18}\text{O}$, enquanto que as regiões interiores, mais frias, recebem precipitações isotopicamente empobrecidas em $\delta^{18}\text{O}$, com fortes variações sazonais (Figura54).

❖ Efeito da Quantidade

Foi observada por DANSGAARD (1964) uma relação entre a quantidade de precipitação e $\delta^{18}\text{O}$. Para MAZOR (1991), quanto maior for a quantidade de chuva, mais empobrecida se torna a sua composição isotópica, uma vez que o vapor residual fica mais empobrecido. Dessa forma, os primeiros momentos da chuva são mais enriquecidos em $\delta^{18}\text{O}$ do que os momentos finais. No caso das análises mensais, chuvas dos meses de maior precipitação são mais empobrecidas em $\delta^{18}\text{O}$ do que as chuvas dos meses de menor precipitação.

5.1.2. Comportamento dos isótopos de oxigênio, deutério e carbono na água subterrânea

A composição isotópica das águas subterrâneas para GAT (1971), é semelhante à da precipitação nas áreas de recarga. A variação de toda água meteórica é fortemente atenuada durante a sua infiltração e acumulação no solo. Essa atenuação varia com a profundidade, a superfície e a característica do embasamento geológico, mas em geral águas subterrâneas profundas não demonstram variação sazonal nos valores de δD e $\delta^{18}O$ tem composição isotópica próxima à média anual de precipitações (HOEFS, 1997).

Para MAZOR (1991), no caso dos dados isotópicos de oxigênio e deutério se localizarem próximos à reta meteórica global (GMWL), é excluída a possibilidade de processos secundários de fracionamento, como a evaporação anterior à infiltração ou troca isotópica dentro do aquífero. Por outro lado, se os dados isotópicos se posicionarem abaixo da reta, pode significar que ocorreu um fracionamento ou que a água é mais antiga do que a precipitação, ou seja, a recarga ocorreu em um clima diferente do atual.

A composição isotópica das águas de regiões cársticas está relacionada com as fontes de carbono existentes neste ambiente (Figura 55), como: o carbonato presente na constituição das rochas cársticas, CO_2 do ar atmosférico, CO_2 do ar do solo e a matéria orgânica. Processos de infiltração de água das chuvas dissolvem o CO_2 , presente no ar do solo, que é uma das principais fontes de carbono das águas subterrâneas, dissociando-o em CO_3^{2-} (carbonato) e HCO_3^- (bicarbonato). O carbono também pode ser liberado no solo pela decomposição da matéria orgânica ou através de processos de respiração das raízes das plantas (CLARK & FRITZ, 1997).

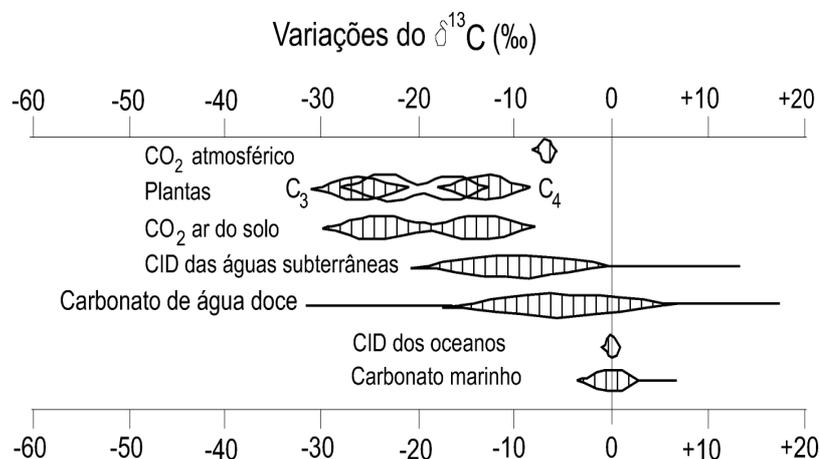


Figura 55: Faixa de valores de $\delta^{13}C$ de compostos e materiais encontrados na natureza. (Traduzido de CLARK & FRITZ, 1997).

Os principais ciclos fotossintéticos conhecidos como C₃ e C₄, interferem na composição isotópica do carbono, ocasionando a dissolução do CO₂ e o enriquecimento de $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$ (O'LEARY 1988). O ciclo C₃ é caracterizado por vegetação natural arbustiva, com valores de $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$ que variam, em geral, entre -24‰ e -30‰, com um valor médio em torno de -27‰. O ciclo C₄, por sua vez, é caracterizado por plantas com $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$ variáveis no intervalo de -10‰ a -16‰, com valor médio em torno de -12,5‰, compreendendo vegetações cultivadas como cana-de-açúcar, milho e sorgo (VOGEL, 1993).

Na área predominam plantas com o ciclo fotossintético C₄, com valores médios de $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$ que variam de -11,5‰ (2009) a -10,6‰ (2010), (Tabela 17) estando, portanto, no intervalo considerado para áreas cultivadas.

5.1.3. Isótopos de carbono

O carbono é um dos principais elementos da natureza, uma vez que a matéria orgânica viva é composta principalmente de carbono, os ciclos de outros elementos importantes como nitrogênio e oxigênio são influenciados pelo ciclo desse elemento e as alterações antrópicas em muitas fases do seu ciclo biogeoquímico já estão influenciando o equilíbrio de muitos ecossistemas e da atmosfera global com desmatamentos, queimadas, efluentes domésticos, uso de combustíveis fósseis, dentre outros.

O elemento carbono possui três isótopos naturais: dois estáveis ¹²C e ¹³C, com abundâncias respectivas de 98,99% e 1,11% e um radioativo ¹⁴C. A composição isotópica é expressa pela relação entre o isótopo raro e o isótopo mais abundante, em geral o isótopo mais pesado sobre o mais leve (CLARK & FRITZ, 1997):

$$R = \text{raro/abundante} = \text{pesado/leve} = {}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C}$$

Essa razão isotópica é representada pelo desvio entre a razão de uma amostra em relação a um padrão, representada na notação δ , dada por:

$$\delta^{13}\text{C}_{\text{amostra}} = \left(\frac{({}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C})_{\text{amostra}}}{({}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C})_{\text{padrão}}} - 1 \right) \times 1000\text{‰}$$

Para as análises de $\delta^{13}\text{C}$ são utilizados o padrão PDB derivado do fóssil *belemnitella americana* da Formação Cretácea Pee Dee, aflorante na Carolina do Sul (USA), (UREY *et al.*, 1951). Em 1957, CRAIG formalizou a introdução do PDB como padrão internacional para todos os compostos de carbono, incluindo, principalmente: CO_2 , carbono inorgânico dissolvido (DIC) e carbono orgânico dissolvido (DOC).

5.1.4. Excesso de deutério

O excesso de deutério “*d*”, definido por DANSGAARD (1964) como o desvio na reta meteórica, calculado como:

$$d = \delta\text{D} - 8 \times \delta^{18}\text{O}$$

Fornece informações adicionais sobre o ciclo hidrológico. O seu valor reflete o fracionamento cinético que acontece durante processos de não-equilíbrio tais como evaporação sobre a superfície do oceano, que é o principal, evaporação e formação das chuvas abaixo da base das nuvens (MERLIVAT & JOUZEL, 1979).

O excesso de deutério no vapor, sobre a superfície do oceano, cresce com o aumento da temperatura (aproximadamente $0,35\text{‰}^{\circ}\text{C}$) e com a redução da umidade relativa (aproximadamente $0,43\text{‰}\%$) (MERLIVAT & JOUZEL, *op cit.*, 1979; JOHNSEN *et al.*, 1989). Desta forma, massas de ar sujeitas a vários episódios consecutivos de condensação e evaporação produzem precipitação com valores elevados de excesso de deutério.

5.1.5. Fatores que modificam a composição isotópica das águas subterrâneas

A composição isotópica das águas subsuperficiais pode sofrer alterações, em função de processos que podem atuar antes, durante ou após a recarga (GAT, 1971; DINCER *et al.*, 1974):

❖ Evaporação antes da infiltração

Entende-se por evaporação, GAT *op cit.*, (1971), além dos processos normais que ocorrem nas águas superficiais, a evaporação das águas de precipitação nos solos, nos aquíferos, além da evapotranspiração realizado pelas plantas.

Qualquer que seja o processo de evaporação, a tendência natural é que ocorra um enriquecimento em isótopos pesados; com exceção do processo de evapotranspiração, no qual não foi observado nenhum tipo de fracionamento, conforme resultados obtidos por GAT & ISSAR (1974), ZIMMERMANN *et al.*, (1967), ZAK e GAT (1975), FONTES & GONFIANTINI (1967) e MERLIVAT (1970).

ZIMMERMANN *et al.*, (1967) e GAT & TZUR (1967), estabeleceram que no caso de evaporação da água do solo, o enriquecimento em isótopos pesados depende do tipo de cobertura vegetal do terreno e do tipo de solo presente.

❖ Trocas com minerais do sistema aquífero

O fracionamento devido a troca isotópica com os minerais formadores de rochas é em geral favorecido em ambientes de alta temperatura e baixos valores de pH. As reações de troca que ocorrem com maior frequência são observadas em carbonatos, sulfatos e silicatos.

❖ Áreas de recarga preferenciais

Quando a recarga do aquífero não ocorre diretamente sobre a região onde este se localiza, mas em regiões de afloramento de contato geológico, a água resultante poderá ter sua composição isotópica modificada devido ao seu movimento interno. Dessa forma, o movimento de descida pode favorecer o empobrecimento em isótopos pesados de oxigênio. Para os casos em que a área de recarga se situa em altitudes diferentes daquelas da região, as condições de precipitação podem ser diferentes, e conseqüentemente, as águas de recarga teriam composição isotópica diferentes das águas de precipitação local (GAT, 1971).

❖ Recargas ocorridas no passado

GAT *op cit.*(1971), apresenta valores de composição isotópica de águas subterrâneas bastante diferentes dos valores da composição isotópica de precipitação. Estes resultados foram reconhecidos como provenientes de recargas passadas, em que foram obtidos baixos teores de ^{14}C e trítio, do que se conclui serem águas velhas, cujas idades, em geral, são superiores a 1.000 anos, quando a precipitação apresentava composição isotópica diferente da atual.

❖ Misturas com águas de outras fontes

Para GAT, (1971), outro fator que pode produzir espalhamento nos dados isotópicos em uma dada estação de coleta é a mistura de diferentes corpos de água. Em geral, a mistura se processa com fontes de origem não meteórica, tais como: salmouras, águas juvenis, infiltração de águas do mar ou de águas originárias de regiões próximas de contatos geológicos, onde o fluxo pode ser facilitado pela presença de fraturas. No processo de mistura, a água resultante apresenta características intermediárias entre os vários tipos de água que lhe deram origem. Assim sendo, uma água proveniente da mistura de águas de precipitação com águas sujeitas à evaporação interna irá apresentar composição isotópica entre a da água de precipitação e aquela da água sujeita à evaporação.

5.2. Caracterização Isotópica das Bacias de Irecê e Salitre

A predominância de valores isotópicos negativos para as águas da Formação Salitre é sugestiva de processo de progressiva depleção dos isótopos pesados pelo efeito continental, conforme citado por GAT (1971), sugerindo que a origem dessas águas pode ser explicada pela evaporação das águas superficiais do Oceano Atlântico Subtropical, cujos vapores são carregados pelos ventos predominantes de Leste para Oeste. Na medida em que adentra pelo continente, o vapor sobe para maiores altitudes quando transpõe serras com picos de até 1200m, como a serra da Babilônia, localizada 50km a Oeste de Irecê, como constatado também por (BERALDO, 2005).

A temperatura da massa de vapor diminui com a altitude até atingir o ponto de condensação iniciando as primeiras precipitações em condições de equilíbrio. Nesse momento inicia-se o processo de fracionamento isotópico, sendo as primeiras chuvas enriquecidas em isótopos pesados. O processo continua até atingir a área de estudos, quando o vapor d'água na atmosfera já está bastante empobrecido em isótopos pesados com a combinação dos efeitos: continentalidade e altitude (GAT, *op cit.*,1971).

Na Bacia do rio Salitre foi constatado por SANTOS (2008), que o $\delta^{18}\text{O}$ variou no aquífero cárstico de (-5,0‰ a -1,6‰), ou seja, as variações obtidas em toda a Bacia são muito similares às variações da área de estudo, que compreende um polígono de 250km². Essa situação pode ser justificada ao se analisar as médias anuais das composições isotópicas de $\delta^{18}\text{O}$ para as precipitações na região obtidas na estação mais próxima, a estação de Lençóis, localizada a 52km da área, que registra precipitações bem distribuídas no intervalo de (-0,9‰ a -7,4‰), como constatado por AZEVEDO *et al.*(1991).

Na região de Irecê foram obtidos valores médios nas análises de isótopos de oxigênio [$\delta^{18}\text{O}$] por SIQUEIRA (1978) de -5,4‰; BASTOS LEAL & SILVA (2004) de -4,9‰ para a Bacia de Irecê; BERALDO (2005) de -4,9‰ e SANTOS (2008) de -4,0‰ para a Bacia do rio Salitre. Esses valores são considerados muito próximos entre si.

BASTOS LEAL & SILVA (2004), obtiveram valores médios para análises de isótopos de deutério [δD] de -30,0‰ e BERALDO (2005) de -30,8‰. SANTOS (2008), obteve valores médios de [δD] de -30,0‰ e valores médios para as análises de isótopos de carbono inorgânico dissolvido [$\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$] de -8,9‰.

BERALDO (2005), obteve valores médios de excesso de deutério [d] de 6,2‰, para poços analisados na região de Irecê e BASTOS LEAL & SILVA (2004) constataram valores médios de [d] de 8,7‰.

6. VULNERABILIDADE DE AQUÍFEROS À CONTAMINAÇÃO

A terminologia “vulnerabilidade das águas subterrâneas à contaminação”, foi introduzida por (MARGAT, 1968) e teve sua origem nos mapas de proteção das águas subterrâneas que começaram a ser elaborados em meados do século passado. Desde então, houve um período de desenvolvimento de vários tipos de metodologias para avaliar a vulnerabilidade de aquíferos à contaminação (VRBA & ZAPOROZEC, 1994).

Na década de 80, algumas metodologias foram desenvolvidas e aplicadas em várias partes do mundo, como: DRASTIC (ALLER *et al.*, 1987) nos EUA, e GOD (FOSTER, 1987; FOSTER & HIRATA, 1988) no Reino Unido.

Na década de 90, a investigação sobre vulnerabilidade foi centrada no desenvolvimento de critérios e metodologias para a sua evolução, destacando-se a metodologia SINTACS (CIVITA, 1994).

Desde o final do século XX e início do século XXI, cabe destacar as contribuições realizadas sobre análise de vulnerabilidade de aquíferos cársticos, resultando no desenvolvimento de algumas metodologias, como: EPIK (DOERFLIGER & ZWAHLEN, 1997), PI (GOLDSCHIEDER, 2002) e COP (VÍAS *et al.*, 2002; 2006).

O conceito de vulnerabilidade foi preliminarmente utilizado por LE GRAND (1964), nos EUA; por ALBINET & MARGAT (1970), na França e por TALTASSE (1972), no Brasil. Nos anos 80, destacam-se os trabalhos: ALLER *et al.* (1987); BACHMAT & COLLIN (1987) e FOSTER & HIRATA (1988).

VRBA & ZAPOROZEC (1994) definem a vulnerabilidade como uma propriedade intrínseca do sistema de água subterrânea que depende da sensibilidade do mesmo aos impactos humanos e/ou naturais. Desta definição se conclui que, os autores incluem na mesma o sistema subterrâneo e os contaminantes, tanto naturais como artificiais.

Para HIRATA & FERNANDES (2005), o termo vulnerabilidade é definido como a susceptibilidade intrínseca do meio aquífero em ser adversamente afetado por uma carga

contaminante de natureza antrópica. Neste caso, ao citar uma carga contaminante imposta, os autores parecem restringir-se a uma contaminação de origem artificial.

Outro conceito intimamente relacionado à vulnerabilidade é o de perigo à contaminação das águas subterrâneas que é definido por FOSTER & HIRATA (1988), como a inter-relação entre a vulnerabilidade do aquífero e uma carga contaminante potencial, associada a uma atividade já existente.

VRBA & ZAPOROZEC (1994) e posteriormente, ZWAHLEN (2004), estabeleceram as bases para a evolução da cartografia de vulnerabilidade intrínseca, através da subdivisão da área em categorias de acordo com a capacidade que possui o meio subsuperficial de proteger o aquífero. Esses autores propuseram uma distinção entre os conceitos de vulnerabilidade intrínseca e específica, que são definidas como:

- ❖ Vulnerabilidade Intrínseca: é a susceptibilidade de um aquífero à contaminação natural, em função de suas características geológicas e hidrogeológicas, independente da natureza dos contaminantes, considerando-se também os atributos do meio, como os condicionantes climáticos da área.
- ❖ Vulnerabilidade Específica: é a susceptibilidade de um aquífero a um contaminante ou grupo de contaminantes em função das suas características e suas relações com os componentes da vulnerabilidade intrínseca.

Existem vários métodos para avaliar a vulnerabilidade intrínseca à contaminação em aquíferos cársticos, dentre os quais se destacam os métodos EPIK (DOERFLIGER & ZWAHLEN, 1997), PI (GOLDSCHIEDER, 2002) e COP (VÍAS *et al.*, 2002; 2006).

Desta forma, o emprego da cartografia de vulnerabilidade para a gestão de risco e para o planejamento do território é um instrumento útil e eficaz para a prevenção do processo de contaminação. A utilização de uma cartografia específica para cada tipo de contaminante é uma tarefa que demanda um elevado custo econômico e temporal, haja visto que, muitas substâncias podem afetar o aquífero e teriam, portanto, que ser analisadas.

As variáveis que interferem na vulnerabilidade dos aquíferos dependem da área de estudo, e neste sentido, VRBA & CIVITA (1994) estabeleceram dois grandes grupos de atributos, segundo o grau de importância primária (recarga, solo, zona não saturada e zona

saturada), e secundária (topografia, substrato do aquífero e contato com águas superficiais ou marinhas). Sendo assim, estes atributos podem ser definidos como:

- ❖ Recarga: sua importância reside tanto no transporte de contaminantes da superfície até o interior do aquífero, como também nos processos físicos e químicos que atuam no sistema solo-rocha-água com distinta intensidade;
- ❖ Solo: esse atributo é muito importante no que concerne à capacidade de proteção dos aquíferos frente à contaminação. Os processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem neste ambiente, tendem a minimizar o impacto dos potenciais contaminantes. São estimados em função da textura, estrutura e matéria orgânica presentes neste ambiente;
- ❖ Zona não saturada: é uma variável importante para se estimar a vulnerabilidade intrínseca de aquíferos, sobretudo em áreas com solos rasos ou ausência de solo; pois nesses casos essa zona se converte na principal camada de proteção da água subterrânea. Os principais parâmetros a serem considerados nesta zona são: litologia, permeabilidade e espessura, além do grau de confinamento em que se encontra o aquífero;
- ❖ Zona saturada: os principais parâmetros utilizados para estimar a vulnerabilidade nestas áreas são: porosidade, condutividade hidráulica, transmissividade e direção do fluxo subterrâneo.

Para a elaboração de um mapa de vulnerabilidade intrínseca de aquíferos é necessário se efetuar uma combinação entre esses e outros fatores que podem ser relacionados em função das especificidades de cada aquífero e cuja ponderação de atributos, irá variar conforme a metodologia a ser considerada.

6.1. Metodologias para determinação da vulnerabilidade de aquíferos cársticos

Os aquíferos cársticos apresentam uma série de características que os diferenciam dos aquíferos granulares e que não são consideradas pela maior parte dos métodos convencionais de determinação da vulnerabilidade (ANDREO, 2004). Para este tipo de aquíferos existem muito poucas metodologias propostas.

Em aquíferos granulares e fissurais a capacidade de atenuação de contaminantes pode ser elevada pela presença de solo e sedimentos areno-argilosos na zona não saturada. No entanto, em aquíferos cársticos, essas camadas de proteção podem não existir e, portanto, sua capacidade de atenuação de contaminantes é mínima e sua vulnerabilidade tende a ser elevada. Aliado a isso, a zona não saturada em aquíferos cársticos pode perder grande parte da sua função filtrante diante do ingresso de contaminantes no meio em função do processo de carstificação ao qual a rocha carbonática é submetida, reduzindo o tempo de trânsito dos contaminantes ANDREO *op cit.*, (2004). Toda essa situação implica na necessidade de se utilizar métodos específicos para a avaliação da vulnerabilidade em aquíferos cársticos.

Em investigações sobre aquíferos cársticos DALY *et al.* (2002) e ZWHALEN, (2004) determinaram que os fatores condicionantes da vulnerabilidade deste tipo de aquífero são: concentração do fluxo (C), camada de proteção (O), precipitação (P) e processo de carstificação (K).

Esses parâmetros são descritos por VÍAS *et al.* (2004; 2006):

- ❖ Concentração do Fluxo (C): esse atributo é específico de aquíferos cársticos e representa o grau em que a proteção natural da zona não saturada se modifica por condições de superfície que anulam sua capacidade de filtração. Quando a água se concentra em locais onde pode ocorrer uma infiltração rápida, como nos sumidouros cársticos, a água juntamente com os contaminantes alcança diretamente o nível piezométrico sem ocorrer nenhum tipo de atenuação. Desta forma, esse fator tem especial importância em formas cársticas superficiais que favorecem a rápida infiltração da água e, por conseguinte, o seu desenvolvimento;
- ❖ Camada de Proteção (O): esse fator é indicativo da proteção natural do aquífero à contaminação da água subterrânea. Pode ser avaliado em função das características do solo e da zona não saturada;

- ❖ Precipitação (P): esse é um fator externo às características intrínsecas do aquífero e a sua atuação consiste na interferência no transporte de contaminantes para o interior do aquífero e na influência do processo de diluição e atenuação de contaminantes. Esse parâmetro é avaliado em função da quantidade e intensidade de precipitação;
- ❖ Processo de Carstificação (K): esse atributo considera fundamentalmente as características da zona saturada. O grau de carstificação do aquífero é um aspecto determinante, que condiciona seu comportamento hidrogeológico, além de parâmetros como: tempo de trânsito de um contaminante potencial, concentração máxima do mesmo e a duração de um potencial evento de contaminação.

Nos aquíferos cársticos o fluxo de água subterrânea e os potenciais contaminantes migram através da matriz da rocha e, sobretudo, através das fraturas e condutos cársticos. Dessa forma, para avaliar a vulnerabilidade intrínseca deste tipo de aquíferos VRBA & CIVITA (1994), descrevem como principais métodos: EPIK (DOERFLIGER & ZWAHLEN, 1997), PI (GOLDSCHIEDER, 2002) e COP (VÍAS *et al.*, 2002; 2006).

6.1.1. Método EPIK

Foi o primeiro método de cartografia de vulnerabilidade para sistemas cársticos, desenvolvido na Suíça por DOERFLIGER & ZWAHLEN (1997). O nome deriva de: Epicarste (E), Cobertura de Proteção (P), Condições de Infiltração (I) e Sistema de Carstificação (K), que são as características relacionadas ao fluxo e ao transporte através de sistemas cársticos.

O epicarste é uma zona de intensa carstificação e com elevada permeabilidade, próxima à superfície (TRIPET *et al.*, 1997), à qual se atribuem três valores: E_1 corresponde a uma rede cárstica típica formada por dolinas, depressões, cavidades, grutas, etc.; E_2 apresenta superfícies frágeis na zona superficial que geram alinhamentos, como vales secos, alinhamentos de dolinas, etc. e E_3 caracterizado pela ausência de morfologia cárstica.

A cobertura de proteção é formada pelo solo e outros materiais de cobertura como depósitos glaciais, siltes, argilas aluviais, leques aluviais, etc. A este parâmetro se atribuem quatro valores de P_1 a P_4 , em função da espessura da cobertura.

O parâmetro infiltração é o mais complexo de ser estimado. I_1 se aplica a regiões com vias acessíveis à infiltração direta. I_2 e I_3 se empregam em zonas com declividades entre 0 e 25% e I_4 em áreas com declividades superiores a 25%.

Ao parâmetro sistema de carstificação, é atribuído três valores: K_1 para uma rede cárstica bem desenvolvida, K_2 para zonas pobremente carstificadas e K_3 para aquíferos cársticos com descarga em meios porosos, ou que apresentem fraturamento subordinado.

O método também inclui quatro fatores de ponderação (α , β , γ e δ), aplicados a cada parâmetro EPIK, para avaliação do seu peso relativo no cálculo do índice de vulnerabilidade intrínseca.

Este índice de vulnerabilidade, também denominado de fator de proteção, é dado pela expressão:

$$V_i = (\alpha \cdot E_i) + (\beta \cdot P_i) + (\gamma \cdot I_i) + (\delta \cdot K_i)$$

Onde:

V_i - índice de vulnerabilidade na área i ;

E_i , P_i , K_i - valores relativos aos parâmetros E, P, I e K;

α , β , γ , δ - fatores de ponderação correspondentes aos parâmetros EPIK.

Os valores relativos para os parâmetros E, P, I e K são:

E1	E2	E3	P1	P2	P3	P4	I1	I2	I3	I4	K1	K2	K3
1	2	3	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3

A diferença da maioria dos outros métodos, é que o EPIK fornece vulnerabilidades crescentes, à medida em que diminuem os valores relativos dos parâmetros considerados. Isto é, o método aponta mais para a definição do fator de proteção das águas subterrâneas, do que para a vulnerabilidade.

DOERFLIGER & ZWAHLEN (1997) consideram que à partir dos valores relativos e dos fatores de ponderação, tem-se que o índice de vulnerabilidade ou fator de proteção de um aquífero em meio cárstico pode variar entre extremos de 9 (mais vulnerável), até 34 (menos vulnerável).

Dessa forma, a vulnerabilidade subdivide-se nas seguintes categorias:

- ❖ Vulnerabilidade alta (9-19);
- ❖ Vulnerabilidade média (20-25);
- ❖ Vulnerabilidade baixa (25-34);
- ❖ Vulnerabilidade muito baixa: quando existe uma cobertura de solo detrítico, com pelo menos 8m de espessura e baixa condutividade hidráulica.

6.1.2. Método PI

O método PI desenvolvido por GOLDSCHIEDER (2002), na Alemanha, para determinar a vulnerabilidade de aquíferos cársticos, considerando-se dois fatores: Cobertura de Proteção (P) e Condições de Infiltração (I), (Figura 56).

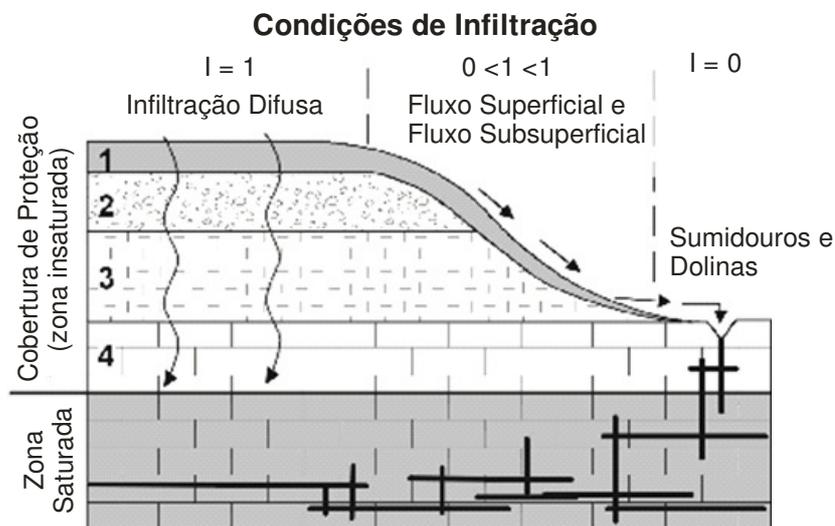


Figura 56: Representação dos parâmetros que compõem o método PI. (Traduzido de GOLDSCHIEDER, 2002)

O fator P corresponde à cobertura de proteção, é função da espessura e de propriedades hidráulicas dos estratos entre a superfície da zona não saturada e a superfície da zona saturada. A cobertura de proteção pode ser subdividida em quatro camadas:

- 1 - Parte superior do solo;
- 2 - Parte inferior do solo;
- 3 - Rochas não cársticas;
- 4 - Rochas cársticas não saturadas.

O fator P se divide em 5 classes: P=1 para um grau muito baixo de proteção, evoluindo para P=5 para camadas de proteção muito espessas.

O fator I expressa o grau com que a cobertura de proteção é perpassada pelos fluxos superficial e subsuperficial. O fator I = 1,0 caso a infiltração ocorra de forma difusa na superfície, em camadas com elevada permeabilidade e I = 0,0; quando a cobertura de proteção é completamente atravessada pelo fluxo, de forma direta, para o aquífero cárstico.

O índice de vulnerabilidade desse método é obtido através do cruzamento do mapa P com o mapa I. O mapa P demonstra a eficácia da cobertura de proteção em função da espessura e permeabilidade de todos os estratos que se distribuem acima da zona saturada. O mapa I demonstra o grau com que a cobertura de proteção é perpassada pelo fluxo. O índice PI final é obtido pela interseção dos dois mapas, mostrando as áreas que apresentam diferentes graus de vulnerabilidade. Esse índice se subdivide em classes de vulnerabilidade, como especificado na Tabela 4.

Tabela 4: Representação gráfica do método PI com suas subdivisões em classes em função do grau de vulnerabilidade.

	MAPA DE VULNERABILIDADE MÉTODO PI		P – MAPA Função de proteção das camadas de recobrimento		I – MAPA Grau de infiltração	
	Descrição	π - Fator	Descrição	P - Fator	Descrição	I - Fator
	EXTREMA	0-1	Muito Baixa	1	Muito Alta	0,0-0,2
	ALTA	>1-2	Baixa	2	Alta	0,2-0,4
	MODERADA	>2-3	Moderada	3	Moderada	0,4-0,6
	BAIXA	>3-4	Alta	4	Baixa	0,6-0,8
	MUITO BAIXA	>4-5	Muito Alta	5	Muito Baixa	0,8-1,0

6.1.3. Método COP

O método COP desenvolvido por VÍAS *et al.* (2002; 2006), baseia-se nas premissas da Ação Européia COST 620 (ZWHALLEN, 2004), sobre avaliação da vulnerabilidade de aquíferos à contaminação (DALY *et al.*, 2002), (Tabela 5).

Esse método considera três fatores para avaliar a vulnerabilidade intrínseca de aquíferos cársticos à contaminação. Esses fatores são: Concentração do fluxo (C), Camadas de proteção (O), e Precipitação (P), descritos abaixo:

❖ Fator Concentração do Fluxo (C)

O fator (C) representa a vulnerabilidade do aquífero à contaminação, em função da infiltração da água através da camada de proteção. Dessa forma, este fator representa o grau com que as águas das chuvas atravessam a zona não saturada e infiltram no interior das cavidades cársticas. Para a análise deste fator são diferenciados dois cenários (Tabela 5):

➤ Cenário 1

Considera a situação em que as zonas de recarga são recobertas por finas camadas de baixa permeabilidade ou encontram-se aflorantes, em que a infiltração é concentrada e o fluxo penetra facilmente pela zona não saturada e infiltra das cavidades cársticas.

A avaliação do fator (C) neste caso considera quatro variáveis: a distância das áreas de recarga para as áreas de sumidouros (dh) e dolinas (ds) e a influência da declividade (s) e da vegetação (v). A vulnerabilidade do aquífero é reduzida com o aumento da distância entre as áreas de recarga e as dolinas e sumidouros. Com relação ao índice referente à cobertura vegetal, considera-se baixo para áreas com menos que 20-30% de vegetação. A declividade subdivide-se em quatro classes e correlaciona-se com a presença ou ausência da cobertura vegetal e essa combinação origina o parâmetro (sv). Esses valores demonstram que quando a declividade aumenta, a vegetação tende a ser mais escassa e a vulnerabilidade tende a

aumentar, nesses casos observam-se valores de (sv) próximos de 1,0. O fator (C) é obtido através da expressão:

$$\text{Fator (C)} = sv.ds \text{ ou } sv.dh$$

➤ Cenário 2

Esse cenário descreve a situação em que a recarga ocorre com infiltração difusa, podendo ser através de fraturas. Nesse caso, a vulnerabilidade pode ser avaliada pela combinação de três fatores: feições superficiais (sf), declividade (s) e vegetação (v).

As feições superficiais (sf) é um parâmetro que considera feições geomorfológicas específicas para rochas carbonáticas e a presença ou ausência de camadas de recobrimento (permeáveis ou impermeáveis), as quais determinam a importância dos processos de escoamento superficial e/ou infiltração atuantes na área.

Para a obtenção do fator (C), nesse cenário o parâmetro (sv) correspondente à combinação entre declividade e vegetação é ponderado pelo parâmetro das feições superficiais (sf). Dessa forma, quando ocorre infiltração difusa na ausência de feições cársticas, por exemplo, o aquífero ainda mantém alguma proteção natural.

O fator (C) é obtido para este cenário através da expressão:

$$\text{Fator (C)} = sv. sf$$

❖ Fator Camadas de Proteção (O)

O fator (O) considera a proteção fornecida para o aquífero em função de propriedades físicas, como textura e litologia e espessura das camadas acima da zona saturada. Para avaliação do fator (O) foi considerado o subfator solo [O_S] e o subfator litologia [O_L] da zona não saturada (Tabela 5).

Alguns parâmetros são considerados para a avaliação do subfator solo [O_S], como textura, distribuição de tamanho dos grãos e espessura. O subfator litologia [O_L] reflete a capacidade de atenuação de cada camada da zona não saturada.

O critério para a quantificação do fator (O) é o tipo de rocha e o grau de fraturamento (ly), bem como a espessura de cada camada (m) e as condições de confinamento (cn). O somatório do produto dos subfatores, origina um índice que é associado com a proteção do aquífero: $\Sigma [ly \cdot m]$.

O parâmetro (cn) equivalente às condições de confinamento às quais estão submetidas o aquífero. Desta forma, para aquíferos não confinados (cn = 1).

A capacidade de atenuação de contaminantes aumenta proporcionalmente com o aumento das camadas de proteção. O fator (O) é obtido pelo somatório dos subfatores solo [O_S] e litologia [O_L].

Desta forma:

$$\text{Fator O} = [O_S] + [O_L]$$

$$O_L = \Sigma [ly.m]. cn$$

Valores mais baixos do fator (O) implicam em uma elevada vulnerabilidade intrínseca e corresponde a áreas em que o solo é pobremente desenvolvido ou ausente.

❖ Fator Precipitação (P)

Esse fator inclui tanto a quantidade de precipitação da área, como também fatores que influenciam na taxa de infiltração, como: frequência, distribuição temporal, duração e intensidade de eventos de chuvas extremos. Esses fatores determinam a atuação da precipitação no transporte de contaminantes da superfície para o aquífero. Quanto maior for a capacidade de transporte de contaminantes, maior será a vulnerabilidade do aquífero.

O fator (P) é avaliado por dois subfatores: quantidade de precipitação [P_Q] e distribuição temporal da precipitação [P_I], (Tabela 5).

O subfator [P_Q] descreve o efeito da quantidade de chuvas e a recarga anual para a vulnerabilidade do aquífero, o que corresponde à média anual de chuvas das séries históricas dos anos úmidos.

O fator P considera a precipitação média dos anos úmidos, pois é quando o nível piezométrico está mais próximo da superfície topográfica e o aquífero, nesse momento, é mais vulnerável à contaminação.

Com o aumento da precipitação em torno de 800mm a 1200mm, a vulnerabilidade do aquífero à contaminação tende à aumentar em função do aumento do transporte de potenciais contaminantes para o aquífero, sendo mais importante do que o processo de diluição. No entanto, quando a precipitação anual excede 1200mm a curva do gráfico muda de inflexão, demonstrando que o processo de diluição de potenciais contaminantes é mais significativo do que o transporte destes e, por conseguinte, a vulnerabilidade tende a ser menor. Quando a precipitação é superior a 1600mm, a capacidade de proteção do aquífero não se modifica, permanecendo de certa forma, constante (Figura 57).

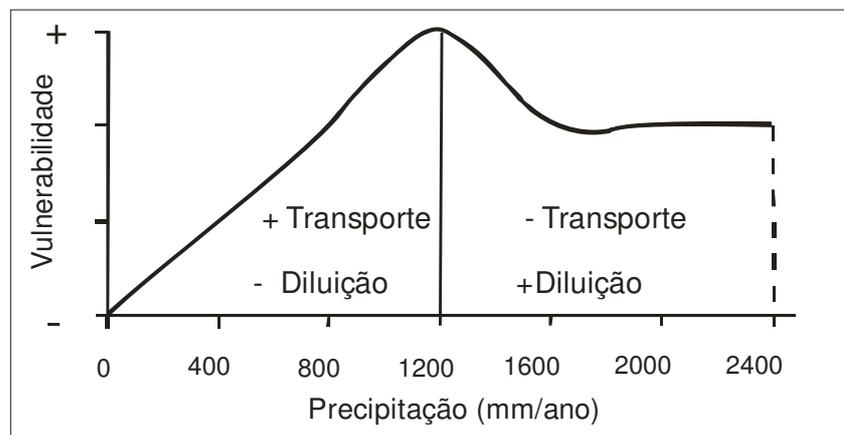


Figura 57: Influencia da quantidade de precipitação na vulnerabilidade de aquíferos, de acordo com a Metodologia COP (Traduzido de VÍAS *et al.* 2002; 2006).

A metodologia COP foi desenvolvida para avaliar a vulnerabilidade intrínseca à contaminação de aquíferos cársticos através do produto dos fatores (C,O e P), agrupados em cinco classes de variação (muito alta, alta, moderada, baixa e muito baixa), com índices que variam em intervalos de (0 a 15). Indicando para valores mais baixos, uma maior vulnerabilidade (Tabela 5 e Figura 58). Sendo utilizada com sucesso em aquíferos cársticos considerando diferentes graus de carstificação e sistemas de fluxo tanto concentrados como difusos, podendo ser submetidos a diferentes condições climáticas.

Além disso, a metodologia COP estabelece diretrizes detalhadas, tabelas e fórmulas para a avaliação da vulnerabilidade e seleciona as variáveis, parâmetros e fatores a serem usados de acordo com a abordagem europeia proposta por DALY *et al.*, (2002) e ZWAHLEN, (2004).

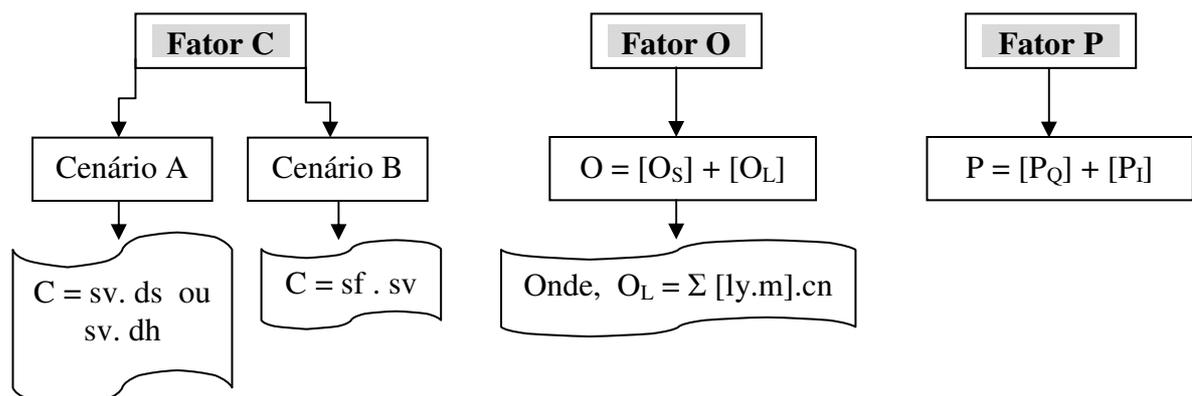
Desta forma, é uma metodologia amplamente utilizada tanto na Espanha onde foi desenvolvida (VÍAS *et al.*, 2002; 2006), como também em vários outros países do mundo com condições litológicas e hidrogeológicas similares (Tabela 5 e Figura 58).

Tabela 5: Representação do método COP, traduzido de VÍAS *et al.*, (2002; 2006), demonstrando as características dos fatores C, O e P; contendo a forma de obtenção dos valores numéricos, bem como os intervalos considerados.

Fator	Subfator	Variável		Valor
C	Cenário A: Áreas de recarga (cavidades cársticas)	Distância dos sumidouros (dh)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ ≤ 500 m ▪ 500 – 1000 m ▪ 1000 – 1500 m ▪ 1500 - 2000 m ▪ 2000 – 2500 m ▪ 2500 – 3000 m ▪ 3000 – 3500 m ▪ 3500 – 4000 m ▪ 4000 – 4500 m ▪ 4500 – 5000 m ▪ > 5000 m 	<ul style="list-style-type: none"> 0,0 0,1 0,2 0,3 0,4 0,5 0,6 0,7 0,8 0,9 1,0
		Distância das Dolinas (ds)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ < 10 m ▪ 10 – 100 m ▪ > 100 m ou com estas feições ausentes 	<ul style="list-style-type: none"> 0,0 0,5 1,0
		Declividade e Cobertura Vegetal (sv)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ ≤ 8 % ▪ 8 – 31 %, elevada ▪ 8 – 31 %, pouca ou ausente ▪ 31 – 76 %, elevada ▪ 31 – 76 %, pouca ou ausente ▪ > 76 % 	<ul style="list-style-type: none"> 1,00 0,95 0,90 0,85 0,80 0,75

C	Cenário B: Demais áreas do aquífero	Feições Cársticas e Camadas Superficiais (sf)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Carste muito desenvolvido, ausente 0,25 ▪ Carste muito desenvolvido, permeável 0,50 ▪ Carste muito desenvolvido, impermeável 0,75 ▪ Carste pouco desenvolvido, ausente 0,50 ▪ Carste pouco desenvolvido, permeável 0,75 ▪ Carste pouco desenvolvido, impermeável 1,00 ▪ Carste fissurado, ausente 0,75 ▪ Carste fissurado, permeável 0,75 ▪ Carste fissurado, impermeável 1,00 ▪ Ausência de feições cársticas, ausente 1,00 ▪ Ausência de feições cársticas, permeável 1,00 ▪ Ausência de feições cársticas, impermeável 1,00 	
		Declividade e Cobertura Vegetal (sv)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ ≤ 8 % 0,75 ▪ 8 – 31 %, elevada 0,80 ▪ 8 – 31 %, pouca ou ausente 0,85 ▪ 31 – 76 %, elevada 0,90 ▪ 31 – 76 %, pouca ou ausente 0,95 ▪ > 76 % 1,00 	
O	Solo [O _s]	Textura e Espessura	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Argiloso, > 1 m 5,0 ▪ Argiloso, 0,5 - 1 m 4,0 ▪ Argiloso, < 0,5 m 3,0 ▪ Siltoso, > 1 m 4,0 ▪ Siltoso, 0,5 - 1 m 3,0 ▪ Siltoso, < 0,5 m 2,0 ▪ Argilo-arenoso, > 1 m 3,0 ▪ Argilo-arenoso, 0,5 – 1,0 m 2,0 ▪ Argilo-arenoso, < 0,5 m 1,0 ▪ Arenoso, > 1 m 2,0 ▪ Arenoso, 0,5 - 1 m 1,0 ▪ Arenoso, < 0,5 m (ausência de solo) 0 	

O	Litologia [O _L]	Litologia e Fraturamento (ly)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Argila 1500 ▪ Silte 1200 ▪ Metapelitos e rochas ígneas não fraturadas 1000 ▪ Calcários com margas 500 ▪ Metapelitos e rochas ígneas fraturados 400 ▪ Conglomerados e brechas cimentados ou não fraturados 100 ▪ Arenitos 60 ▪ Conglomerados e brechas pouco fraturados ou cimentados 40 ▪ Areia e cascalho 10 ▪ Basaltos fraturados 5 ▪ Rochas cársticas fraturadas 3 ▪ Rochas cársticas não fraturadas 1 	
		Condições de Confinamento (cn)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Confinado 2,0 ▪ Semi-confinado 1,5 ▪ Não confinado 1,0 	
		Espessura da litologia considerada (m)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ < 250 m 1 ▪ 250 – 1.000 m 2 ▪ > 1.000 – 2.500 m 3 ▪ > 2.500 – 10.000 m 4 ▪ > 10.000 m 5 	
P	Quantidade [P _Q]	Média anual das precipitações no período chuvoso	<ul style="list-style-type: none"> ▪ > 1600 mm/ ano 0,4 ▪ > 1200 e ≤ 1600 mm/ ano 0,3 ▪ > 800 e ≤ 1200 mm/ ano 0,2 ▪ > 400 e ≤ 800 mm/ ano 0,3 ▪ < 400 mm/ ano 0,4 	
	Intensidade [P _I]	Distribuição temporal	<ul style="list-style-type: none"> ▪ < 10 mm/ dia 0,6 ▪ ≥ 10 e ≤ 20 mm/ dia 0,4 ▪ > 20 mm/dia 0,2 	



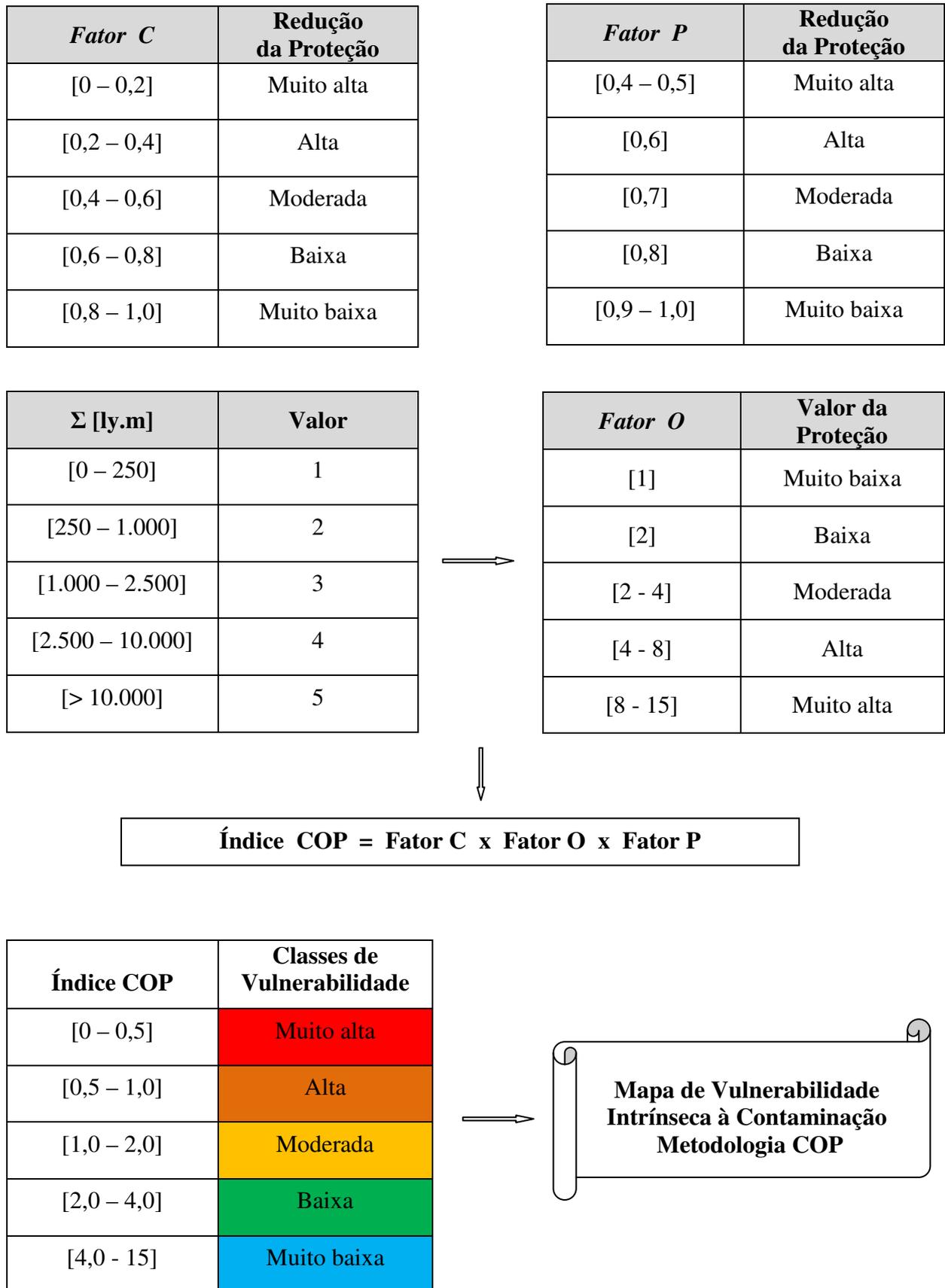


Figura 58: Figura ilustrativa dos intervalos e classes de vulnerabilidade da Metodologia COP.

6.2. Comparação entre as metodologias para aquíferos cársticos (EPIK, PI e COP)

A metodologia COP (VÍAS *et al.*, 2004; 2006) tem sido aplicada em países da África, Cuba, China, Alemanha, Eslovênia, França, Itália e Portugal, tendo obtido bons resultados, sobretudo em países com baixa pluviosidade, como a região mediterrânea, onde a metodologia foi desenvolvida.

O governo espanhol aplicou a metodologia COP, para determinar a vulnerabilidade intrínseca à contaminação de todos os aquíferos cársticos do país, de acordo com ANDREO *et al.* (2006), com o objetivo de integrar a avaliação de risco à contaminação em uma metodologia de proteção adequada para as águas subterrâneas, sobretudo aquelas utilizadas para consumo humano.

A metodologia COP foi aplicada em substituição à metodologia PI, em função de que a sua aplicação em locais diferentes daqueles consideradas inicialmente, como nos Alpes Austro-Germânicos e em Mt. Cornacchia e Mt. Della Meta na Itália (GOLDSCHIEDER, 2002). A metodologia PI demonstrou uma escassa capacidade de discriminação de zonas com distintas vulnerabilidades, sobretudo em áreas com elevada vulnerabilidade, demonstrando resultados pouco satisfatórios. Essa situação se verificou também, quando aplicada nos aquíferos cársticos espanhóis (ANDREO *et al.*, *op cit.*, 2006).

A metodologia EPIK, foi desenvolvida na Suíça por DOERFLIGER & ZWAHLEN (1997) para aquíferos cársticos, tendo uma elevada repercussão e difusão na Europa quando foi lançada. Para ANDREO *et al.*, *op cit.* (2006), a metodologia apresenta problemas quanto à subjetividade dos parâmetros 'K' e 'I', aliado ao fato de que não tem apresentado resultados satisfatórios quando aplicado em regiões com características diferentes às dos aquíferos da área onde foi proposto.

Para ANDREO *et al.*, *op cit.* (2006), o método PI reconhece os aspectos mais interessantes do método EPIK e introduz novos elementos, considerando-se a evolução da vulnerabilidade como a capacidade de proteção individual de cada uma das camadas que formam a zona não saturada.

Estudos comparativos de vulnerabilidade intrínseca foram realizados por VÍAS *et al.*, *op cit.* (2006) na Espanha, utilizando-se as metodologias COP, EPIK e PI nos aquíferos cársticos Sierra de Libar e Torremolinos, com diferentes características hidrodinâmicas, graus de carstificação e condições climáticas. Dentre as metodologias utilizadas, a metodologia

COP forneceu uma maior diferenciação nas classes de vulnerabilidade obtidas, considerando-se o fator litológico, a influência das feições cársticas no processo de infiltração, seja difusa ou concentrada e as condições de precipitação. Sendo, portanto, a metodologia mais eficaz para a determinação da vulnerabilidade intrínseca dos aquíferos considerados.

O método COP, de acordo com ZWALEN (2004), tem sido avaliado como prático e útil para ser aplicado por gestores municipais para a determinação da proteção das águas subterrâneas, podendo ser utilizado como técnica preventiva no que concerne ao uso do solo e dos recursos hídricos de forma racional.

6.3. Aplicação da metodologia COP em outras áreas

A metodologia COP foi aplicada em diferentes aquíferos cársticos na Europa, de forma a analisar a sua eficácia em áreas com diferentes condições climáticas, hidrogeológicas e geológicas, bem como graus de carstificação. Os aquíferos selecionados para análise comparativa de vulnerabilidade foram: Sierra de Líbar (Espanha), Sierra de Mijas (Espanha), Bauschlotter Platte (Alemanha) e Podstenjsek (Slovenia). Sendo possível comparar resultados e demonstrar a eficácia do método COP em áreas com ocorrência de aquíferos cársticos (VÍAS *et al.*, 2010).

O aquífero Sierra de Mijas tem características de aquífero cárstico-fissural e se localiza em clima semi-árido mediterrâneo. Os aquíferos Podstenjsek e Sierra de Líbar são típicos aquíferos cársticos, com clima oceânico-continental úmido e mediterrâneo semi-úmido, respectivamente. O aquífero Bauschlotter Platte apresenta clima predominante continental úmido.

Em estudos efetuados por VÍAS *et al.*, *op cit.* (2010), foi realizada a caracterização dos aquíferos selecionados de forma a possibilitar a aplicação da metodologia proposta:

O aquífero Sierra de Líbar abrange uma área de cerca de 90km², entre as províncias de Málaga e Cádiz, com uma precipitação média de 1.500mm. Sendo composto por dolomitos jurássicos, recobertos por calcários e margas cretácicas, com uma espessura de mais de 400m. Os calcários apresentam-se fraturados na direção preferencial N40E. Os solos são, em geral, pouco espessos ou ausentes. Apresenta um relevo relativamente plano, com uma abundância de feições cársticas, sobretudo dolinas e sumidouros, no setor central e norte e nas bordas apresenta encostas íngremes (DELANNOY, 1987). As áreas de recarga predominam nas porções nordeste e central da área, com presença de condutos cársticos onde a infiltração ocorre de forma direta. A maior parte da descarga do aquífero ocorre por meio de nascentes localizadas a sudeste da área. BENAVENTE & MANGIN (1984), SANCHES *et al.*, (1998) e ANDREO *et al.*, (2006), avaliaram o aquífero e constataram uma rápida resposta à precipitação através de infiltração direta, típica de aquíferos cársticos com circulação de fluxo através de condutos formados por processos de dissolução na rocha calcária, com solos rasos apresentando espessuras médias de 0,30m a 1,0m.

O aquífero Sierra de Mijas tem uma área de 100km² e localiza-se à oeste da cidade de Málaga, no sul da Espanha. A topografia é bastante pronunciada, exceto nas bordas nordeste e

este com relevo relativamente plano. A precipitação média é da ordem de 600mm/ano. A litologia é caracterizada por margas triássicas muito fraturadas, com espessura superior a 600m, sobrejacentes a metapelitos paleozóicos (ANDREO *et. al.*, 1997). Os falhamentos se concentram na direção ESE-WNW. Feições cársticas são muito escassas. As margas são recobertas por solos com espessuras variáveis de 0,70m a 1,0m, com textura silto-argilosa. Os principais pontos de descarga localizam-se nas porções central e nos limites da área. Em análises realizadas por (ANDREO, 1997 e ANDREO *et. al.*, 1997), foi possível constatar que o fluxo no aquífero tem comportamento difuso.

O aquífero Bauschlotter Platte, localizado no sul da Alemanha, entre Karlsruhe e Stuttgart, possui uma área de aproximadamente 135km². A sequência litológica da área consiste em rochas sedimentares triássicas, formadas por calcários, margas e dolomitos, com baixa a moderada carstificação. Poucas feições cársticas são desenvolvidas na superfície e sistemas de cavernas não são conhecidos na área. Sedimentos quaternários, aluviais e solos recobrem as rochas triássicas com espessuras variáveis entre 0,30m e 1,0m. A recarga é feita principalmente por infiltração difusa em função da precipitação. Pontos de infiltração concentrada se restringem às dolinas presentes no aquífero, com velocidade de fluxo nestes pontos de cerca de 1l/s a 2l/s (NEUKUM *et al.*, 2008), enquanto que as precipitações variam de 800mm a 1.300mm por ano.

O aquífero Podstenjsek, compreende uma área de 9km² à sudoeste da Slovenia. A litologia é caracterizada por calcários carstificados paleocenos, cobertos por camadas de material detrítico eoceno. Em função da elevada precipitação que varia entre 1.500mm/ano e 1.600mm/ano, ocorre uma elevada flutuação no nível d'água do aquífero. Como resultado desta flutuação e das conexões entre diferentes condutos cársticos, dois lagos intermitentes podem se formar quando o nível do aquífero se encontra suficientemente elevado (RAVBAR, 2007). Ocorrem depósitos aluviais na área de lagos intermitentes e eventualmente material glacial é depositado nas dolinas. Os calcários são recobertos em alguns trechos por Cambissolos com espessuras de cerca de 1,0m, desenvolvidos sobretudo associados às dolinas e depressões. A área é formada por florestas com alguns trechos de pastagens.

Os mapas de vulnerabilidade foram elaborados para os diferentes aquíferos, de acordo com as premissas da metodologia COP (VÍAS *et al.*, 2002; 2006), obtendo-se os seguintes resultados:

A vulnerabilidade do aquífero Sierra de Líbar foi classificada como muito alta a alta, devido ao elevado desenvolvimento do epicarste, apresentando feições cársticas como dolinas

e sumidouros que minimizam a função de proteção da zona não saturada. Aliado a isso, o nível piezométrico é raso, contribuindo com a elevação da vulnerabilidade do aquífero. Baixos índices de vulnerabilidade foram registrados em áreas com baixa permeabilidade, como nos locais de ocorrência de margas, que não fornecem uma drenagem eficaz para as áreas de recarga. Dessa forma, as classes de vulnerabilidade estabelecidas pelos índices COP no aquífero Sierra de Líbar, são consequência, principalmente, do fator “C” do mapa e, secundariamente, do fator “O”. O fator “P” não contribui para o zoneamento da vulnerabilidade no aquífero, em função da sua baixa variabilidade.

O aquífero Sierra de Mijas apresentou uma vulnerabilidade com classes que variam de baixa a muito alta, nos locais onde ocorrem afloramentos de rochas carbonáticas. Essas variações ocorrem em função de diferenças na espessura da zona não saturada. A vulnerabilidade é mais elevada em áreas em que a zona não saturada é pouco espessa, onde a espessura da zona não saturada é maior, o grau de vulnerabilidade tende a ser mais baixo, em função do aumento da espessura da camada de proteção do aquífero. Classes de vulnerabilidade baixa foram obtidas nas bordas leste e nordeste da área, onde ocorrem margas pliocênicas com permeabilidade baixa e presença de solos formando uma camada de proteção natural. Nesse aquífero, a distribuição das classes de vulnerabilidade depende, sobretudo, das variações do fator “O”. O fator “C” contribui de forma secundária com a vulnerabilidade, sendo intensificado nos locais com ocorrência de camadas permeáveis e o fator “P” contribui mais nas bordas do aquífero, onde o relevo é plano.

O aquífero Bauschlotter Platte apresenta taxas de vulnerabilidade que variam de moderada a baixa, em função da espessura dos solos que recobrem o aquífero. Nas áreas de solos mais espessos a proteção ao aquífero é maior e, conseqüentemente, o grau de vulnerabilidade é menor. No restante da área, as classes de vulnerabilidade variam de moderada a muito alta devido, sobretudo, à pequena espessura da zona não saturada ou à ausência de camadas de proteção e à presença de dolinas e sumidouros. O mapa de vulnerabilidade elaborado para o aquífero depende fundamentalmente do fator “O”, apenas em poucas áreas a vulnerabilidade é resultante do fator “C”. O fator “P” não estabelece variações nas classes de vulnerabilidade obtidas com o método COP, pois não há variações dos índices pluviométricos na área.

No caso do aquífero Podstenjsek, as classes de vulnerabilidade obtidas com a utilização do método COP variaram de moderada a muito alta. Esse aquífero é moderadamente carstificado e a capacidade de proteção da zona não saturada é reduzida por

efeito da presença de feições cársticas. A vulnerabilidade é muito elevada na porção central do aquífero, onde a drenagem superficial forma lagos intermitentes e onde as feições cársticas não são recobertas por camadas de solos, bem como em áreas onde o carste é fraturado. No restante da área em que as feições cársticas não afloram, a vulnerabilidade diminui para alta ou moderada, a depender da presença de cobertura vegetal. Em poucas áreas a vulnerabilidade é baixa, em função da presença de solo e camadas de material com baixa permeabilidade, formando uma cobertura de proteção ao aquífero. Dessa forma, nesse aquífero, a distribuição das classes de vulnerabilidade depende fundamentalmente do fator “C” e em áreas menores do fator “O”. O fator “P” é constante, o que impossibilita que demonstre alguma variação na vulnerabilidade final.

A análise dos percentuais gerados para cada classe de vulnerabilidade obtida, de acordo com a metodologia COP, permitiu constatar que o aquífero Sierra de Líbar é o mais vulnerável dentre os aquíferos investigados, apresentando mais de 50% de áreas com vulnerabilidade muito alta. Os aquíferos Sierra de Mijas e Podstenjsek apresentaram um nível de vulnerabilidade moderada, enquanto que no aquífero Bauschlotter Platte mais de 50% da área foi classificada como de vulnerabilidade baixa a muito baixa.

Nos mapas de vulnerabilidade produzidos para esses aquíferos, a maior contribuição das classes de vulnerabilidade muito alta a moderada, ocorre em função, sobretudo, do parâmetro “C”, devido à intensidade dos processos de carstificação e à presença de fraturas. Nas áreas de vulnerabilidade baixa, o aquífero Salitre se assemelha ao aquífero Sierra de Mijas, onde a distribuição das classes de vulnerabilidade depende sobretudo das variações do fator “O”, ou seja, quanto mais espessas as camadas da zona não saturada, menor a vulnerabilidade da área, em função do aumento da proteção ao aquífero. O fator “O” interfere, sobretudo, nas áreas em que não há ocorrência significativa de processos de carstificação ou quando estes se encontram ausentes. O fator “P” é constante ou pouco variável, não contribuindo diretamente para a delimitação das classes de vulnerabilidade nos dois aquíferos.

7. HIDROQUÍMICA DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NA BACIA DE IRECÊ

7.1. Variações dos níveis freáticos em poços tubulares e estimativa das reservas reguladoras

A variação nos níveis freáticos decorrentes do regime pluviométrico sugere que o crescimento das áreas irrigadas, utilizando águas subterrâneas, é um dos fatores responsáveis pela redução desses níveis, detectados nas análises dos dados observados nos períodos de 1980/1982 e 2002/2003 por BASTOS LEAL & SILVA (2004) e GUERRA (1986). Dessa forma, de acordo com RAMOS (2005), a acentuada variação espacial e temporal dos níveis freáticos médios evidencia a complexidade e a heterogeneidade da geometria característica do aquífero na região, que se reflete na recarga do mesmo.

A reserva reguladora ou renovável (R_r) é o volume hídrico acumulado no aquífero, em decorrência da porosidade efetiva e do coeficiente de armazenamento, que varia anualmente em decorrência de aportes sazonais de chuvas. Trata-se na realidade da faixa de flutuação sazonal do nível freático do aquífero, que corresponde ao volume das cargas anuais. Em aquíferos livres e pouco profundos, como o aquífero Salitre em Irecê, o conhecimento das reservas reguladoras é de extrema importância, pois dela vai depender o rendimento do mesmo (GUERRA, 1986).

A estimativa das reservas reguladoras do aquífero na Bacia de Irecê foi realizada por GUERRA *op cit.* (1986), considerando-se o valor médio de porosidade de 3,2%, obtido por PLATA *et al.*, (1980) para a zona saturada da região de Irecê. Os cálculos foram efetuados na zona de flutuação sazonal, onde a porosidade é máxima e tende a diminuir gradualmente em direção à base da zona saturada, neste limite as fraturas são reduzidas ou inexistentes e a porosidade tende a adquirir valores nulos. Sendo adotado para os cálculos, o dobro da porosidade média obtida por PLATA *et al.*, *op cit.*, (1980), uma vez que as flutuações sazonais são muito pequenas quando comparadas à espessura da zona saturada, que passa a adquirir um valor estimado de 6,4%, representando a porosidade da zona de flutuação sazonal.

GUERRA *op cit.* (1986), observou também, que o nível freático dos poços apresenta uma variação entre os períodos secos e chuvosos em uma razão de 0,47m/mês. Admitindo-se

o período chuvoso na área com duração média de 6 meses, a redução do nível freático poderia atingir até 2,8m no período mais seco, com um acréscimo de 3,3m medido em campo, podendo atingir uma média de rebaixamento na área de cerca de 6,1m. Se a porosidade estimada fosse contínua, considerando-se um meio aquífero homogêneo, a recarga anual seria de 390,4mm. Como nos calcários a recarga se faz predominantemente através das formas cársticas de absorção, como dolinas e sumidouros e como estas ocorrem em média em 6% da superfície da área com 9.510 km², pode-se estimar uma recarga efetiva média de 23,42mm/ano, ou 3,9% da precipitação média da área. Com uma reserva reguladora média da ordem de $2,2 \times 10^8 \text{ m}^3/\text{ano}$.

Em estudos sobre as variações sazonais dos níveis freáticos do aquífero na Bacia de Irecê, RAMOS (2005), verificou quanto à avaliação da potencialidade e reservas reguladoras do aquífero, que este possui fracas condições de armazenamento e variações muito elevadas dos níveis freáticos. Considerando-se a presença de dolinas na área, estimada em 3% por BERALDO (2005), a recarga efetiva média calculada foi de 66,7mm/ano, representando 11,12% da precipitação média em uma área com 11.905km² e uma reserva reguladora da ordem de $7,9 \times 10^8 \text{ m}^3/\text{ano}$.

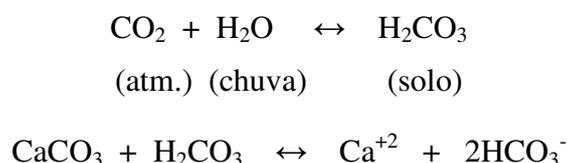
7.2. Análise dos elementos químicos mais frequentes

Em aquíferos cársticos a dureza total é função das concentrações dos íons Ca^{++} e Mg^{++} em solução, sendo geralmente expressa em teor de CaCO_3 presente na água. Muito frequentes, em função da litologia calcária da Formação Salitre, com ocorrência em toda a área de Irecê. Dessa forma, nestes ambientes, em função, sobretudo, da presença de minerais como calcita e dolomita, esse parâmetro tende a ser elevado. A presença de outros elementos como ferro, alumínio e manganês também podem contribuir com a elevação do teor de dureza em alguns locais, em que estes elementos se apresentam em elevadas concentrações (BRIGGS & FICKE, 1977).

As elevadas concentrações de magnésio ocorrem em função da dissolução de dolomita ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$), muito frequente na área, relacionada sobretudo a Unidade Nova América Inferior, pertencente a Formação Salitre, caracterizada por SAMPAIO *et al.*, (2001), composta fundamentalmente por dolomitos (Figura 24).

A origem dos carbonatos e bicarbonatos nas águas subterrâneas de aquíferos cársticos relaciona-se à processos de carstificação que envolvem a dissolução das rochas carbonáticas na área.

KRAUSKOPF (1972) constatou que as relações existentes entre o ácido carbônico e os minerais carbonatados determinam as condições nas quais as rochas carbonáticas se formam ou são submetidas a processos de dissolução, de acordo com as reações:



No caso da dissolução dos calcários na área de estudo, ocorre produção de CO_2 na atmosfera que propicia o início desse processo. Porém as reações bioquímicas decorrentes da decomposição da matéria orgânica no solo e a formação de ácidos húmicos liberam CO_2 em quantidades bem mais significativas do que a atmosfera, como verificado por NEGRÃO (1987).

KEHEW (2001), analisa as relações existentes entre a variação das concentrações de carbonato e bicarbonato e os valores de pH obtidos, que podem ser observadas no diagrama representado na Figura 59. Esse diagrama demonstra que as concentrações de carbonato e bicarbonato aumentam com o pH. Dessa forma, águas com valores de pH entre 6,0 e 8,2 apresentam um predomínio de bicarbonato, como ocorre com os valores obtidos na área, e acima desse intervalo o carbonato passa gradualmente a predominar.

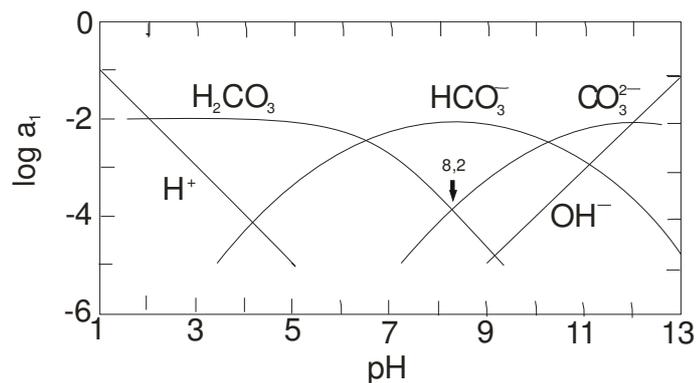


Figura 59: Concentração de espécies de carbono inorgânico em condições de sistema aberto e sua variação em função do pH (KEHEW, 2001).

A presença de nitrogênio nas águas subterrâneas pode indicar contaminação dessas águas por nitrato (NO₃⁻). Compostos nitrogenados como a amônia (NH₄⁺), podem oxidar-se para nitrito (NO₂⁻), que em seguida é convertido em nitrato (NO₃⁻), fase final e estável do nitrogênio, que ocorre através do processo microbiano da nitrificação (ZUBLENA *et al.*, 2001).

O fluoreto também pode estar presente em aquíferos cársticos. A principal fonte de fluoreto natural nas águas é a presença dos minerais fluorita e apatita. Na Unidade B₁ dos calcários Bambuí que ocorre de forma descontínua na área, foi detectada por MISI, (1979) a presença de fluoritas nos dolomitos.

É crescente o número de evidências sobre os efeitos da intoxicação crônica causada pela ingestão prolongada de pequenas quantidades de flúor. Os registros sobre toxicidade apontam o flúor, o chumbo e o arsênio como pertencentes a um grupo que intoxica a doses baixas. Concentrações elevadas do teor de fluoreto também podem ocasionar doenças como osteofluorose, que provoca deformações na estrutura dos ossos e fluorose dental em crianças (AKINAWA, 1997).

O sulfato também se encontra presente nas águas subterrâneas da área e tem como fonte principal a Unidade A₁, descrita por MISI, (1979). Sendo constituída por calcilutitos maciços e calcários oolíticos e psolíticos, com eventual ocorrência de bolsões de sulfetos como pirita e calcopirita disseminados no calcário. VALLE (2004) obteve valores médios de sulfato de 204,30mg/l nas Bacias de Irecê e Salitre, constatando que o fornecimento de sulfato encontrado dissolvido em significativas concentrações nas águas subterrâneas dessas áreas pode ter ocorrido a partir da oxidação de sulfetos, principalmente a pirita.

Os elevados teores de arsênio obtidos em algumas amostras de água coletadas na área, podem estar relacionados ao uso indiscriminado de produtos utilizados nas atividades agrícolas, como fertilizantes e defensivos agrícolas, que contenham arsênio na sua composição, como também devido à presença de bolsões de arsenopirita que podem ser encontrados em condições oxidantes, frequentes em regiões áridas, em que a salinidade é elevada, em função dos processos de evaporação (SMEDLEY & KINNIBURGH, 2002).

O arsênio é absorvido pelo organismo humano principalmente por inalação e ingestão, podendo ocasionar sobretudo doenças cerebrovasculares, diabetes e cancer (W.H.O., 2003).

Em estudos realizados na Bacia de Irecê, foi constatado por GUERRA (1986), que a concentração de cloretos na área se encontra diretamente relacionada com os fatores climáticos, uma vez que ao norte as precipitações são mais baixas em torno de 400mm/ano a 600mm/ano e 79% das águas são cloro-sulfatadas cálcicas. Ao sul as precipitações são maiores, podendo chegar a 720mm/ano (INMET, 2008) e um percentual menor das águas, ou seja, 65% são classificadas como cloro-sulfatadas cálcicas, aumentando o percentual de águas bicarbonatadas. Dessa forma, as concentrações de cloreto estão diretamente relacionadas às taxas de evaporação e inversamente relacionados às taxas de precipitação e infiltração, além de estarem influenciadas pela presença de fraturas e condutos cársticos. Essa situação foi verificada na Bacia de Irecê, em que as formas de absorção cárstica variam aumentando a sua frequência de norte para sul, acompanhando a elevação dos índices pluviométricos neste sentido e, conseqüentemente, a redução da concentração de cloretos.

7.3. Classificação da tipologia química das águas subterrâneas

A representação gráfica tem sido usada, para a classificação da tipologia química e para verificar a abundância relativa dos elementos maiores (Ca^{++} , Na^+ , K^+ , Mg^{++} , SO_4^- , Cl^- e HCO_3^-) presentes nas águas subterrâneas. É um método rápido de avaliar a evolução química da água, indicando diferenças e similaridades entre amostras ou processos e reações químicas (MESTRINHO, 2008). Os diagramas de Stiff (STIFF, 1951), Piper (PIPER, 1944) e Lemoine (U.S.S.L., 1954), dentre outros; ilustram características das águas associadas a diferentes tipos litológicos. Para a execução dos diagramas é necessário obter as relações iônicas que foram calculadas com o auxílio do *software* PHREEQC (PARKHURST & APPELO, 1999).

O cálculo do balanço iônico é uma técnica eficaz utilizada para avaliar a confiabilidade das análises de água efetuadas (CUSTÓDIO & LLAMAS, 1983). Nesse procedimento, teoricamente, o somatório de cátions deve ser igual ao somatório de ânions. O cálculo é baseado na diferença percentual, com um erro teórico máximo permitido para valores de condutividade elétrica entre $811\mu\text{S}/\text{cm}$ e $2.980\mu\text{S}/\text{cm}$ (período chuvoso / 2009) e entre $674\mu\text{S}/\text{cm}$ e $3364\mu\text{S}/\text{cm}$ (período seco / 2010), que consistem nos intervalos de condutividade elétrica das amostras coletadas e analisadas na área, podendo ter um erro prático [Ep] variável no intervalo de 10% a < 4% a depender do valor de condutividade considerado.

O balanço iônico é baseado no erro prático [Ep], definido por (CUSTÓDIO & LLAMAS, *op cit.*, 1983), como:

$$E_p (\%) = \left[\frac{r \sum \text{ani\~{o}ns} - r \sum \text{cations}}{r \sum \text{ani\~{o}ns} + r \sum \text{cations}} \right] \times 100$$

O erro teórico ou [Ep] : erro máximo permitido variável em função da condutividade elétrica [CE], conforme mostrado abaixo (Figura 60):

Condutividade Elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	50	200	500	2000	>2000
Erro Máximo Permitido [Ep] (%)	30	10	8	4	<4

Figura 60: Valores de condutividade elétrica e erro máximo permitido (CUSTÓDIO & LLAMAS, 1983).

Os Diagramas de Stiff (STIFF, 1951) podem ser usados juntamente com mapas hidrogeológicos e representa os íons que estão em maiores concentrações, considerando-se os íons principais (Ca^{++} , Na^{++} , K^+ , Mg^{++} , SO_4^- , Cl^- e HCO_3^-).

Os Diagramas de Piper (PIPER, 1944), representam graficamente a classificação das águas, muito utilizado quando o número de análises é elevado. Serve para comparar e classificar distintos grupos de águas em relação aos íons dominantes (Ca^{++} , Na^+ , K^+ , Mg^{++} , SO_4^- , Cl^- e HCO_3^-).

Na caracterização hidroquímica realizada por NEGRÃO (1987), na Bacia de Irecê, através da análise dos Diagramas de Piper, foi constatado que na zona sul predomina águas do tipo Bicarbonatada Cálcica, evidenciando a influência da diluição das águas dos quartzitos na composição química. Na zona norte grande parte das águas são Cloretadas Sulfatadas Cálcicas, em função da redução da influência das águas de recarga dos quartzitos e redução dos índices pluviométricos, provocando o enriquecimento em cloretos a partir do mecanismo de evapoconcentração. Na região central da Bacia, área de Irecê, foi observado um certo equilíbrio no padrão evolutivo das águas subterrâneas, predominando águas tanto do tipo Bicarbonatada Cálcica, como Cloretadas Sulfatadas Cálcicas, tendendo a um enriquecimento em cloretos e apresentando portanto, um certo equilíbrio entre a qualidade das águas analisadas como constatado na área. Isso indica que ao longo desses 20 anos a qualidade das águas na área não sofreu alterações significativas.

BERALDO (2005) classificou as águas subterrâneas de Irecê como Bicarbonatadas Cálcicas a Mistas. SANTOS (2008), por sua vez, classificou as águas analisadas na Bacia do rio Salitre como Cloretadas Cálcicas e Mistas a Bicarbonatadas Cálcicas, concordantes com a classificação de BARRETO (2006) para a área. GUERRA (1986), em sua tese desenvolvida na Bacia de Irecê, constatou que as águas da região classificam-se predominantemente como Cloretadas Sulfatadas Cálcicas ou Magnesianas (63%) e Bicarbonatadas Cálcicas ou Magnesianas (37%), com aumento gradual do teor de cloretos e redução do teor de bicarbonatos de sul para norte da Bacia.

7.4. Análise das águas subterrâneas para irrigação

Os sistemas de irrigação podem ser obstruídos por sedimentos, substâncias químicas e organismos, contidos frequentemente na água de irrigação (BURT *et al.*,1995). Como constatado por esses autores, as obstruções causadas pela precipitação química de sais como carbonato e sulfato de cálcio ocorrem gradualmente, são mais difíceis de serem localizadas e são favorecidas por altas temperaturas e elevados valores de pH.

Em estudos efetuados na área por BARRETO (2006), foram analisados os seguintes compostos semi-voláteis em amostras coletadas em águas subterrâneas: Demeton, Parathyon, Methyl Paration, Melathion, Ethion, Disulfoton, Diazinon, Lindano (Gama BHC), DDE, Toxapheno, Methoxichlor, Heptachlor Epoxide, Heptachlor, Endrin, Endosulfan II, Endosulfan, Endosulfan Sulfate, Dieldrin DDT, DDD, Chlordano e Aldrin. O resultado das análises não apontou contaminação por estes compostos na área.

A mobilidade dos compostos semi-voláteis é influenciada basicamente por três fatores principais: as propriedades químicas dos agrotóxicos, o ambiente do solo e as condições climáticas (BOYER, 1995). Para a maioria desses compostos a sua distribuição nas fases líquida e sólida do solo é um dos principais fatores que determinam a sua mobilidade, podendo seguir os possíveis destinos após serem adicionados ao solo:

- 1) Vaporizar-se e perder-se na atmosfera, sem nenhuma modificação química;
- 2) Adsorver-se nos colóides do solo;
- 3) Infiltrar-se e percolar no solo, sob forma líquida ou de solução e lixiviar;
- 4) Submeter-se a reações químicas na superfície e no interior do solo e serem biodegradados pelos microorganismos do solo.

BOYER *op cit*, (1995), constatou que temperaturas elevadas provocam um aumento das taxas de volatilização dos compostos semi-voláteis e um aumento das atividades dos microorganismos, agindo diretamente na inativação de alguns grupos de agrotóxicos. As chuvas podem atuar de forma a contribuir com a disseminação desses compostos através da infiltração até a zona não saturada, como também provocar a sua lixiviação por escoamento superficial.

Em estudos realizados na área por BOMFIM (2001), não foi detectada a presença de nenhum resíduo de agrotóxico no solo até uma profundidade de 60 cm. O que permite

constatar a baixa ação das propriedades físico-químicas nos cambissolos na área como barreira natural para esses elementos, principalmente por apresentarem baixo teor de matéria orgânica, que é o principal fator de adsorção de agrotóxicos.

7.4.1. Classificação das águas subterrâneas para irrigação

A classificação das águas para irrigação proposta por LEMOINE (U.S.S.L., 1954) é baseada na condutividade elétrica (C.E.), como indicadora do perigo de salinização do solo, e na razão de adsorção do sódio (RAS), como indicadora do perigo de alcalinização ou sodificação do solo.

$$\text{Onde, RAS} = \frac{\text{Na}^+}{\sqrt{\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++}}}$$

A classificação das águas para a finalidade de irrigação com respeito a RAS, se baseia essencialmente no efeito do sódio trocável nas condições físicas do solo, causando problemas de infiltração pela redução da permeabilidade. RICHARDS (1954) dividiu as águas em quatro classes quanto à condutividade elétrica (C.E.) e ao risco de sódio (S), de acordo com a classificação das águas para irrigação proposta pelo *U.S. Salinity Laboratory Staff - U.S.D.A. Agriculture Handbook* (1954), considerando os valores limites da RAS, em função da C.E., com as seguintes interpretações:

- ❖ C₁ - Água de baixa salinidade [C.E. entre 0 e 250 (mS/cm), a 25°C]

Pode ser usada para irrigação da maioria das culturas, em quase todos os tipos de solos, com muito pouca probabilidade de que se desenvolvam problemas de salinidade.

- ❖ C₂ - Água de média salinidade [C.E. entre 250 e 750 (mS/cm), a 25°C]

Pode ser usada sempre e quando houver uma lixiviação moderada de sais. Em quase todos os casos permite o cultivo de plantas moderadamente tolerantes aos sais, sem necessidade de práticas especiais de controle de salinidade.

❖ C₃ - Água de alta salinidade [C.E. entre 750 e 2250 (mS/cm), a 25°C]

Não pode ser usada em solos com drenagem deficiente. Mesmo com drenagem adequada podem ser necessárias práticas especiais de controle da salinidade devendo, portanto, ser utilizada na irrigação de espécies vegetais de alta tolerância aos sais. Os riscos apresentados por esta classe de água podem ser amenizados quando do emprego de métodos de irrigação localizados mantendo o solo continuamente úmido.

❖ C₄ - Água de muito alta salinidade [C.E. entre 2250 e 5000 (mS/cm), a 25°C]

Não é apropriada para irrigação sob condições normais, porém pode ser usada ocasionalmente, em circunstâncias muito especiais. Os solos devem ser permeáveis, a drenagem adequada, devendo ser aplicada água em excesso para se obter uma boa lixiviação de sais. A água somente deve ser usada para culturas altamente tolerantes aos sais.

❖ S₁ - Água com baixa concentração de sódio [$RAS \leq 18,87 - 4,44 \log C.E.$]

Pode ser usada para irrigação em quase todos os solos, com pequena probabilidade de alcançar níveis perigosos de sódio trocável.

❖ S₂ - Água com média concentração de sódio [$18,87 - 4,44 \log C.E. < RAS < 31,31 - 6,66 \log C.E.$]

Em solos de textura fina (argilosos) o sódio dessa classe de água representa um perigo considerável de dispersão com redução de permeabilidade. Por outro lado, essas águas podem ser usadas em solos de textura grossa (arenosos) ou em solos orgânicos de boa permeabilidade.

❖ S₃ - Água com alta concentração de sódio [$31,31 - 6,66 \log C.E. < RAS < 43,75 - 8,87 \log C.E.$]

Pode produzir níveis tóxicos de sódio trocável na maioria dos solos, necessitando de práticas especiais de manejo: boa drenagem, alta lixiviação e adição de condicionadores químicos ou orgânicos.

❖ S₄ - Água com muito alta concentração de sódio [RAS > 43,75 - 8,87 log C.E.]

É uma classe inadequada para a irrigação exceto quando sua salinidade é baixa ou média.

Os principais fatores que interferem no potencial de salinização causado por águas subterrâneas no nordeste são: o clima (pluviometria), características de armazenamento das águas (aquíferos livres, confinados ou fraturas) e a natureza geológica (influência litológica na composição química das águas), aliados a uma drenagem ineficiente das áreas irrigadas (CRUZ & MELO, 1969).

A relação de adsorção de sódio (RAS) da água utilizada para a finalidade de irrigação pode ser analisada como uma medida do risco de sodicidade, visto que esta pode ser correlacionada com a RAS do solo depois de atingido o equilíbrio dinâmico. A classificação da água para irrigação de acordo com o risco de problemas de infiltração da água no solo deve estar baseada na RAS e na condutividade elétrica (C.E.) da água para irrigação, levando-se em conta que quanto maior for a salinidade da água, menor será o efeito dispersante do sódio, uma vez que os sais atuam no solo de maneira oposta ao sódio, ou seja, os sais presentes na solução do solo têm efeito floculante, aumentando a infiltração (AYRES & WESTCOT, 1985).

Os resultados obtidos por GUERRA (1986) na Bacia de Irecê, cujas águas foram classificadas predominantemente como C₃S₁, sendo normalmente utilizadas para pequenos projetos de irrigação e, secundariamente, C₄S₁, não devendo ser utilizadas para irrigação, devido ao perigo de salinização dos solos.

7.5. Índices de saturação [IS_{CALCITA} ; IS_{DOLOMITA} ; $IS_{\text{ARAGONITA}}$ e IS_{GIPSITA}]

O índice de saturação (IS) expressa quanto uma água natural desvia do estado de equilíbrio (WHITE, 1988). Relaciona os processos de dissolução e precipitação e reflete o tempo de circulação e interação das águas. Dessa forma, de acordo com CARRASCO *et al.*, (2006), para se calcular o índice de saturação das águas em determinado local considerado, tem-se que:

$$IAP = a_A \times a_B, \text{ onde} \quad K: \text{ Constante de Equilíbrio}$$

$$T: \text{ Temperatura}$$

O produto das atividades iônicas ($a_A \times a_B$) é denominado IAP: Produto da Atividade Iônica

A razão entre IAP / K_T representa o estado de saturação (IS), que indica a tendência de dissolução ou precipitação de um mineral.

$$IS = \log \frac{[IAP]}{K_T}$$

Para: $IAP < K_T \rightarrow IS < 0$ (tendência à dissolução)

$IAP > K_T \rightarrow IS > 0$ (tendência à precipitação)

$IAP = K_T \rightarrow IS = 0$ (equilíbrio com a fase mineral)

A dissolução do CO_2 afeta diretamente o pH. Dessa forma, como o índice de saturação depende fundamentalmente do equilíbrio entre o pH e a pressão de CO_2 . Para valores de pH baixos, é favorecida a dissolução, enquanto que valores de pH altos propiciam a precipitação. Pode-se concluir então que, quanto maior for o índice de saturação (IS), menor será a dissolução da rocha na área.

Ex. Calcita (CaCO_3), onde $[\text{Ca}^{2+}]$ é proveniente da solução (aquífero salino) ou da dissolução de outros minerais. Esse mecanismo é similar para outros minerais carbonáticos como: dolomita, aragonita, dentre outros.



$$K = \frac{[\text{H}^+]^2}{[\text{Ca}^{2+}]\text{P}_{\text{CO}_2}}$$

LANGMUIR (1971) constatou que, quando o $\text{IAP} = K_T$, a água está em perfeito equilíbrio com o mineral em solução, ou seja, a solução está em equilíbrio químico. Nesse caso, a velocidade da reação direta (fase sólida mineral > solução) é igual a reação inversa (solução > fase sólida mineral). Quando os valores de índice de saturação são positivos existem condições de supersaturação das espécies químicas, havendo com isso a possibilidade de formação da fase sólida mineral a partir da solução aquosa através de uma reação química inversa, enquanto que valores de índice de saturação negativos representam soluções insaturadas, em relação aos minerais dissolvidos, sendo predispostas à corrosão.

Em estudos realizados para análise de índices de saturação nas águas dos poços tubulares nas Bacias de Irecê e Salitre por VALLE (2004), foram obtidos valores médios de $\text{IS}_{\text{CALCITA}} = 0,02$, $\text{IS}_{\text{DOLOMITA}} = -0,08$, $\text{IS}_{\text{ARAGONITA}} = -0,12$ e $\text{IS}_{\text{GIPSITA}} = -1,51$. SANTOS (2008) obteve na Bacia do Salitre, valores médios de $\text{IS}_{\text{CALCITA}} = -0,75$ e $\text{IS}_{\text{DOLOMITA}} = -1,45$. Os valores obtidos apresentam diferenças em função, sobretudo, de variações dos índices pluviométricos nas Bacias de Irecê e Salitre, que irá influenciar nos processos de dissolução das rochas calcárias.

8. RESULTADOS DAS ANÁLISES HIDROQUÍMICAS

8.1. Variações dos níveis freáticos em poços tubulares

Em 36 poços tubulares analisados na área, foram constatadas cotas variáveis entre 692m e 808m acima do nível do mar, com valores médios de 756,2m. As profundidades dos poços variaram de 50m a 150m, com valores médios de 84,3m. Os níveis freáticos medidos nos poços pertencentes à malha de amostragem no período de 2009 (período chuvoso) variaram 0,0m (poço surgente) a 105,7m, com valores médios de 24,7m. Em 2010 (período seco), estes níveis variaram de 0,0m (poço surgente) a 118,3m, com valores médios de 30,6m, ou seja, a diferença média dos níveis freáticos dos poços no período medido, considerando-se a estação chuvosa e a seca, foi de aproximadamente 5,9m na área (Figuras 61 e 62).

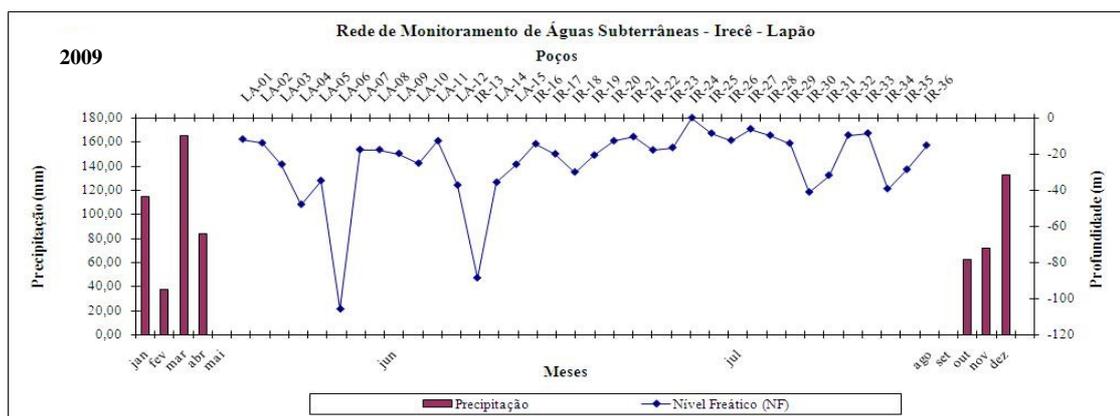


Figura 61: Níveis freáticos dos poços da malha de amostragem referentes à campanha de 2009 (período chuvoso) e precipitações mensais desse ano.

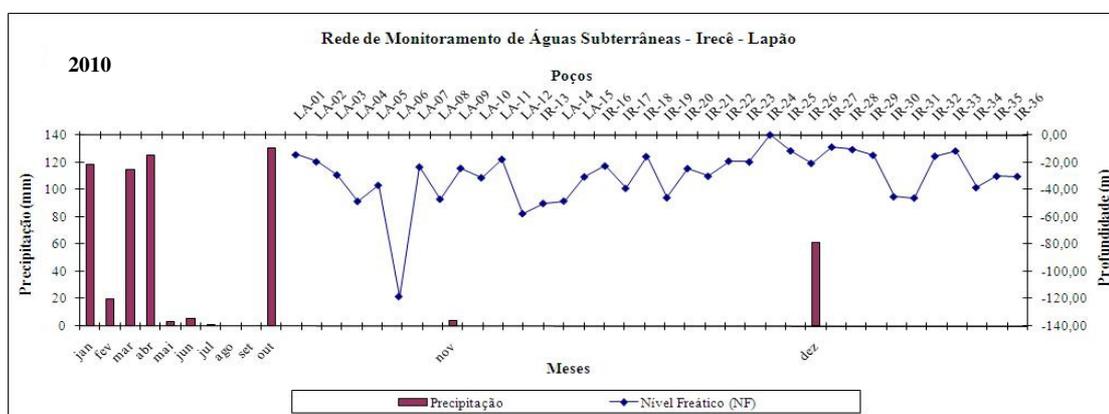


Figura 62: Níveis freáticos dos poços da malha de amostragem referentes à campanha de 2010 (período seco) e precipitações mensais desse ano.

A variação nos níveis freáticos decorrentes do regime pluviométrico sugere que o crescimento das áreas irrigadas, utilizando águas subterrâneas, é um dos fatores responsáveis pela redução desses níveis, detectados nas análises dos dados observados nos períodos de 1980/1982 e 2002/2003 por BASTOS LEAL & SILVA (2004), GUERRA (1986). Dessa forma, de acordo com RAMOS (2005), a acentuada variação espacial e temporal dos níveis freáticos médios evidencia a complexidade e a heterogeneidade da geometria característica do aquífero na região, que se reflete na recarga do mesmo.

Foi constatado em campo, que as águas dos poços tubulares analisados (Tabela 6) são utilizadas, sobretudo, para irrigação de culturas, como: cenoura, cebola, beterraba, milho, tomate, sorgo, mamona, pinha, hortaliças, mamão e pimenta; além de dessedentação animal; uso doméstico secundário para limpeza; jardinagem e lava-jatos automotivos.

Tabela 6: Ficha de campo com dados dos poços tubulares selecionados para coleta de água subterrânea.

Poço	Cadastro	Coord. (utm)	Propriedade	Uso do poço	Cota (m)	Prof (m)	NF (2009)	NF (2010)	Vazão (l/h)
LA-01	INGA-3224/ UFBA-2418	189956/ 8740577	Posto Ipiranga	Jardinagem/dessedentação animal/ lava-jato	776	120	11,90	14,50	20.000
LA-02	INEMA-3002/ UFBA-2415	190391/ 8740811	Faz. Várzea	Cenoura/cebola/ milho/dessedentação animal	777	120	13,95	19,64	25.000
LA-03	UFBA-2783	191010/ 8738200	Faz. Lagoa	Cebola/cenoura/ dessedentação animal	770	130	25,75	29,30	15.000
LA-04	INGA-3042/ UFBA-2790	191993/ 8737658	Faz. Morro Pelado-I	Cenoura/cebola/ beterraba	800	105	47,93	48,63	16.000
LA-05	UFBA-2784	190884/ 738023	Faz. Lagoa	Cenoura/melancia	762	95	34,75	36,85	800
LA-06	UFBA-3135	191521/ 8736670	Faz. Morro Pelado-II	Cenoura/dessedentação animal	791	70	105,7	118,3	7.050
LA-07	UFBA-3136	192008/ 8736647	Faz. Morro Pelado-III	Cenoura	787	90	17,65	23,48	6.000
LA-08	INGA-3047/ UFBA-3148	192033/ 8735074	Faz. Canela	Feijão/cenoura/ beterraba/ sorgo/ milho/cebola	779	87	17,70	47,05	27.000
LA-09	UFBA-3144	195035/ 8735666	Faz. Matos	Cenoura/tomate/ beterraba/cebola	808	80	19,80	24,40	10.000
LA-10	UFBA-3119	189126/ 8736421	Faz. Vila Castro	Cenoura/beterraba	758	92	25,18	31,36	12.000
LA-11	INEMA-3006	190917/ 8739646	Faz. Juá (Sede)	Cebola/cenoura/ dessedentação animal	771	74	12,80	17,80	30.000
LA-12	INEMA-31626/ UFBA-2593	195346/ 8740640	Faz. Aliança	Cenoura/dessedentação animal	788	150	37,30	57,61	10.000
IR-13	--	186238/ 8743207	Faz. Novo Horizonte	Cenoura/dessedentação animal	768	102	48,55	50,14	3.300
LA-14	UFBA-2241	187647/ 8739077	Faz. Baixa Funda	Cenoura/beterraba/ milho/dessedentação animal	748	104	35,70	48,40	12.000
LA-15	INEMA-3026	185394/ 8739292	Faz. Tanquinho	Dessedentação animal/capim	737	100	25,79	30,65	14.000

IR-16	UFBA-1712	192090/ 8746868	Faz. Juazeiro	Feijão/cenoura/ uso secundário	778	80	14,43	22,72	30.000
IR-17	INEMA- 3312/ UFBA-1604	194290/ 8747746	Faz. Nova Canaã	Pinha/mamona/ feijão/milho/desse dentação animal/ uso secundário	771	83	20,00	39,09	40.000
IR-18	--	192181/ 8750114	Posto de Saúde (Meia Hora)	Dessedentação animal/capim	750	75	10,05	15,85	6.000
IR-19	--	189601/ 8747073	Faz. Progresso	Mudas (AGROFITO)	765	78	20,70	45,91	8.000
IR-20	--	191756/ 8745948	Faz. Recanto- II	Cenoura/beterraba /tomate/desseden tação animal/ uso secundário	785	80	12,78	24,62	20.000
IR-21	--	185123/ 8748724	Faz. Bela Vista	Milho/dessedenta ção animal/ uso secundário	730	50	10,52	30,20	5.000
IR-22	UFBA-1348	185482/ 8749386	Faz. União	Hortaliças/desse dentação animal	697	80	17,86	19,17	10.000
IR-23	--	184395/ 8749328	Faz. Sossego	Cebola/tomate/ pimenta/cenoura/ dessedentação animal	692	54	16,50	19,77	12.000
IR-24	--	188322/ 8749434	Iredil (Sede)	Lavagem de peças automotivas	722	80	0,00	0,00	9.000
IR-25	CERB- 1.2637	188166/ 8748564	UFBA (Sede)	Jardinagem	741	80	8,60	11,61	5.000
IR-26	CERB- 1.1189	188218/ 8751273	CERB (Sede)	Uso secundário e jardinagem	707	67	12,50	20,82	20.000
IR-27	UFBA	187970/ 8750181	Faz. Nova	Cenoura	705	50	6,20	8,86	40.000
IR-28	INEMA- 3293/ UFBA-1524	190603/ 8749869	Posto Lua Negra	Uso doméstico secundário	732	100	9,73	10,70	11.000
IR-29	UFBA-1592	189069/ 8750646	Posto Chapéu de Couro	Uso doméstico secundário	708	80	14,15	14,90	5.256
IR-30	UFBA-1856	190514/ 8748511	Faz. Valpadana	Dessedentação animal/capim	748	80	41,10	45,23	15.000
IR-31	UFBA-2425	188857/ 8742919	Faz. Cocão	Tomate/cenoura/ dessedentação animal	770	80	31,85	46,15	10.000
IR-32	UFBA-1482	187698/ 8746087	Faz. Morada do Sol	Tomate/cenoura/ beterraba/desse dentação animal	768	80	9,65	15,60	9.000
IR-33	UFBA-1571	195405/ 8747243	Faz. Betel	Jardinagem/desse dentação animal/ uso doméstico secundário	774	50	8,55	11,80	10.000
IR-34	UFBA-1343	184986/ 8744311	Faz. Três Poderes	Cenoura/tomate/ beterraba/cebola	764	59	39,30	38,54	8.000
IR-35	--	183941/ 8747050	Faz. Cipó	Mamão	749	80	28,60	30,20	12.000
IR-36	INEMA- 3276	194227/ 8750735	Faz. Triângulo	Cenoura/beterraba	746	54	15,27	30,40	20.000
Valores Médios	--	--	--	--	756,2	84,3	23,0	30,6	14.261

NF: Níveis freáticos medidos nas campanhas de 2009 (período chuvoso) e 2010 (período seco).
Os tratamentos estatísticos foram efetuados no *software* AquaChem 4.0.

8.2. Distribuição da vazão e estimativa da reserva reguladora do aquífero Salitre

A análise do mapa de vazão (Figura 63) demonstra que os poços tubulares perfurados na área, com uma média de profundidade de 80m a 120m apresentam vazões entre 800l/h e 40.000l/h. Sendo considerados os valores de vazões obtidos na data de perfuração dos poços (Tabela 6).

A permanência da média de vazões obtidas para os poços ao longo do tempo considerado entre a data da sua perfuração e a data atual depende fundamentalmente da sua forma de utilização. Em relatos obtidos de proprietários destes poços, foi possível constatar que em uma média de 20 a 30 anos de utilização, as vazões sofreram reduções de cerca de 20% a 30% da sua potencialidade total, observada principalmente nos períodos secos, em função da recarga deficitária na área.

No trabalho em questão, a área total tem uma dimensão de 250km² e a precipitação média obtida no período (1961-1990) foi de 653mm (Figuras 2 e 3). Foi verificado na área variações médias dos níveis freáticos dos poços analisados no período (novembro/dezembro de 2009 a junho/julho de 2010) de 5,9m, o que equivale a um rebaixamento de 11,80m/ano ou 0,98m/mês na área. Considerando-se como base o valor médio de porosidade 3,2%, encontrado por PLATA *et al.*, (1980) para a zona de saturação da região de Irecê, que passa a ser considerado para efeito de cálculos, um valor estimado de 6,4%, que representa a porosidade máxima estimada da zona de flutuação sazonal, que poderia ser utilizada se o meio fosse homogêneo (GUERRA, 1986), obtendo-se uma recarga anual de aproximadamente 755mm. Dessa forma, pode-se constatar que a recarga na área não ocorre apenas em função dos índices pluviométricos (653mm/ano), mas também, que aproximadamente, 102mm das águas que recarregam o aquífero Salitre são provenientes de outras fontes, como por exemplo, dos metarenitos do Grupo Chapada Diamantina localizados nas bordas da Bacia de Irecê (Figura 12).

No meio cárstico a recarga ocorre fundamentalmente, através de feições cársticas como dolinas e sumidouros, além de fraturas evidenciando que o meio é anisotrópico, e, portanto, as feições cársticas precisam ser consideradas no cálculo da porosidade. A área de ocorrência dessas feições perfaz aproximadamente 4,7% da superfície da área de pesquisa (250km²), ou seja 11,73km². Dessa forma, pode-se estimar uma recarga efetiva média de 35,49mm/ano ou 5,44% da precipitação média na área, que equivale a aproximadamente 653mm/ano. Considerando-se a área total de 250km², a reserva reguladora média calculada é

de aproximadamente $8,9 \times 10^6 \text{m}^3/\text{ano}$. Este valor é considerado menor do que as reservas reguladoras obtidas por GUERRA *op cit.* (1986), de $2,2 \times 10^8 \text{m}^3/\text{ano}$ e por RAMOS (2005), de $7,9 \times 10^8 \text{m}^3/\text{ano}$, uma vez que estes autores consideraram para esses cálculos toda a área da Bacia de Irecê.

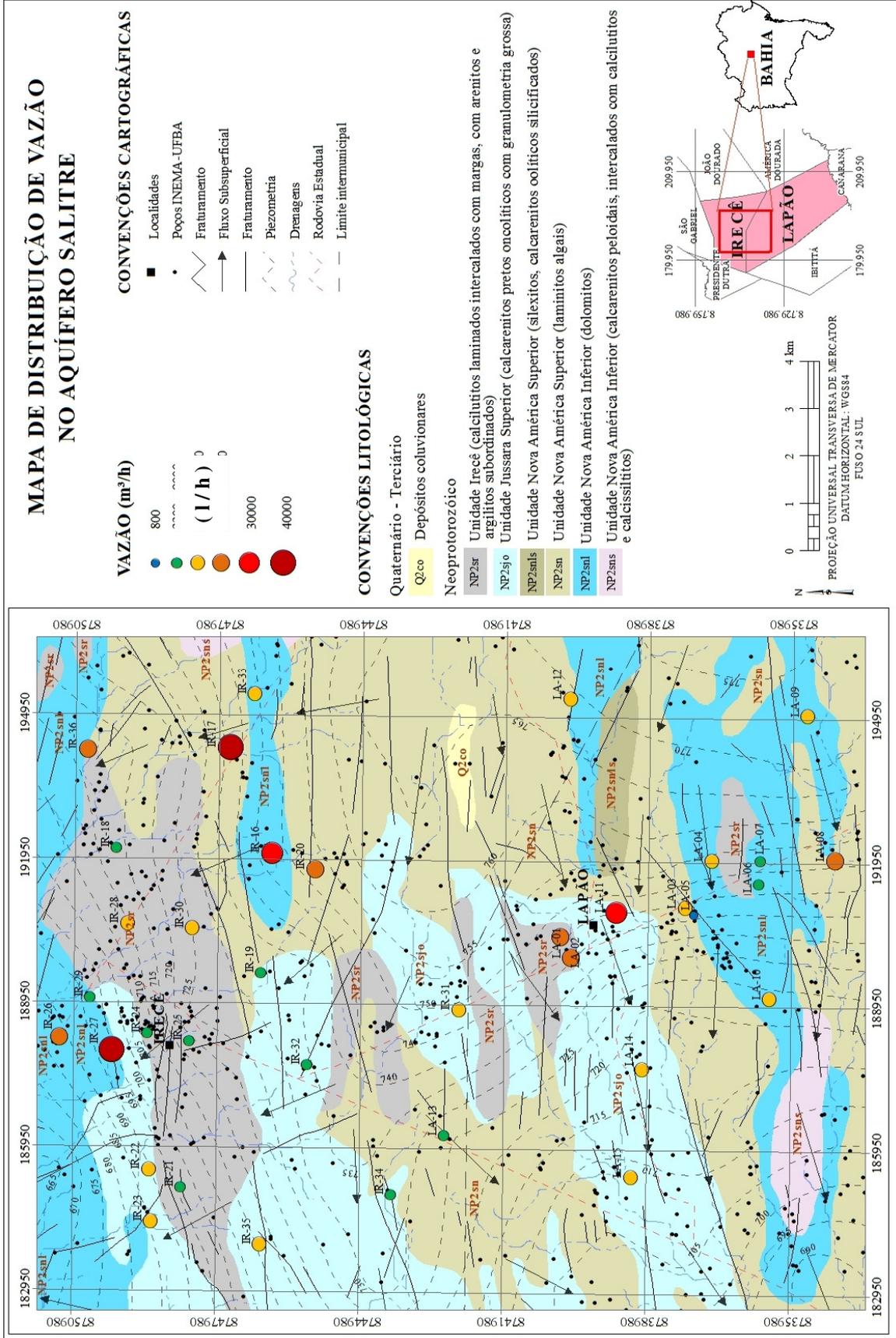


Figura 63: Mapa de Distribuição de Vazão no Aquífero Salitre.

8.3. Análises físico-químicas das águas subterrâneas

Tabela 7: Resultados das análises físico-químicas dos parâmetros principais de amostras de água subterrânea coletadas na campanha de 2009 (período chuvoso).

AMOSTRAS	Ca ⁺⁺ mg/L	Mg ⁺⁺ mg/L	Na ⁺ mg/L	K ⁺ mg/L	HCO ₃ ⁻ mg/L	Dureza Total %CaCO ₃	C.E. mS/cm	STD mg/L	pH	Cl ⁻ mg/L	SO ₄ ⁼ mg/L
LA-01	256,30**	62,40**	11,00	3,51	449,94	745,00**	1855,00	986,46	7,18	253,42**	191,21
LA-02	182,50**	51,30**	65,10	2,55	386,39	625,00**	1371,00	1371,00**	7,39	162,36	128,24
LA-03	147,10**	23,30	10,65	1,33	388,55	390,00	811,00	472,81	7,41	28,86	44,03
LA-04	135,30**	57,80**	38,74	2,95	405,26	455,00	1073,00	1073,00**	8,27	75,25	48,79
LA-05	148,70**	25,60	16,62	1,40	356,05	255,00	869,00	501,35	7,38	48,94	33,90
LA-06	160,80**	78,50**	33,78	5,76	470,29	680,00**	1382,00	753,74	7,23	167,88	60,83
LA-07	161,40**	62,60**	31,59	5,29	--	--	--	--	--	168,28	46,43
LA-08	132,60**	41,20	46,66	2,66	393,29	410,00	1040,00	585,48	7,36	37,76	27,21
LA-09	107,70**	42,40	35,79	2,94	377,73	430,00	907,00	520,04	7,57	55,25	29,98
LA-10	212,20**	101,90**	44,94	5,84	420,12	875,00**	1785,00	952,02	7,13	271,28**	110,26
LA-11	166,90**	50,40**	65,57	7,18	470,35	600,00**	1313,00	719,80	7,02	111,85	93,54
LA-12	138,70**	39,70	18,62	6,86	423,15	415,00	931,00	531,85	7,36	48,99	75,64
IR-13	192,10**	52,60**	39,09	2,37	427,69	570,00**	1321,00	723,73	7,18	180,47	53,25
LA-14	224,00**	80,60**	88,34	3,18	425,84	815,00**	1885,00	1001,22**	7,48	278,56	197,45
LA-15	161,90**	57,50**	58,61	2,52	487,12	625,00**	1335,00	730,62	7,32	217,62	140,57
IR-16	195,30**	36,30	67,75	1,96	466,13	570,00**	1320,00	723,24	7,05	140,01	87,02
IR-17	163,60**	51,10**	41,18	2,65	502,61	575,00**	1233,00	680,44	7,07	--	--
IR-18	243,60**	104,10**	123,70	17,06	398,21	890,00**	2320,00	1215,24**	7,41	403,23**	234,78
IR-19	220,30**	63,80**	67,54	2,87	397,20	765,00**	1614,00	867,89	7,25	234,03	185,54
IR-20	265,10**	48,50	50,57	1,89	329,10	740,00**	1680,00	900,36	7,72	--	--
IR-21	238,70**	99,90**	149,50	5,93	326,63	945,00**	2400,00	1254,60**	7,44	458,86**	300,52**
IR-22	175,40**	41,50	134,70	13,69	499,53	495,00	1576,00	849,19	7,35	198,06	106,62
IR-23	179,60**	45,50	132,40	7,74	431,61	575,00**	1741,00	930,37	7,53	224,44	113,91
IR-24	161,60**	56,80**	107,00	5,64	574,99	595,00**	1467,00	795,56	7,02	123,26	105,31
IR-25	195,30**	43,20	113,80	8,25	543,19	510,00**	1632,00	876,74	7,04	136,78	90,91
IR-26	214,20**	65,80**	80,80	2,29	380,12	770,00**	1714,00	917,09	7,05	232,43	105,68
IR-27	166,20**	45,00	107,50	5,94	425,03	570,00**	1432,00	778,34	7,01	132,58	96,02
IR-28	203,10**	50,20**	89,63	2,70	531,66	540,00**	1545,00	833,94	7,09	164,56	93,75
IR-29	204,50**	60,40**	77,64	2,73	452,57	655,00**	1490,00	806,88	7,72	199,08	94,58
IR-30	194,60**	73,40**	68,09	1,43	455,24	780,00**	1626,00	873,79	6,98	140,26	120,69
IR-31	219,80**	75,90**	99,39	1,37	474,15	825,00**	1884,00	1000,73**	6,96	283,67**	145,62
IR-32	155,90**	61,10**	73,89	3,11	425,95	445,00	1382,00	753,74	7,31	175,89	146,42
IR-33	355,30**	91,40**	163,00	17,00	390,69	1180,00**	2980,00	1539,96**	7,25	--	--
IR-34	359,00**	85,30**	61,85	3,40	431,24	1280,00**	2550,00	1328,40**	6,93	--	--
IR-35	219,80**	98,00**	79,72	6,35	618,13	880,00**	1804,00	961,37	6,99	175,45	306,77**
IR-36	238,30**	53,90**	63,23	2,63	466,13	765,00**	1673,00	896,92	6,99	225,81	64,82
VMP	75,00	50,00	200,00	--	--	500,00	--	1000,00	--	250,00	250,00
LQP	0,01	0,01	0,01	0,005	--	500,00	--	1000,00	--	0,01	0,01

** : Valores acima dos Valores Máximos Permitidos (VMP) pela legislação aplicável, constantes na Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde e/ou na Resolução CONAMA 396/2008; considerando-se também as Normas Internacionais da Organização Mundial de Saúde - World Health Organization (WHO, 2003), para o cálcio (75,0 mg/l) e magnésio (50,0 mg/l), não constantes nas legislações supra-citadas.

LQP: Limite de Quantificação Praticável: menor concentração de uma substância que pode ser determinada quantitativamente com precisão e exatidão, pelo método utilizado (CONAMA 396/2008).

Tabela 8: Resultados das análises físico-químicas dos parâmetros principais de amostras de água subterrânea coletadas na campanha de 2010 (período seco).

AMOSTRAS	Ca ⁺⁺ mg/L	Mg ⁺⁺ mg/L	Na ⁺ mg/L	K ⁺ mg/L	HCO ₃ ⁻ mg/L	Dureza Total % CaCO ₃	C.E. mS/cm	STD mg/L	pH	Cl ⁻ mg/L	SO ₄ ⁼ mg/L
LA-01	251,50**	65,02**	125,70	2,44	353,61	765,00**	2226**	1168,99**	7,63	314,59**	295,07**
LA-02	208,90**	54,62**	55,92	2,00	319,66	615,00**	1504	813,77	7,7	287,35**	190,39
LA-03	143,60**	16,53	7,54	1,01	263,09	410,00	674	405,77	7,69	45,02	48,82
LA-04	127,30**	50,2**	33,65	2,59	387,53	445,00	922	527,42	7,75	79,05	51,72
LA-05	134,30**	45,93	34,35	2,54	387,53	440,00	884	508,73	7,85	89,53	52,95
LA-06	153,00**	67,33**	26,27	5,09	421,50	590,00**	1176	652,34	7,73	157,66	57,18
LA-07	145,80**	55,08**	27,27	4,44	356,44	470,00	1047	588,92	7,71	156,19	46,11
LA-08	130,00**	35,58	44,92	2,54	328,15	410,00	916	524,47	7,8	98,88	53,36
LA-09	124,90**	43,22	42,60	3,00	333,81	455,00	968	550,06	7,81	94,15	45,35
LA-10	193,20**	91,07**	41,41	4,66	401,70	745,00**	1582	852,14	7,81	284,2	114,60
LA-11	154,00**	41,02	51,47	5,57	398,87	490,00	1183	655,84	7,87	198,31	166,32
LA-12	134,90**	35,04	18,51	5,17	353,61	490,00	868	500,86	7,82	48,91	75,25
IR-13	187,30**	60,79**	46,72	2,17	413,02	640,00**	1307	716,84	7,71	189,74	129,31
LA-14	217,70**	69,76**	68,59	2,64	367,75	845,00**	1792	955,46	7,94	266,7**	199,41
LA-15	179,70**	65,93**	61,79	1,20	381,90	660,00**	1495	809,34	7,73	243,99	141,58
IR-16	190,30**	33,22	63,53	1,55	427,16	455,00	1125	627,3	7,89	167,91	97,16
IR-17	155,50**	42,09	38,14	1,33	404,53	--	971	551,53	7,83	126,24	41,42
IR-18	236,60**	98,41**	113,60	19,01	345,12	845,00**	2366**	1237,87**	7,64	--	--
IR-19	185,60**	42,24	53,41	1,77	319,66	635,00**	1429	776,87	8,38	205,00	193,62
IR-20	262,00**	46,01	48,96	1,83	308,35	670,00**	1555	838,86	7,76	272,42**	192,83
IR-21	209,80**	68,72**	77,56	0,92	424,33	--	1610	865,92	7,87	276,11**	131,14
IR-22	163,60**	36,12	117,20	11,00	413,02	395,00	1371	748,33	7,95	207,06	111,82
IR-23	171,10**	37,85	111,40	7,01	401,70	455,00	1579	850,67	7,59	--	--
IR-24	151,40**	46,68	91,32	4,57	475,25	545,00**	1419	771,95	7,84	122,33	133,39
IR-25	181,90**	38,37	101,50	5,75	506,37	520,00**	1446	785,23	7,84	131,98	96,50
IR-26	165,30**	45,68	64,50	3,84	381,90	635,00**	1348	737,02	7,95	196,12	104,07
IR-27	157,70**	40,44	90,47	4,64	435,65	455,00	1345	735,54	7,71	141,54	108,60
IR-28	186,80**	42,57	78,64	2,18	446,96	570,00**	1293	709,96	7,76	189,13	110,49
IR-29	196,90**	50,57**	65,56	2,09	401,70	580,00**	1448	786,22	7,66	239,00	108,30
IR-30	155,40**	52,22**	51,66	2,45	404,53	475,00	1070	600,24	8,03	131,22	118,08
IR-31	218,40**	84,26**	120,90	5,18	325,32	845,00**	2438**	1273,3**	7,67	--	--
IR-32	142,10**	45,32	52,50	2,66	347,95	495,00	1158	643,54	7,84	140,50	148,24
IR-33	360,80**	94,52**	159,50	24,89	311,18	1360,00**	3364**	1728,89**	7,96	--	--
IR-34	359,10**	82,71**	54,11	3,25	373,41	995,00**	2180**	1146,36**	7,41	--	--
IR-35	209,20**	85,98**	66,51	5,49	503,54	640,00**	1604	862,97	7,56	151,57	293,31**
IR-36	182,80**	37,08	47,81	2,08	373,41	480,00	1233	680,44	7,63	169,80	54,37
VMP	75,00	50,00**	200,00	--	--	500,00	--	1000,00	--	250,00	250,00
LQP	0,01	0,01	0,01	0,005	--	500,00	--	1000,00	--	0,01	0,01

** : Valores acima dos Valores Máximos Permitidos (VMP) pela legislação aplicável, constantes na Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde e/ou na Resolução CONAMA 396/2008; considerando-se também as Normas Internacionais da Organização Mundial de Saúde - World Health Organization (WHO, 2003), para o cálcio (75,0 mg/l) e magnésio (50,0 mg/l), não constantes nas legislações supra-citadas.

LQP: Limite de Quantificação Praticável: menor concentração de uma substância que pode ser determinada quantitativamente com precisão e exatidão, pelo método utilizado (CONAMA 396/2008).

Tabela 9: Sumário estatístico dos parâmetros físico-químicos analisados nas amostras de águas subterrâneas coletadas na campanha de 2009 (período chuvoso).

Parâmetros (mg/l)	LQP (mg/l)	VMP PORTARIA 518/2004 (mg/l)	VMP CONAMA 396/2008 (mg/l)	Valor Mínimo (mg/l)	Valor Máximo (mg/l)	Valor Médio (mg/l)	Desvio Padrão (mg/l)	Mediana (mg/l)	Variância (mg/l)	Curto se (mg/l)	Assimetria (mg/l)
Al ⁺³	0,003	0,200	0,200	0,01	0,20	0,08	0,72	0,00	0,06	35,29	5,16
As ⁺³	0,008	0,010	0,010	0,01	0,03*	0,02*	0,01	0,01	0,00	33,90	5,91
Ba ⁺²	0,003	0,700	0,700	0,03	0,39	0,15	0,08	0,12	0,01	0,86	2,03
Be ⁺²	0,001	--	0,004	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	36,00	5,40
B ⁺³	0,007	--	5,000	0,04	0,39	0,15	0,09	0,13	0,01	0,59	4,23
Cd ⁺²	0,002	0,005	0,005	ND	--	--	--	--	--	--	--
Ca ⁺²	0,010	--	--	107,7*	359*	197,2*	54,22	193,35	2939,78	2,57	0,19
Pb ⁺²	0,010	0,010	0,010	ND	--	--	--	--	--	--	--
Co ⁺²	0,003	--	--	ND	--	--	--	--	--	--	--
Cu ⁺²	0,002	2,000	2,000	0,00	0,05	0,01	0,01	0,01	0,00	10,28	3,07
Cr ⁺²	0,003	0,050	0,050	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,00	-0,69	2,22
Sb ⁻³	0,005	0,005	--	ND	--	--	--	--	--	--	--
Sn ⁺⁴	0,010	--	--	0,01	0,04	0,03	0,01	0,02	0,00	-0,80	0,68
Sr ⁺²	0,001	--	--	0,48	9,72	1,70	1,56	1,37	2,44	20,44	4,01
Fe ⁺²	0,002	0,300	0,300	0,03	1,31	0,16	0,26	0,07	0,07	14,65	4,09
Li ⁺	0,001	--	--	0,01	0,36	0,08	0,08	0,06	0,01	5,21	2,13
Mg ⁺²	0,010	--	--	23,30	104*	60,5*	21,00	57,17	440,82	-0,29	0,12
Mn ⁺²	0,007	0,100	0,100	0,01	0,07	0,09	0,03	0,01	0,00	18,91	3,88
Mo ⁺²	0,007	--	0,070	0,02	0,02	0,02	0,00	0,01	0,00	36,00	4,18
Ni ⁺²	0,007	--	0,020	0,01	0,09	0,02	0,02	0,01	0,00	31,69	5,46
Se ⁻²	0,010	0,010	0,010	ND	--	--	--	--	--	--	--
Si ⁺⁴	0,002	--	--	6,58	39,73	15,54	7,38	13,59	54,49	3,94	1,58
Ti ⁺⁴	0,005	--	--	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,00	11,62	3,13
V ⁺³	0,030	--	0,050	ND	--	--	--	--	--	--	--
Zn ⁺⁴	0,020	--	5,000	0,02	0,28	0,06	0,06	0,02	0,00	12,75	4,15
Na ⁺	0,010	200,000	200,000	10,66	163,0	71,06	39,10	66,56	1529,16	-0,26	0,87
K ⁺	0,005	--	--	1,33	17,06	4,81	3,95	3,03	15,56	4,03	1,98
D.T.(% CaCO ₃)	--	500,000	500,000	255,00	1280*	664,0*	217,65	625,00	4737,03	1,10	0,90
HCO ₃ ⁻	--	--	--	326,63	618,13	440,05	64,11	427,69	4109,63	0,85	0,72
CO ₃ ⁻²	--	--	--	0,02	15,77	0,47	2,66	0,02	7,09	35,00	5,92
C.E. (mS/cm)	--	--	--	811,00	2980,0	1569,7	473,14	1545,0	22385,75	1,48	0,92
STD	1000,	1000,000	1000,000	472,81	1540*	877,37	246,50	867,89	6076,16	0,69	0,65
pH	--	--	--	6,93	8,27	7,27	0,28	7,25	0,078	3,53	1,47
F ⁻	0,010	1,500	1,500	0,13	1,94*	0,72	0,38	0,68	0,15	2,40	0,93
Cl ⁻	0,010	250,000	250,000	28,86	459*	179,85	97,32	171,87	9471,32	1,40	0,57
NO ₂ ⁻	0,005	1,000	1,000	0,01	0,16	0,02	0,03	0,01	0,00	15,73	3,95
Br ⁻	0,010	--	--	0,20	1,24	0,61	0,28	0,56	0,08	-0,16	0,58
NO ₃ ⁻	0,010	10,000	10,000	0,47	138*	53,91*	32,29	52,05	1042,90	0,69	0,64
PO ₄ ⁻³	0,100	--	--	0,10	0,51	0,19	0,15	0,10	0,01	27,74	5,24
SO ₄ ⁻²	0,010	250,000	250,000	27,21	307*	115,01	70,87	100,67	5022,06	1,51	0,92

*: Valores acima dos Valores Máximos Permitidos (VMP) pela legislação aplicável, constantes na Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde e/ou na Resolução CONAMA 396/2008; considerando-se também as Normas Internacionais da Organização Mundial de Saúde -World Health Organization (WHO,2003), para o cálcio (75,0mg/l) e magnésio (50,0mg/l).

LQP: Limite de Quantificação Praticável: menor concentração de uma substância que pode ser determinada quantitativamente com precisão e exatidão, pelo método utilizado (CONAMA 396/2008).

D.T.: Dureza Total; C.E.: Condutividade Elétrica; STD: Sólidos Totais Dissolvidos.

Os tratamentos estatísticos foram efetuados no *software* AquaChem 4.0.

ND: Não detectado pelo método utilizado pelo LAMIN.

Tabela 10: Sumário estatístico dos parâmetros físico-químicos analisados nas amostras de águas subterrâneas coletadas na campanha de 2010 (período seco).

Parâmetros (mg/l)	LQP (mg/l)	VMP PORTARIA 518/2004 (mg/l)	VMP CONAMA 396/2008 (mg/l)	Valor Mínimo (mg/l)	Valor Máximo (mg/l)	Valor Médio (mg/l)	Desvio Padrão (mg/l)	Mediana (mg/l)	Variância (mg/l)	Curto se (mg/l)	Assimetria (mg/l)
Al ⁺³	0,003	0,200	0,200	ND	--	--	--	--	--	--	--
As ⁺³	0,008	0,010	0,010	ND	--	--	--	--	--	--	--
Ba ⁺²	0,003	0,700	0,700	0,04	0,20	0,10	0,03	0,10	0,00	1,46	0,83
Be ⁺²	0,001	0,004	0,004	ND	--	--	--	--	--	--	--
B ⁺³	0,007	5,000	5,000	0,06	0,22	0,12	0,04	0,12	0,00	-0,17	0,38
Cd ⁺²	0,002	0,005	0,005	ND	--	--	--	--	--	--	--
Ca ⁺²	0,010	--	--	124,90*	360,80*	186,90*	54,81	180,80	3003,6	3,95	1,82
Pb ⁺²	0,010	0,010	0,010	ND	--	--	--	--	--	--	--
Co ⁺²	0,003	--	--	ND	--	--	--	--	--	--	--
Cu ⁺²	0,002	2,000	2,000	0,01	0,02	0,01	0,00	0,01	0,00	3,72	1,37
Cr ⁺²	0,003	0,050	0,050	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,00	4,32	-1,54
Sb ⁻³	0,005	0,005	--	ND	--	--	--	--	--	--	--
Sn ⁺⁴	0,010	--	--	ND	--	--	--	--	--	--	--
Sr ⁺²	0,001	--	--	0,43	8,86	1,32	1,40	0,99	1,95	25,65	4,75
Fe ⁺²	0,002	0,300	0,300	0,04	0,18	0,06	0,03	0,05	0,00	9,63	2,62
Li ⁺	0,001	--	--	0,01	0,25	0,05	0,05	0,03	0,00	8,07	2,38
Mg ⁺²	0,010	--	--	16,53	98,41*	54,12*	19,70	46,35	388,18	-0,13	0,75
Mn ⁺²	0,007	0,100	0,100	0,01	0,06	0,02	0,02	0,01	0,00	26,94	5,08
Mo ⁺²	0,007	0,070	0,070	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,00	36,00	6,00
Ni ⁺²	0,007	0,020	0,020	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,00	8,37	3,15
Se ⁻²	0,010	0,010	0,010	ND	--	--	--	--	--	--	--
Si ⁺⁴	0,002	--	--	11,52	31,15	15,72	3,85	14,69	14,85	7,37	2,47
Ti ⁺⁴	0,005	--	--	ND	--	--	--	--	--	--	--
V ⁺³	0,030	0,050	0,050	ND	--	--	--	--	--	--	--
Zn ⁺⁴	0,020	5,000	5,000	0,02	0,18	0,06	0,04	0,04	0,00	3,69	1,91
Na ⁺	0,010	200,000	200,000	7,54	159,50	65,43	33,91	55,01	1150,0	0,44	0,85
K ⁺	0,005	--	--	0,92	24,89	4,46	4,81	2,65	23,09	10,84	3,16
D.T. (% CaCO ₃)	--	500,000	500,000	395,00	1360,0*	603,53*	199,76	557,50	3990,4	5,19	1,96
HCO ₃ ⁻	--	--	--	263,09	506,37	383,31	53,91	384,72	2906,7	0,25	0,27
CO ₃ ⁻²	--	--	--	0,01	0,80	0,42	0,13	0,38	0,68	0,00	0,00
C.E. (mS/cm)	--	--	--	674,00	3364,0	1441,56	531,30	1359,5	28228	3,94	1,67
STD	1000,0	1000,000	1000,000	405,77	1728,89*	783,05	261,38	742,68	6832,1	3,94	1,67
pH	--	--	--	7,41	8,38	7,79	0,16	7,78	0,03	4,19	1,06
F ⁻	0,010	1,500	1,500	0,28	1,73*	0,65	0,41	0,51	0,17	1,18	1,45
Cl ⁻	0,010	250,000	250,000	45,02	314,59*	174,91	72,68	167,91	5283,0	-0,75	0,16
NO ₂ ⁻	0,005	1,000	1,000	0,01	1,34*	0,18	1,27	0,06	1,61	15,71	3,95
Br ⁻	0,010	--	--	0,27	1,20	0,64	0,26	0,56	0,07	-0,06	0,97
NO ₃ ⁻	0,010	10,000	10,000	3,81	291,90*	77,905*	62,58	63,75	3916,4	5,13	2,08
PO ₄ ⁻³	0,100	--	--	0,12	0,43	0,13	0,06	0,12	0,00	30,93	5,56
SO ₄ ⁻²	0,010	250,000	250,000	41,42	295,07*	119,70	66,93	110,49	4479,3	1,15	1,10

*: Valores acima dos Valores Máximos Permitidos (VMP) pela legislação aplicável, constantes na Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde e/ou na Resolução CONAMA 396/2008; considerando-se também as Normas Internacionais da Organização Mundial de Saúde - World Health Organization (WHO, 2003), para o cálcio (75,0 mg/l) e magnésio (50,0 mg/l), não constantes nas legislações supra-citadas.

LQP: Limite de Quantificação Praticável: menor concentração de uma substância que pode ser determinada quantitativamente com precisão e exatidão, pelo método utilizado (CONAMA 396/2008).

D.T.: Dureza Total; C.E.: Condutividade Elétrica; STD: Sólidos Totais Dissolvidos.

Os tratamentos estatísticos foram efetuados no *software* AquaChem 4.0.

ND: Não detectado pelo método utilizado pelo LAMIN.

Os resultados analíticos revelaram que na campanha de amostragem de 2009, não foi detectada a presença de cádmio, chumbo, cobalto, antimônio, selênio e vanádio na água subterrânea da área. Enquanto que na campanha de 2010, não foram detectados o alumínio, arsênio, berilo, cádmio, chumbo, cobalto, antimônio, estanho, selênio, titânio e vanádio. A não detecção destes elementos na área pode ter ocorrido em função da ausência destes ou devido ao fato dos seus valores se concentrarem abaixo do limite de detecção dos métodos analíticos utilizados.

Os elementos que apresentam valores acima dos limites máximos permitidos (VMP) para potabilidade, pela Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde e pela Resolução CONAMA 396/2008, considerando-se também as Normas Internacionais da Organização Mundial de Saúde (WHO, 2003), para o cálcio (75,0mg/l) e magnésio (50,0mg/l), não constantes nas legislações supracitadas; foram listadas abaixo, considerando-se a sua ocorrência em relação ao percentual de amostras analisadas para cada campanha separadamente (Tabelas 9 e 10):

- ❖ **Campanha de 2009:** cálcio (100,00%), magnésio (69,00%), dureza total (75,06%), sólidos totais dissolvidos (22,24%), fluoreto (5,56%), cloreto (16,68%), nitrato (77,84%), sulfato (5,56%) e arsênio (8,33%).

- ❖ **Campanha de 2010:** cálcio (100,00%), magnésio (50,00%), dureza total (52,82%), sólidos totais dissolvidos (11,12%), fluoreto (5,56%), cloreto (13,9%), nitrito (2,78%), nitrato (83,4%) e sulfato (5,56%).

Os parâmetros analisados na área que apresentam valores acima dos permitidos (VMP) de acordo com a Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde, a Resolução CONAMA 396/2008 e as Normas Internacionais da Organização Mundial de Saúde (WHO, 2003), além de carbonato e bicarbonato, que apesar de não constarem nas legislações citadas, ocorrem em elevadas concentrações em função da litologia calcária da área, bem como a condutividade elétrica, que é um parâmetro que indica o teor de sais dissolvidos presentes no aquífero, sendo, portanto, de fundamental importância para a análise de qualidade dessas águas, sendo descritos a seguir:

❖ Cálcio

O cálcio e o magnésio são os principais elementos responsáveis pela dureza total das águas, muito frequentes, em função da litologia calcária da Formação Salitre, com ocorrência em toda a área.

Em todas as análises de água coletadas nas campanhas de 2009 e 2010 o cálcio se encontra presente em concentrações superiores ao VMP (valores máximos permitidos), estabelecidos pelas Normas Internacionais da Organização Mundial de Saúde (WHO, 2003), que equivale a 75,0mg/l. Na campanha de 2009 o cálcio variou de 107,70mg/l a 359,00mg/l, com valores médios de 197,15mg/l e desvio padrão de 54,22mg/l, e na campanha de 2010 as variações foram de 124,90mg/l a 360,80mg/l, com valor médio de 186,90mg/l, e desvio padrão de 54,8mg/l (Tabelas 9 e 10).

❖ Magnésio

Em várias amostras de águas subterrâneas coletadas, as concentrações de magnésio se encontram superiores ao valor máximo estabelecido pela (WHO, 2003), que é de 50,0mg/l. Na campanha de 2009 os valores obtidos variaram de 23,30mg/l a 104,10mg/l, com valores médios de 60,52mg/l e desvio padrão de 20,99mg/l, perfazendo 69% de amostras analisadas acima do VMP. Enquanto que, na campanha de 2010, ocorreram variações de 16,53mg/l a 98,41mg/l, com valores médios de 54,12mg/l e desvio padrão de 19,70mg/l, perfazendo um total de 50% de amostras analisadas acima do VMP nesta campanha.

❖ Condutividade Elétrica (C.E.)

Na campanha de 2009 foram obtidos valores com variações entre 811mS/cm e 2980mS/cm, com valor médio de 1570mS/cm e desvio padrão de 473,14mS/cm e na campanha de 2010 esses valores variaram de 674mS/cm a 3364mS/cm, com valor médio de 1442mS/cm e desvio padrão de 531,30mS/cm.

Os valores de C.E. obtidos foram elevados indicando uma grande concentração de sais dissolvidos presentes no aquífero, o que pode ser constatado na Figura 64.

❖ **Dureza Total**

Os valores de dureza total mais elevados que o VMP das legislações aplicáveis, foram obtidos em praticamente todos os poços amostrados nas duas campanhas, variando de 664,00mg/l a 1280,00mg/l, com desvio padrão de 217,15mg/l na campanha de 2009 e na campanha de 2010 ocorrem variações de 605,53mg/l a 199,76mg/l, com desvio padrão de 199,76mg/l. Os valores acima do VMP aplicável foram obtidos nos poços: LA-01, LA-02, LA-06, LA-10, LA-11, IR-13, LA-14, LA-15, IR-16, IR-17, IR-18, IR-19, IR-20, IR-21, IR-23, IR-24, IR-25, IR-26, IR-27, IR-28, IR-29, IR-30, IR-31, IR-33, IR-34, IR-35, IR-36 amostrados na campanha de 2009, que perfaz 75% das amostras analisadas e os poços: LA-01, LA-02, LA-06, LA-10, IR-13, LA-14, LA-15, IR-18, IR-19, IR-20, IR-24, IR-25, IR-26, IR-28, IR-29, IR-31, IR-33, IR-34, IR-35 amostrados na campanha de 2010, que perfaz 53% das amostras analisadas na área.

❖ **Carbonato CO_3^{-2} , Bicarbonato HCO_3^- e pH**

O carbonato e bicarbonato não apresentam valores máximos permitidos (VMP) pela Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde, nem pela Resolução CONAMA 396/2008, no entanto eles foram analisados em função da ocorrência da litologia carbonática em toda a área, compreendendo o aquífero cárstico Salitre.

Os valores de bicarbonato encontrados na campanha de 2009 variaram de 326,63mg/l a 618,13mg/l, com valor médio de 440,05mg/l e desvio padrão de 54,11mg/l; na campanha de 2010 esses valores variaram de 263,09mg/l a 506,37mg/l, com valor médio de 383,31mg/l e desvio padrão de 63,91mg/l. Os valores de carbonato obtidos, por sua vez, foram bem menores. Na campanha de 2009, esses valores variaram de 0,02mg/l a 15,77mg/l, com valor médio de 0,47mg/l e na campanha de 2010, os valores variaram de 0,01 mg/l a 0,80mg/l, com

valor médio de 0,42mg/l e desvio padrão de 0,13mg/l. Os baixos valores de carbonato, podem ser explicados em função dos elevados pH obtidos na área. Na campanha de 2009 o pH variou de 6,93 a 8,27, com valor médio de 7,27 e na campanha de 2010 essas variações foram de 7,41 a 8,38, com valor médio de 7,79.

❖ Sulfato

Os teores de sulfato obtidos nas águas subterrâneas da área se encontram, em grande parte, abaixo dos valores máximos permitidos pelas legislações aplicáveis, variando de 27,208mg/l a 306,768mg/l, com valores médios de 115,009mg/l e desvio padrão de 70,87mg/l na campanha de 2009 e na campanha de 2010, os valores variaram de 41,42mg/l a 295,07mg/l, com valores médios de 119,702mg/l e desvio padrão de 63,93mg/l. Foram obtidos valores acima do VMP na campanha de 2009, nas amostras IR-21 e IR-35 e na campanha de 2010 nas amostras LA-01 e IR-35.

❖ Fluoreto

As concentrações de fluoreto encontradas nas águas subterrâneas da área se mantiveram, em geral, inferiores aos limites máximos estabelecidos pelas legislações aplicáveis, variando de 0,13mg/l a 1,937mg/l, com valores médios de 0,723mg/l e desvio padrão de 0,38mg/l, na campanha de 2009 e na campanha de 2010, apresentaram variações de 0,28mg/l a 1,73mg/l, com valores médios de 0,645mg/l e desvio padrão de 0,41mg/l. Com exceção dos pontos: LA-02 e IR-35, amostrados na campanha de 2009 e dos pontos: LA-01 e LA-02 coletados na campanha de 2010.

❖ **Arsênio**

O arsênio foi obtido em concentrações abaixo do VMP das legislações aplicáveis para todas as amostras de águas subterrâneas coletadas na campanha de 2010. Na campanha de 2009, os valores variaram de 0,009mg/l a 0,030mg/l, com valores médios de 0,015mg/l. Foram detectados valores acima dos permitidos nas amostras: IR-17, IR-20 e IR-25.

❖ **Sólidos Totais Dissolvidos (STD)**

Os valores de STD obtidos nas amostras de águas subterrâneas analisadas são bastante elevados, variando de 472,810mg/l a 1539,960 mg/l, com valores médios de 877,40mg/l e desvio padrão de 246,50mg/l na campanha de 2009 e na campanha de 2010, os valores variaram de 405,77mg/l a 1728,89mg/l, com valores médios de 783,50mg/l e desvio padrão de 261,38mg/l. O valor máximo permitido (VMP) pela Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde e pela Resolução CONAMA 396/2008 é de 1000mg/l. Dessa forma, foram encontrados VMP acima dos padrões nas amostras LA-02, LA-04, LA-14, IR-18, IR-21, IR-31, IR-33 e IR-34 na campanha de 2009 e LA-01, IR-18, IR-31, IR-33 e IR-34 na campanha de 2010, perfazendo 22% e 14%, respectivamente, das amostras analisadas no período. Os valores elevados de STD na área ocorrem normalmente em função da facilidade de solubilização das rochas calcárias.

A classificação das águas quanto à quantidade de sólidos totais dissolvidos (STD) por unidade de volume de água (CUSTÓDIO & LLAMAS, 1983) é mostrada na Figura 64. De acordo com essa classificação, verifica-se que nas 36 amostras de águas subterrâneas analisadas, bem como nas suas duplicatas, perfazendo um total de 72 amostras, foram observadas variações de salobras (64 amostras) a salinas (08 amostras), devido à grande quantidade de material dissolvido acumulado através da interação água-rocha e em função dos processos de evapotranspiração.

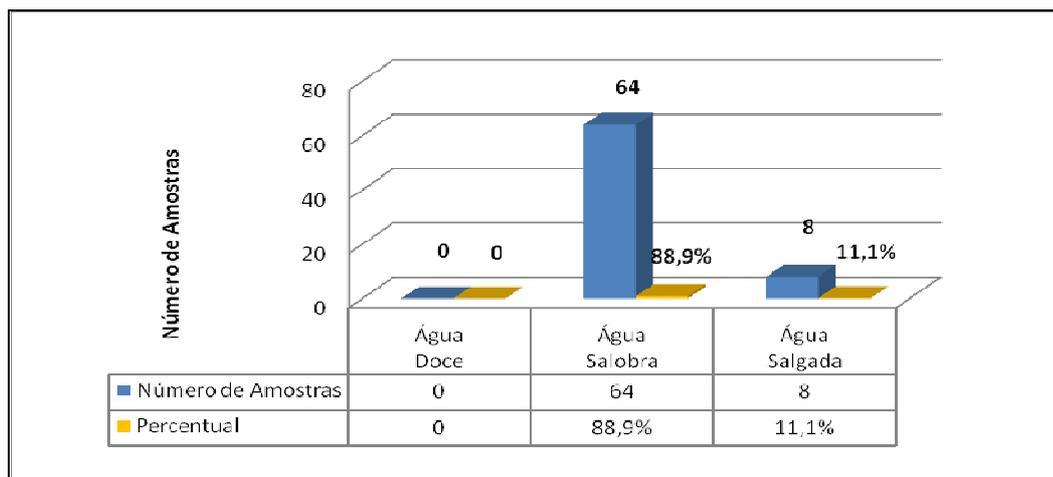


Figura 64: Classificação das águas nos poços tubulares analisados.

O mapa de sólidos totais dissolvidos (STD) da área, foi obtido para as campanhas de 2009 (período chuvoso) e 2010 (período seco) (Figuras 65 e 66).

Comparando-se os mapas de sólidos totais das campanhas de 2009 e 2010, pode-se observar que apesar de valores muito próximos, a campanha referente ao período chuvoso apresenta 08 poços com valores de STD maiores que 1000mg/l, enquanto que a campanha realizada no período seco apresenta apenas 05 poços com valores superiores a 1000mg/l, que é considerado o valor máximo permitido para consumo humano, de acordo com a Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde. Os valores elevados de STD estão relacionados à elevada salinidade das águas subterrâneas na área, corroborados pelos elevados valores de condutividade elétrica que variam de 600mS/cm a 3300mS/cm. Na verdade, os dois mapas (Figuras 65 e 66), demonstram situações bastante similares, devido ao fato de ser uma área relativamente pequena, com períodos chuvosos bastante escassos e irregulares, em função do clima semi-árido. A análise desses mapas também permitiu constatar que não foram observadas relações diretas entre os valores de STD e as direções de fluxo subterrâneo na área.

Os dados de STD analisados na campanha de 2009 variaram de 472mg/l a 1540mg/l, enquanto que os dados da campanha de 2010 variaram de 405mg/l a 1729mg/l na área. O elevado espectro de variação de STD é acompanhado pela variação no intervalo de condutividade elétrica na área de 674mS/cm a 3364mS/cm (Tabelas 7 a 10), indicando uma grande concentração de sais dissolvidos no aquífero Salitre.

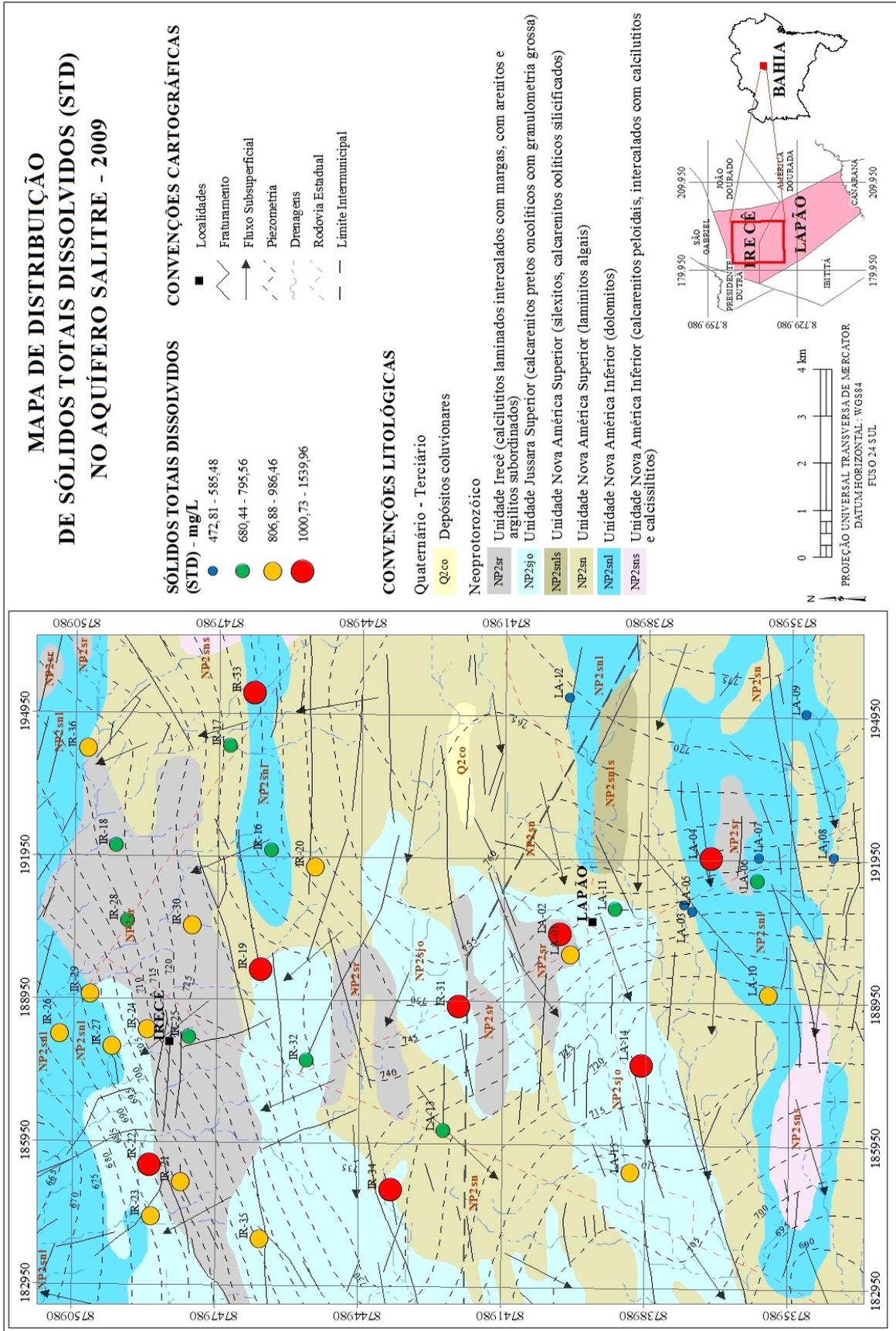


Figura 65: Mapa de Distribuição de Sólidos Totais Dissolvidos (STD) no Aquífero Salitre. Campanha de 2009 (período chuvoso).

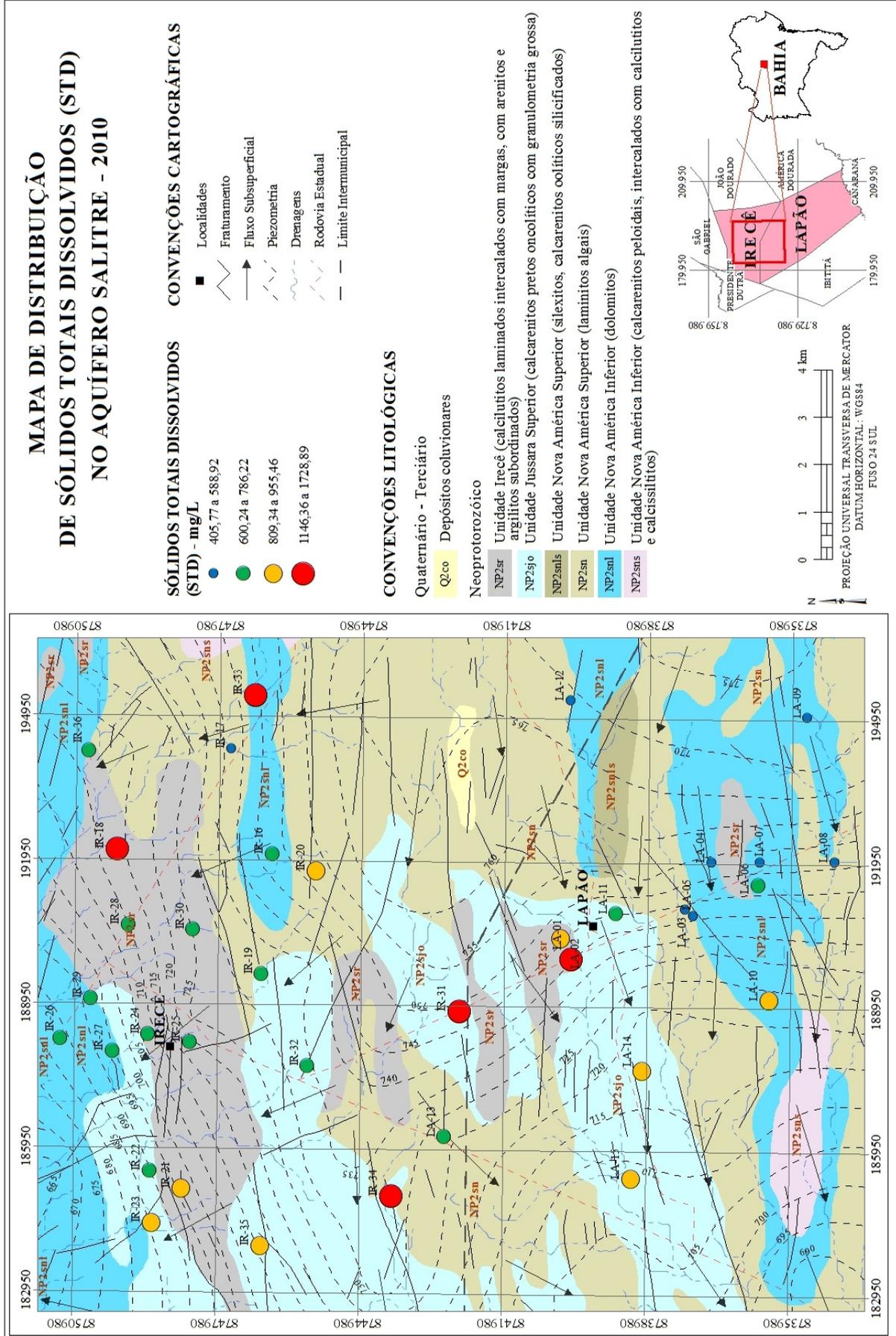


Figura 66: Mapa de Distribuição de Sólidos Totais Dissolvidos (STD) no Aquífero Salitre. Campanha de 2010 (período seco).

❖ Nitrato NO_3^- e Nitrito NO_2^-

Os teores de nitrito obtidos nas amostras de águas subterrâneas analisadas na campanha de 2009 ficaram abaixo do VMP da Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde e da Resolução CONAMA 396/2008, variando de 0,009mg/l a 0,160mg/l, com valor médio de 0,020mg/l. Na campanha de 2010 os valores de nitrito ultrapassaram o VMP considerado, apresentando variações de 0,010mg/l a 1,340mg/l, com valor médio de 0,175mg/l; os valores máximos localizaram-se no ponto IR-25, que podem indicar contaminação orgânica recente nesse ponto.

Os teores de nitrato obtidos em alguns pontos de amostragem de poços tubulares nas campanhas de 2009 e 2010 excederam os valores máximos permitidos pelas legislações aplicáveis. Na campanha de 2009 os valores variaram de 0,47mg/l a 137,531mg/l, com valores médios de 53,914mg/l e desvio padrão de 32,29mg/l. Os valores máximos foram detectados nas amostras: LA-01, LA-02, LA-03, LA-04, LA-05, LA-06, LA-07, LA-08, LA-09, LA-10, LA-11, LA-12, IR-13, LA-14, LA-15, IR-16, IR-18, IR-22, IR-23, IR-24, IR-25, IR-26, IR-27, IR-28, IR-29, IR-30, IR-31 e IR-36, perfazendo um total de 78% das amostras analisadas. Na campanha de 2010 foram obtidas variações de 3,810mg/l a 291,90mg/l, com valores médios de 77,90mg/l e desvio padrão de 62,59mg/l. Os valores acima do VMP foram detectados nas amostras: LA-01, LA-02, LA-03, LA-04, LA-05, LA-06, LA-07, LA-08, LA-09, LA-10, LA-11, LA-12, IR-13, LA-14, LA-15, IR-16, IR-17, IR-19, IR-20, IR-21, IR-22, IR-24, IR-25, IR-26, IR-27, IR-28, IR-29, IR-32 e IR-36, perfazendo um total de 83% do total de amostras analisadas para esse período.

Os teores de nitrato obtidos em algumas amostras analisadas nas campanhas de 2009 e 2010 excederam os valores máximos permitidos (VMP) pelas legislações aplicáveis (Figuras 67 e 68). Na campanha de 2009 os valores de nitrato variaram de 0,47mg/l a 137,53mg/l, com valores médios de 53,91mg/l e desvio padrão de 32,29mg/l, perfazendo um total de 78% das amostras analisadas com valores acima do VMP. Na campanha de 2010 foram obtidas variações nos teores de 3,81mg/l a 291,90mg/l, com valores médios de 77,90mg/l e desvio padrão de 62,59mg/l, perfazendo um total de 83% do total de amostras analisadas acima do VMP para consumo humano, nesse período.

Em face ao risco que representa à saúde humana, o VMP adotado para o nitrato pela Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde e pela Resolução CONAMA 396/2008, para

consumo humano é de 10mg/l. Tal limite é o mesmo adotado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos - USEPA (ATOR & FERRARI, 2001).

Os elevados teores de nitrato detectados na área podem ser indicativos de contaminação oriunda de saneamento básico precário, disposição de resíduos sólidos em locais inadequados, ou mesmo devido ao uso intensivo de fertilizantes nitrogenados ou ao excesso de matéria orgânica presente no ambiente.

A distribuição de nitratos em águas de abastecimento público acima dos valores máximos permitidos pode ocasionar problemas de saúde como a metahemoglobina ou síndrome do bebê azul, que pode levar a criança à asfixia. A doença é letal quando 70% da hemoglobina do corpo é convertida em metahemoglobina (ZUBLENA *et al.*, 2001). Foi constatado também que elevadas concentrações de nitrato tem sido associadas ao câncer estomacal ou de esôfago pela formação de n-nitrosaminas, um potente agente carcinogênico derivado da interação de nitrito com aminas secundárias (NUGENT *et al.*, 2001; ZUBLENA *et al.*, *op cit.*, 2001; LEIFERT *et al.*, 1999).

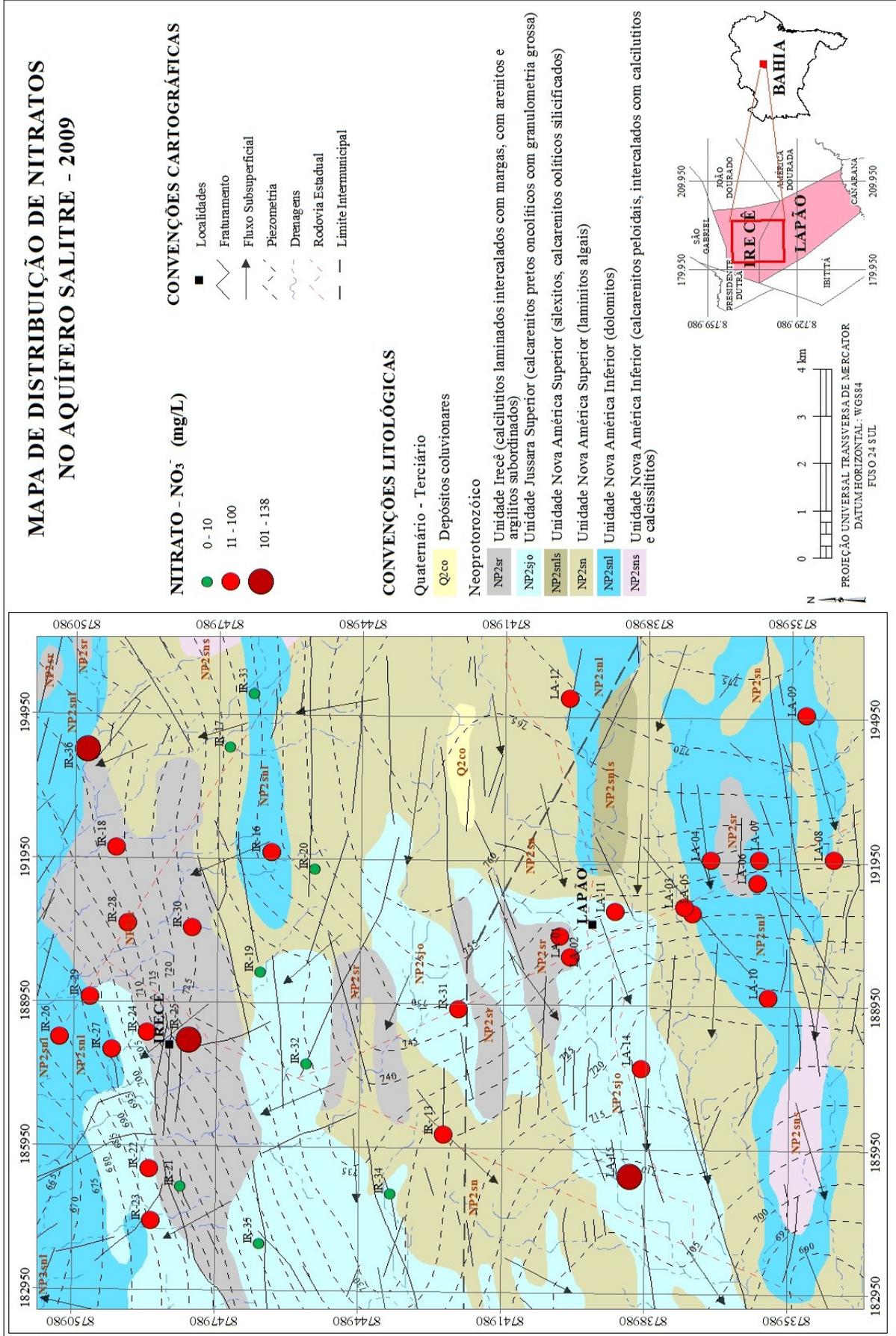


Figura 67: Mapa de Distribuição de Nitratos no Aquífero Salitre. Campanha de 2009 (período chuvoso).

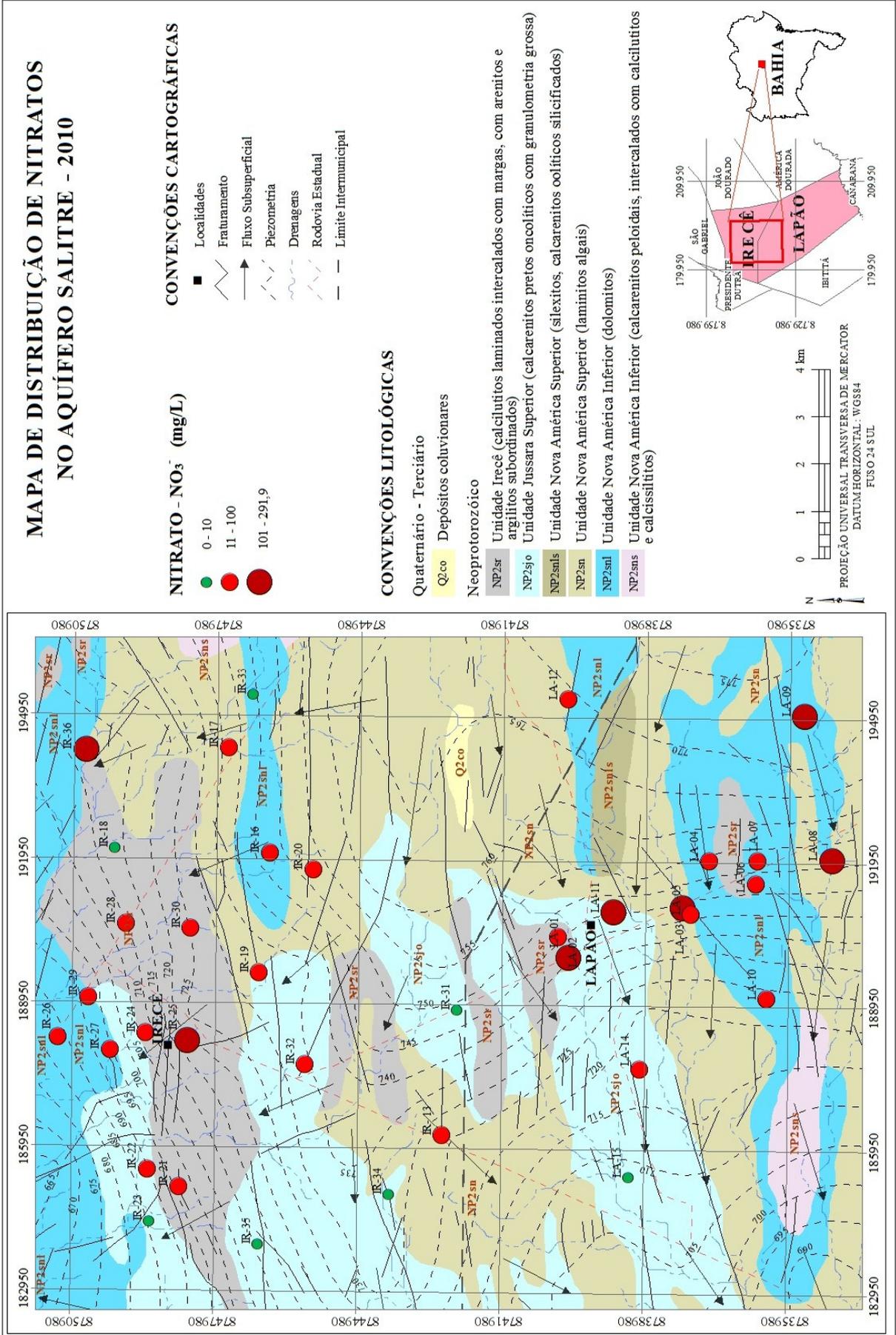


Figura 68: Mapa de Distribuição de Nitratos no Aquífero Salitre – Campanha de 2010 (período seco)

❖ Cloreto

Os teores de cloreto obtidos em alguns pontos de amostragem de águas subterrâneas excederam os valores máximos permitidos pela Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde e pela Resolução CONAMA 396/2008. Na campanha de 2009, os valores variaram de 28,86mg/l a 458,86mg/l com valores médios de 179,85mg/l e desvio padrão de 97,32 mg/l; os valores acima do VMP foram obtidos nas amostras: LA-01, LA-10, LA-14, IR-18, IR-21 e IR-31, perfazendo 17% das amostras analisadas. Na campanha de 2010, os valores variaram de 45,02mg/l a 314,59mg/l, com valores médios de 174,9mg/l e desvio padrão de 72,68mg/l; as amostras em que foram detectados valores acima das legislações aplicáveis: LA-01, LA-02, LA-14, IR-20 e IR-21, perfazendo 14% das amostras analisadas no período.

De acordo com a Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde e com a Resolução CONAMA 396/2008, pode-se observar através da análise das Figuras 69 e 70, que em algumas amostras os valores de cloreto obtidos foram mais elevados do que os valores máximos permitidos. Na campanha de 2009, os valores variaram de 28,86mg/l a 458,86mg/l com valores médios de 179,85mg/l e desvio padrão de 97,32 mg/l; os valores acima do VMP foram obtidos nas amostras: LA-01, LA-10, LA-14, IR-18, IR-21 e IR-31, perfazendo 17% das amostras analisadas. Na campanha de 2010, os valores variaram de 45,02mg/l a 314,59mg/l, com valores médios de 174,90mg/l e desvio padrão de 72,68mg/l; as amostras em que foram detectados valores acima do VMP foram: LA-01, LA-02, LA-14, IR-20 e IR-21, perfazendo 14% das amostras analisadas no período.

Concentrações de cloreto acima do valor máximo permitido pelas legislações aplicáveis na área, ou seja 250mg/l, podem estar associadas a deficiência na circulação subterrânea ou a focos esparsos de contaminação.

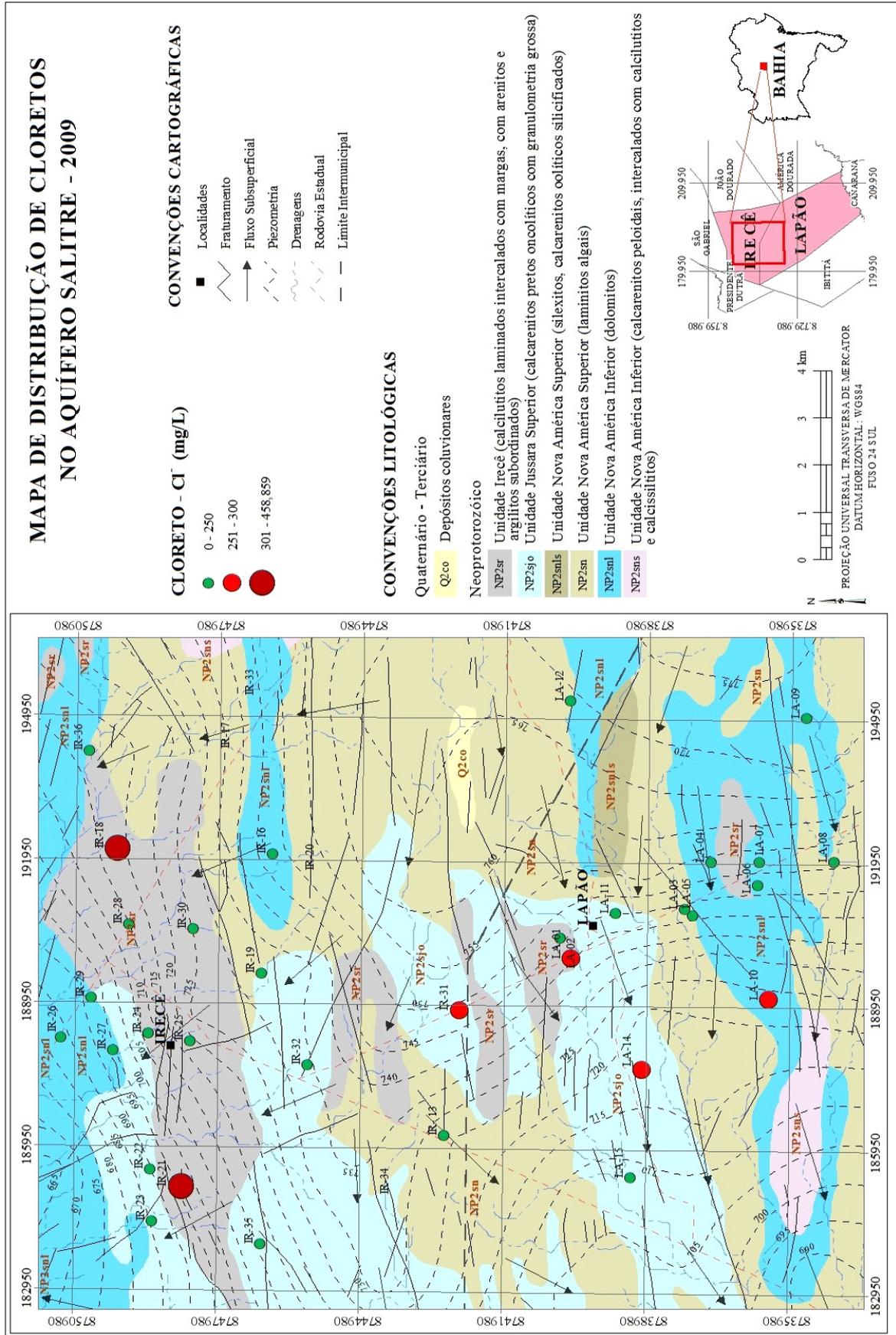


Figura 69: Mapa de Distribuição de Cloretos no Aquífero Salitre. Campanha de 2009 (período chuvoso)

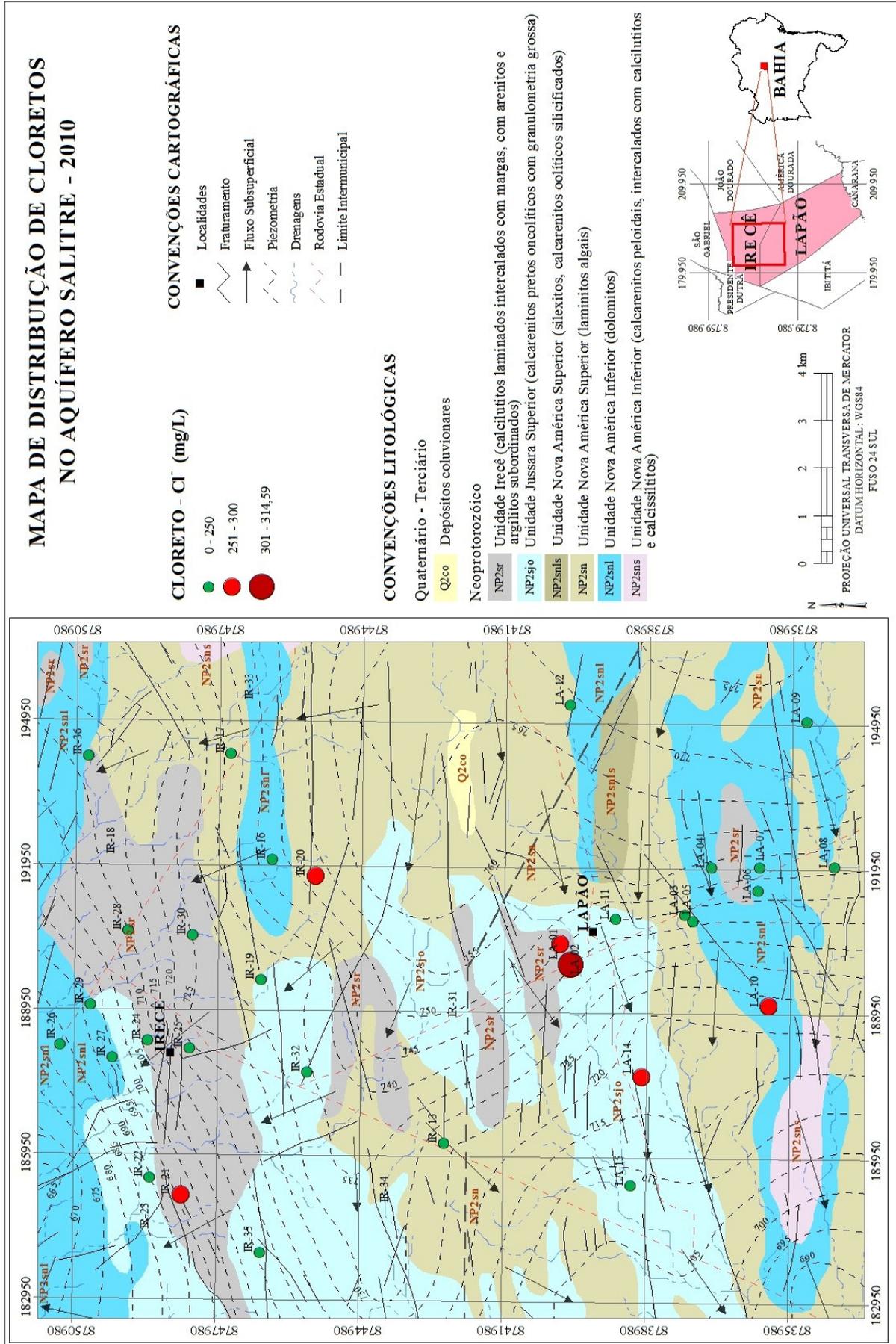


Figura 70: Mapa de Distribuição de Cloretos no Aquífero Salitre. Campanha de 2010 (período seco)

8.4. Correlação de Pearson entre os parâmetros físico-químicos principais analisados nas águas subterrâneas

Tabela 11: Matriz de correlação linear (Pearson) dos parâmetros físico-químicos principais das amostras de águas subterrâneas coletadas na campanha de 2009 (período chuvoso).

	pH	Na ⁺	Mg ⁺⁺	Ca ⁺⁺	Cl ⁻	K ⁺	SO ₄ ⁼	C.E.	Dureza Total	STD	HCO ₃ ⁻
pH	1	-0,132	-0,256	-0,397	-0,178	0,096	-0,281	0,053	-0,440	-0,046	-0,370
Na ⁺		1	0,328	0,376	0,582	0,530	0,491	0,170	0,398	0,526	0,223
Mg ⁺⁺			1	0,615	0,764	0,301	0,741	-0,068	0,877	0,652	0,071
Ca ⁺⁺				1	0,809	0,173	0,677	-0,199	0,826	0,650	0,13
Cl ⁻					1	0,356	0,748	-0,169	0,829	0,728	-0,102
K ⁺						1	0,331	0,041	0,188	0,282	0,186
SO ₄ ⁼							1	-0,063	0,747	0,646	0,142
C.E.								1	-0,093	-0,114	0,388
Dureza Total									1	0,696	0,112
STD										1	-0,025
HCO ₃ ⁻											1

Tabela 12: Matriz de correlação linear (Pearson) dos parâmetros físico-químicos principais das amostras de águas subterrâneas coletadas na campanha de 2010 (período seco).

	pH	Na ⁺	Mg ⁺⁺	Ca ⁺⁺	Cl ⁻	K ⁺	SO ₄ ⁼	C.E.	Dureza Total	STD	HCO ₃ ⁻
pH	1	-0,094	-0,084	-0,074	-0,054	-0,138	0,173	-0,048	-0,035	-0,089	-0,097
Na ⁺		1	0,385	0,520	0,527	0,644	0,046	-0,287	0,429	0,791	0,150
Mg ⁺⁺			1	0,642	0,665	0,512	0,046	-0,205	0,651	0,760	0,013
Ca ⁺⁺				1	0,733	0,457	0,058	-0,202	0,753	0,862	-0,168
Cl ⁻					1	0,348	0,210	-0,385	0,614	0,807	-0,110
K ⁺						1	0,461	0,020	0,573	0,679	-0,087
SO ₄ ⁼							1	-0,097	-0,040	0,019	0,200
C.E.								1	-0,117	-0,236	-0,131
Dureza Total									1	0,788	-0,266
STD										1	-0,135
HCO ₃ ⁻											1

A análise das Tabelas 11 e 12 permite constatar boas correlações entre parte dos parâmetros, com valores normais, cujos coeficientes são superiores a ($r = 0,70$).

Na campanha de 2009 (Tabela 11), o magnésio apresenta fortes correlações com o cloreto ($r = 0,764$), bem como com o cálcio ($r = 0,809$); o sulfato apresenta uma boa correlação com o magnésio ($r = 0,741$) e com o cloreto ($r = 0,748$); o parâmetro dureza total apresenta boa correlação com magnésio ($r = 0,877$), cálcio ($r = 0,826$), cloreto ($r = 0,829$) e sulfato ($r = 0,747$); aliado a isso, os sólidos totais dissolvidos apresentam boa correlação com o cloreto ($r = 0,728$).

Na campanha de 2010 (Tabela 12), observam-se correlações superiores a 0,70; para os seguintes parâmetros: cálcio com cloreto ($r = 0,733$); cálcio com dureza total ($r = 0,753$); cálcio com sólidos totais dissolvidos ($r = 0,862$); sódio com sólidos totais dissolvidos ($r = 0,791$); magnésio com sólidos totais dissolvidos ($r = 0,760$); cloreto com sólidos totais dissolvidos ($r = 0,807$) e dureza total com sólidos totais dissolvidos ($r = 0,788$).

8.5. Correlação utilizando-se a Análise dos Componentes Principais (PCA) ou Análise Fatorial

A Análise dos Componentes Principais (PCA) ou Análise Fatorial, conhecida também como Análise Multivariada, foi realizada para caracterizar as águas do aquífero Salitre, através da correlação ou covariância entre um conjunto de variáveis principais, que apresentam uma quantidade significativa de resultados obtidos nas análises efetuadas, acima dos limites de quantificação praticáveis do LAMIN (LQP).

O método PCA foi desenvolvido inicialmente por SPEARMAN (1904), é uma das técnicas mais usuais do que se convencionou chamar de análise multivariada. Este tipo de correlação linear é utilizado para determinar a análise do comportamento de uma variável ou grupos de variáveis em covariação com outras. As técnicas de análise multivariada são úteis para indicar regularidades no comportamento de duas ou mais variáveis e para testar modelos alternativos de associação entre tais variáveis, incluindo a determinação de quando e como dois ou mais grupos diferem em seu perfil multivariado.

Em realidade, a análise fatorial não se refere a uma única técnica estatística, mas a uma variedade de técnicas relacionadas para tornar os dados observados mais facilmente e diretamente interpretados. Isto é feito analisando-se os inter-relacionamentos entre as variáveis de tal modo que estas possam ser descritas convenientemente por um grupo de categorias básicas, chamado de fatores. Assim, a análise fatorial busca definir o relacionamento entre as variáveis de modo simples, usando um número de fatores menor do que o número original de variáveis (GREEN,1976). Para o cálculo do PCA foi utilizado o software SPSS.15 (NORUSIS, 1993).

O produto final da análise fatorial é uma matriz de cargas em forma de números decimais, positivos ou negativos, geralmente menores que 1, que expressam o quanto uma variável observada está carregada ou saturada em um determinado fator, ou seja, quanto maior for o valor de um fator, mais a variável se identifica com o que representa este fator (NASCIMENTO, 2008).

A análise fatorial foi aplicada nos resultados das análises físico-químicas de águas subterrâneas obtidas nas coletas de 36 poços tubulares efetuadas na área nos períodos de 2009 (período úmido) e 2010 (período seco). Considerando-se para efeito desta análise, um número

de resultados analíticos maior que 30 para cada parâmetro selecionado, perfazendo 24 parâmetros do total analisado (Tabela 13).

Tabela13: Matriz de Componentes do Método Análise dos Componentes Principais (PCA) - 2009/2010

Parâmetros	2009 (período chuvoso)			2010 (período seco)		
	Fator 1	Fator 2	Fator 3	Fator 1	Fator 2	Fator 3
Ba ⁺² (mg/L)	0.130	0.487	-0.291	-0.561	0.168	0.445
B ⁺³ (mg/L)	0.424	0.365	-0.067	0.329	0.587	-0.187
Ca ⁺² (mg/L)	0.825	0.560	0.326	0.801	0.520	0.521
Cr ⁺² (mg/L)	0.303	0.494	-0.342	0.064	-0.284	-0.057
Sr ⁺² (mg/L)	0.413	-0.216	0.161	0.386	0.092	-0.389
Fe ⁺² (mg/L)	0.012	-0.177	0.524	0.602	-0.111	0.356
Li ⁺ (mg/L)	0.483	0.248	-0.314	0.497	-0.114	-0.602
Mg ⁺² (mg/L)	0.865	-0.225	0.249	0.722	-0.428	0.274
Si ⁺⁴ (mg/L)	0.159	0.521	0.284	0.203	0.468	0.668
Na ⁺ (mg/L)	0.601	0.204	0.567	0.571	0.372	0.772
K ⁺ (mg/L)	0.382	0.222	0.513	0.100	0.441	0.541
Dureza Total (% CaCO ₃)	0.897	0.538	-0.224	0.611	0.584	-0.444
HCO ₃ ⁻ (mg/L)	0.559	0.631	0.566	0.621	0.803	0.567
Condutividade (mS/cm)	0.952	0.106	0.899	0.929	0.583	0.714
STD (mg/L)	0.371	0.180	0.458	0.929	0.083	0.514
pH	0.439	0.758	0.447	0.416	0.670	0.556
F ⁻ (mg/L)	0.281	-0.007	0.128	0.512	0.260	-0.088
Cl ⁻ (mg/L)	0.503	-0.169	0.705	0.749	-0.208	0.593
Br ⁻ (mg/L)	0.614	-0.292	-0.263	0.699	-0.487	0.401
NO ₃ ⁻ (mg/L)	-0.064	0.281	-0.142	-0.416	0.539	0.432
SO ₄ ⁼ (mg/L)	0.870	-0.225	0.202	0.884	0.041	0.055
δD (‰)	-0.162	0.363	0.869	-0.001	0.433	0.815
δ ¹⁸ O (‰)	-0.032	0.402	0.876	0.068	0.380	0.844
δ ¹³ C _{CID} (‰)	0.632	-0.277	0.357	0.465	0.291	-0.596

Método de Extração: Análise dos Componentes Principais, com 03 componentes extraídos (PCA).

Fator 1 – Relacionado a rochas calcárias

O fator 1 é representado por uma associação linear positiva entre as variáveis: cálcio, magnésio, sódio, dureza total, bicarbonato, sólidos totais dissolvidos (STD), condutividade elétrica, cloreto, brometo, sulfato e carbono inorgânico dissolvido presentes nas águas subterrâneas da região de Irecê (Tabela 13), demonstrando uma provável influência das rochas calcárias que formam o aquífero cárstico Salitre, com ocorrência em toda a área.

O cálcio e o magnésio são constituintes básicos das rochas calcárias que são os principais elementos responsáveis pela dureza das águas, e são os principais componentes que definem o fator 1. O cálcio apresenta valores médios que variam de 186,90mg/l a 197,15mg/l e desvio padrão variando de 54,22mg/l a 54,81mg/l e o magnésio, por sua vez apresenta uma variação de 54,12mg/l a 60,52mg/l, com desvio padrão variável de 19,70mg/l a 20,99mg/l, considerando-se as campanhas de 2009 e 2010. Essas variáveis possuem valores elevados com concentrações superiores ao VMP estabelecido pelas Normas Internacionais da Organização Mundial de Saúde (WHO, 2003), em função da ocorrência e dissolução de minerais calcários como calcitas e dolomitas, muito frequentes na área.

As variáveis cálcio e magnésio também demonstram fortes correlações com o bicarbonato que possui valores médios da ordem de 383,31mg/l a 440,05mg/l, relacionado a elevados valores de pH, com valores médios variáveis de 7,27 a 7,79, bem como sólidos totais dissolvidos (STD), com valores médios variando de 783,05mg/l a 877,37mg/l e condutividade elétrica com valores médios variando no intervalo de 1441,56mg/l a 1559,74mg/l, que por sua vez, evidenciam a grande quantidade de partículas em suspensão e a natureza salobra dessas águas. O carbono inorgânico dissolvido também apresenta variações elevadas indicando uma maior interação água-rocha nos pontos considerados, com valores médios variáveis de -11,5‰ a -10,6‰ (Tabela 16), o que também corrobora a importância da correlação entre o fator 1 e as rochas calcárias.

Fator 2 – Relacionado a variações de bicarbonato e pH

O fator 2 é definido sobretudo devido às variações de pH, e conseqüentemente, do bicarbonato nas águas subterrâneas da área, em função de influências diretas que os valores elevados de pH exercem sobre a elevação dos teores de bicarbonato (Figura 59).

Os valores de pH nas águas subterrâneas da área variam na campanha de 2009 de 6,93 a 8,27, com valores médios de 7,27 e desvio padrão de 0,28 e na campanha de 2010 apresenta valores variáveis de 7,41 a 8,38, com valores médios de 7,79 e desvio padrão de 0,16 (Tabelas 9 e 10). Os reduzidos valores de desvio padrão do pH refletem as pequenas variações obtidas entre os valores extremos para este elemento, em função da natureza alcalina dessas águas.

A ocorrência de teores elevados de bicarbonato nas águas subterrâneas da área obtidos nos resultados da campanha de 2009, com valores variáveis de 326,63mg/l a 618,13mg/l, valores médios de 440,05mg/l e desvio padrão de 64,11mg/l. Na campanha de 2010 foi constatado um intervalo de variação de 263,09mg/l a 506,37mg/l, com valores médios de 383,31mg/l e desvio padrão de 53,91mg/l.

Fator 3 – Relacionado a salinidade das águas e a evaporação

O fator 3 é representado por uma relação direta, principalmente entre as variáveis: sódio, potássio, condutividade elétrica, cloretos, deutério e oxigênio-18 presentes nas águas subterrâneas da área.

O sódio apresentou na campanha de 2009 valores variáveis de 10,65mg/l a 163,00mg/l com valores médios de 71,05mg/l e desvio padrão de 39,10mg/l e na campanha de 2010, as variações ocorreram no intervalo de 7,54mg/l a 159,50mg/l, com valor médio de 65,43mg/l e desvio padrão de 33,91mg/l. As variações de potássio na campanha de 2009 foram de 1,33mg/l a 17,06mg/l, com valores médios de 4,81mg/l e desvio padrão de 3,95mg/l e na campanha de 2010 os valores variaram de 0,92mg/l a 24,89mg/l, com valor médio 4,46mg/l e desvio padrão de 4,81mg/l.

As variáveis condutividade elétrica e cloretos também obtiveram valores de correlação elevados. A condutividade elétrica variou de 811,00mS/cm a 2980,00mS/cm com valores médios de 1569,74mS/cm e desvio padrão de 473,14mS/cm na campanha de 2009; já na campanha de 2010, foram obtidos valores variáveis entre 674,00mS/cm e 3364,00mS/cm, com valores médios de 1441,56mS/cm e desvio padrão de 531,30mS/cm. Os cloretos variaram na campanha de 2009 de 28,86mg/l a 458,86mg/l, com valores médios de 179,85mg/l e desvio padrão de 97,32mg/l. Na campanha de 2010 esses valores variaram de 45,02mg/l a 314,59mg/l, com valores médios de 174,91mg/l e desvio padrão de 72,68 mg/l. Sendo possível constatar uma forte correlação linear entre as variáveis: condutividade elétrica, cloretos e sódio (Tabelas 9, 10 e 13).

Os valores de oxigênio-18 obtidos na campanha de 2009, apresentaram uma variação de valores entre (-5,2‰ e -0,9‰) e na campanha de 2010, variações entre (-5,1‰ e -1,2‰), apresentando nas duas campanhas valores médios de -3,2‰. O deutério apresentou na primeira campanha valores variáveis entre (-32,6‰ e -4,9‰), com valores médios de -19,8‰. Na segunda campanha, ocorreu uma variação de valores no intervalo entre (-30,9‰ e -6,6‰), com valores médios de -19,3‰.

As variáveis relacionadas ao oxigênio ($\delta^{18}\text{O}$) e deutério (δD) também demonstraram correlações elevadas entre si e com os demais parâmetros do fator 3 elencados, em função da sua relação com os processos de salinização da área. Dessa forma, pode-se constatar que há um enriquecimento isotópico de Leste para Oeste, sobretudo no setor norte-noroeste, coincidente com a direção principal de fluxo na área (Figuras 102 a 105).

8.6. Análises de compostos orgânicos semi-voláteis (agrotóxicos)

As análises dos 32 compostos orgânicos semi-voláteis (agrotóxicos) efetuadas demonstraram que em todas as amostras coletadas, não foram detectados os compostos pesquisados (Tabela 14).

Tabela 14: Resultados das análises de compostos orgânicos semi-voláteis (agrotóxicos) coletadas em águas subterrâneas nas campanhas de 2009 (período chuvoso) e 2010 (período seco)

COMPOSTO	LDM (ppb)	LQP (ppb)	VMP (µg/L)	FAIXAS DE TRABALHO LAMIN (ppb)		Valores Obtidos
				BAIXA	ALTA	
HEXACHLOROBENZENE	0,030	0,080	1,00	0,01 a 0,10	0,01 a 1,60	ND
LINDANE	0,020	0,050	2,00	0,01 a 0,10	0,01 a 1,60	ND
HEPTACHLOR	0,013	0,041	0,03	0,01 a 0,10	0,01 a 1,60	ND
HEPTACHLOR EPOXIDE	0,003	0,009	0,03	0,01 a 0,10	0,01 a 1,60	ND
ALDRIN	0,001	0,003	0,03	0,01 a 0,10	0,01 a 1,60	ND
DIELDRIN	0,010	0,040	0,03	0,01 a 0,10	0,01 a 1,60	ND
GLIFOSATO	0,400	1,250	0,03	0,10 a 10,00	0,01 a 1,60	ND
GAMMA-CHLORDANE	0,003	0,008	0,20	0,01 a 0,10	0,01 a 1,60	ND
ALPHA-CHLORDANE	0,003	0,008	0,20	0,01 a 0,10	0,01 a 1,60	ND
p,p'-DDE	0,003	0,008	2,00	0,01 a 0,10	0,01 a 1,60	ND
4,4'-DDT	0,001	0,004	2,00	0,01 a 0,10	0,01 a 1,60	ND
ENDRIN	0,010	0,040	0,60	0,01 a 0,10	0,01 a 1,60	ND
METHOXYCHLOR	0,040	0,130	20,00	0,01 a 0,10	0,01 a 1,60	ND
MOLINATE	0,010	0,040	6,00	0,10 a 20,00	0,10 a 10,00	ND
TRIFLURALIN	0,210	0,640	20,00	0,10 a 2,00	0,10 a 10,00	ND
SIMAZINE	0,450	1,360	2,00	0,10 a 2,00	0,10 a 10,00	ND
PROPANIL	0,370	1,130	20,00	0,10 a 2,00	0,10 a 10,00	ND
MALATHION	0,430	1,300	10,00	0,10 a 2,00	0,10 a 10,00	ND
CHLORPYRIFOS	0,200	0,610	0,20	0,10 a 2,00	0,10 a 10,00	ND
PENDIMETALINA	0,460	1,380	20,0	0,10 a 2,00	0,10 a 10,00	ND
ATRAZINE	0,290	0,870	2,00	0,10 a 2,00	0,10 a 10,00	ND
CHLOROTHALONIL	0,040	0,130	0,03	0,10 a 2,00	0,10 a 10,00	ND
ALACHLOR	0,090	0,270	20,00	0,10 a 2,00	0,10 a 10,00	ND
METOLACHLOR	0,260	0,790	10,00	0,10 a 2,00	0,10 a 10,00	ND
ENDOSULFAN I	0,380	1,140	20,00	0,10 a 2,00	0,10 a 10,00	ND
ENDOSULFAN II	0,220	0,660	20,00	0,10 a 2,00	0,10 a 10,00	ND
ENDOSULFAN SULFATE	0,140	0,430	20,00	0,10 a 2,00	0,10 a 10,00	ND
PERMETHRIN	0,490	1,500	20,00	0,10 a 2,00	0,10 a 10,00	ND
2,4,6-TRICHLOROPHENOL	0,140	0,420	0,20	----	0,10 a 2,50	ND
2,4-D	0,010	0,050	30,00	----	0,10 a 2,50	ND
PENTACHLOROPHENOL	0,180	0,540	9,00	----	0,10 a 2,50	ND
BENTAZONE	0,190	0,590	300,00	----	0,10 a 2,50	ND

VMP*: Valores Máximos Permitidos (VMP) pela legislação aplicável, constantes na Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde e na Resolução CONAMA 396/2008.

LDM: Limite de Detecção do Método: menor concentração de uma substância que pode ser detectada, mas não necessariamente quantificada, pelo método utilizado (CONAMA 396/2008).

LQP: Limite de Quantificação Praticável: menor concentração de uma substância que pode ser determinada quantitativamente com precisão e exatidão, pelo método utilizado (CONAMA 396/2008).

ND: Não detectado pelo LAMIN.

A não detecção dos compostos semi-voláteis nas análises realizadas significa que esses compostos podem se encontrar em quantidades muito reduzidas e, portanto, não detectáveis ou mesmo ausentes no momento da coleta, uma vez que o sistema de fraturamentos da área, juntamente com os condutos formados por processos de dissolução de CaCO_3 , propiciam a formação de regimes de fluxo, ora turbulentos, ora laminares no interior destas cavidades, que possibilita uma circulação mais rápida do fluxo nesses sistemas.

O clima da área de estudo é caracterizado por baixos e irregulares índices pluviométricos (Figuras 3, 4, 5 e 6), com precipitações médias anuais da ordem de 653mm/ano e temperaturas médias anuais de 23°C a 24°C (INMET, 2008), que condicionam um aumento da evaporação e da evapotranspiração, o que pode influenciar diretamente nos processos de decomposição e mobilidade dos compostos semi-voláteis.

A área de Irecê é caracterizada, fundamentalmente, por propriedades tipo minifúndios, nas quais é praticada a agricultura de subsistência por uma população, em geral, com baixo poder aquisitivo. Essa situação implica na não aplicação ou no uso insipiente de fertilizantes e agrotóxicos, o que também contribui com a não detecção de compostos semi-voláteis nas águas dos poços tubulares pesquisados na área.

8.7. Classificação das águas subterrâneas de acordo com a Resolução CONAMA 396/2008

A Resolução CONAMA 396/2008: *“Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências”*. De acordo com o parágrafo único dessa Resolução, o enquadramento das águas subterrâneas nas classes será efetuado com base nos usos preponderantes mais restritivos atuais ou pretendidos.

Para se efetuar o correto enquadramento das águas subterrâneas, foram coletadas 36 amostras em duas campanhas de campo, sendo a primeira realizada em novembro-dezembro de 2009 (período chuvoso) e a segunda, realizada em junho-julho de 2010 (período seco), distribuídas em uma área de 250 km², sendo as amostras analisadas no laboratório LAMIN.

Foram analisados um total de 72 parâmetros adotados para o diagnóstico hidroquímico da área, sendo 40 parâmetros físico-químicos e 32 parâmetros de compostos semi-voláteis, definidos com base na Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde, a qual estabelece VMP (valores máximos permitidos) para padrões de potabilidade da água para consumo humano, e na Resolução CONAMA 396/2008 que estabelece VMP para diversas finalidades, além do consumo humano, como: dessedentação de animais, irrigação e recreação.

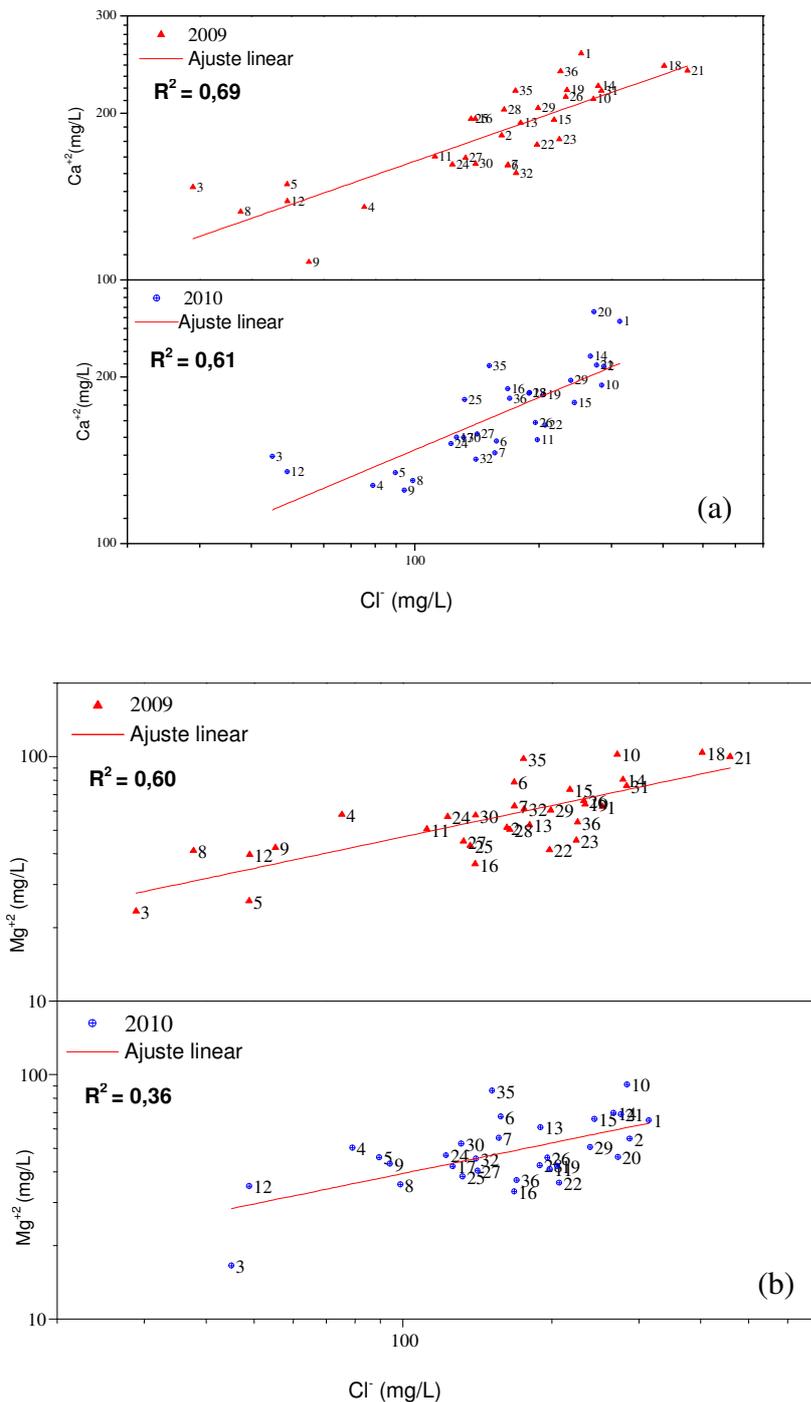
Nas amostras analisadas, não foram detectados os compostos orgânicos semi-voláteis (agrotóxicos) pesquisados (Tabela 14). Quanto aos parâmetros físico-químicos, foram obtidos VMP mais elevados do que as legislações aplicáveis para os seguintes elementos: cálcio, magnésio, dureza total, sólidos totais dissolvidos, fluoreto, cloreto, nitrato, nitrito, sulfato e arsênio (Tabelas 9 e 10). Dessa forma, as águas analisadas podem ser melhor enquadradas na “Classe 3”, de acordo com as diretrizes da Resolução CONAMA 396/2008, em função de: *“alteração de sua qualidade por atividades antrópicas, para as quais não é necessário o tratamento em função dessas alterações, mas que podem exigir tratamento adequado, dependendo do uso preponderante, devido às suas características hidrogeológicas naturais.”*

Os parâmetros que foram obtidos acima do VMP da legislação supracitada, como: cálcio, magnésio, dureza total, sólidos totais dissolvidos, condutividade elétrica, carbonato e bicarbonato, apresentam valores elevados em função da litologia carbonática característica da Formação Salitre que ocorre em toda a área. Os teores elevados de fluoreto também podem ter origem natural, em função da ocorrência de minerais como: fluorita e apatita, bem como o

sulfato, devido à ocorrência de bolsões de sulfetos nos calcários (MISI, 1979). O nitrato, por sua vez, pode ser natural, oriundo do excesso de matéria orgânica no ambiente ou antropogênico, devido à contaminação ocasionada por saneamento básico inadequado ou ao uso intensivo de fertilizantes nitrogenados. O cloreto pode ser associado à deficiência na circulação hídrica subterrânea ou a focos esparsos de contaminação. E, por fim, o arsênio, que ocorre de forma pontual nas águas subterrâneas da área, provavelmente devido ao uso inadequado de defensivos agrícolas.

8.8. Correlação linear entre os parâmetros químicos

A análise dos gráficos da Figura 71 mostra a distribuição do cloreto (Cl^-) com os elementos: cálcio (Ca^{++}), magnésio (Mg^{++}), sódio (Na^+) e sulfato (SO_4^-) nas águas subterrâneas da área. As elevadas concentrações de (Cl^-) observadas (Tabelas 9 e 10) ocorrem principalmente, de acordo com AULER (1999), em função das reações de intemperismo de carbonatos, e secundariamente, devido a processos de evapotranspiração.



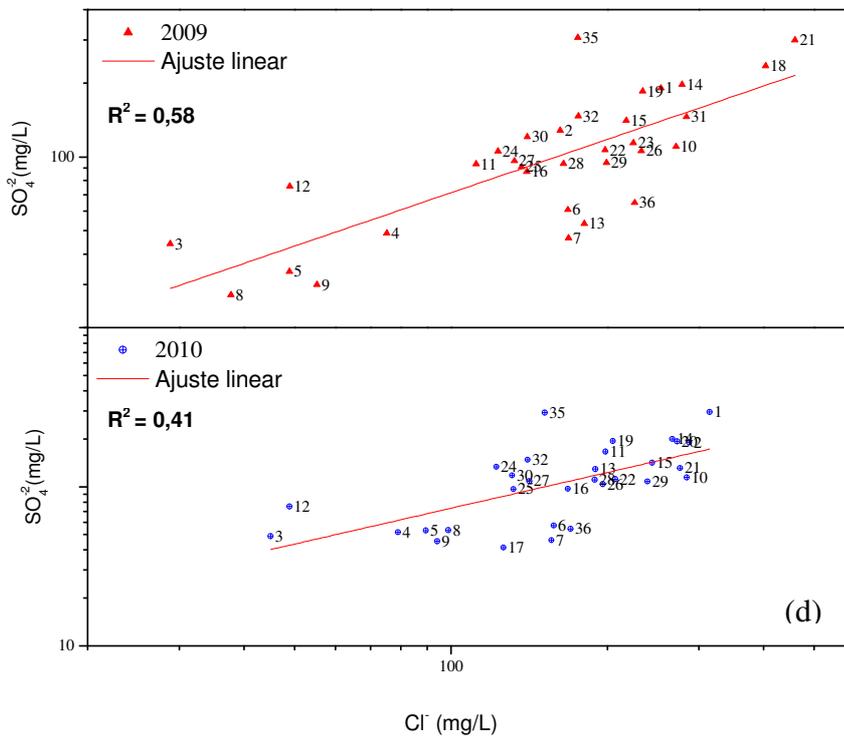
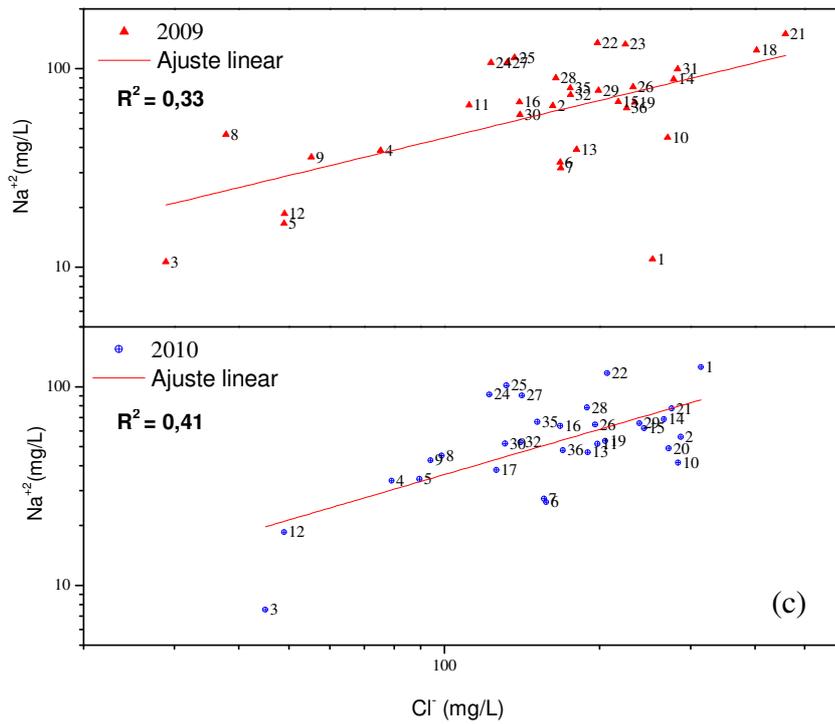


Figura 71: Gráficos de distribuição de cloreto com os elementos cálcio, magnésio, sódio e sulfato nas amostras de água subterrânea analisadas. (a) Cl^- x Ca^{++} ; (b) Cl^- x Mg^{++} ; (c) Cl^- x Na^+ ; (d) Cl^- x SO_4^{--} . R^2 : Coeficiente de correlação linear.

Uma dispersão relativa na distribuição dos dados de $\text{SO}_4^{=}$ e Cl^- , observada na Figura 71(d), provavelmente reflete a ação do sulfato nas reações químicas no interior do aquífero.

Os valores médios dos parâmetros físico-químicos obtidos na área para as campanhas de 2009 e 2010 (Tabelas 9 e 10), também são concordantes com os dados históricos obtidos no banco da CERB (1980-2008), (Tabela 15). Essa constatação indica que as águas da área se mantiveram sem grandes alterações ao longo dos últimos 30 anos.

Tabela 15: Dados históricos de análises físico-químicas de águas subterrâneas coletadas em poços tubulares constantes no banco de dados da CERB, no período de 1980 a 2008, na área (NOSSA & LUZ, 2008).

	Cl^- (mg/l)	NO_2^- (mg/l)	Fe^{++} (mg/l)	F^- (mg/l)	HCO_3^- (mg/l)	Ca^{++} (mg/l)	Mg^+ (mg/l)	CO_3^- (mg/l)	NO_3^- (mg/l)	SiO_2^- (mg/l)	$\text{SO}_4^{=}$ (mg/l)	STD (mg/l)	pH	C.E. (mS/cm)	Dureza Total (% CaCO_3)
MÉDIA	259,4	11,7	0,2	1,1	273,6	448,9	130,7	47,6	15,7	28,3	145,3	1278,0	7,7	2148,1	724,9
MÍNIMO	42,0	0,0	0,0	0,2	122,1	165,6	38,4	13,0	0,0	10,0	12,3	490,0	6,4	739,7	139,3
MÁXIMO	793,1	96,7	0,7	3,8	391,8	1152	651,1	113,2	96,7	73,0	352,5	4724,0	8,6	4688,0	1943,7
VMP*	250,0	1,0	0,3	1,5	--	70,0	50,0	--	10,0	--	250,0	1000,0	--	--	500,0

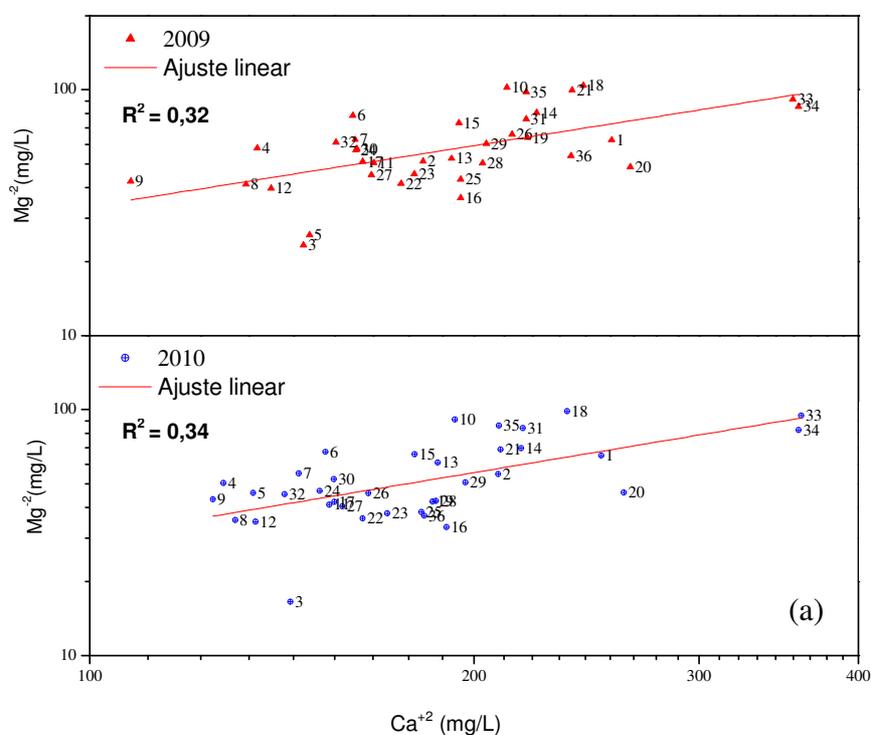
VMP*: Valor máximo permitido pela Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde, pela Resolução CONAMA 396/2008 e pelas Normas Internacionais da Organização Mundial de Saúde (WHO, 2003).

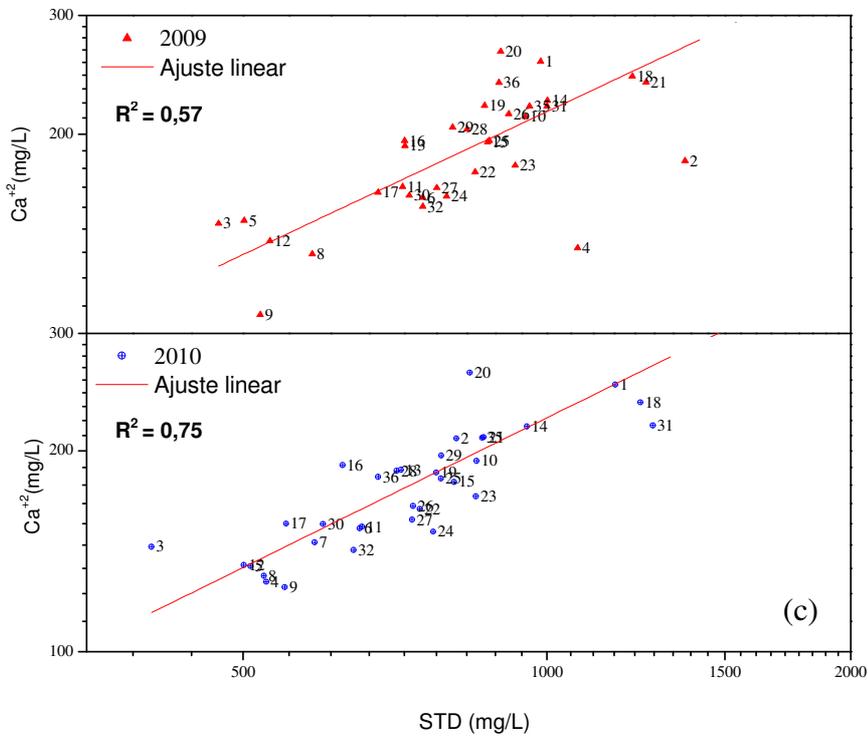
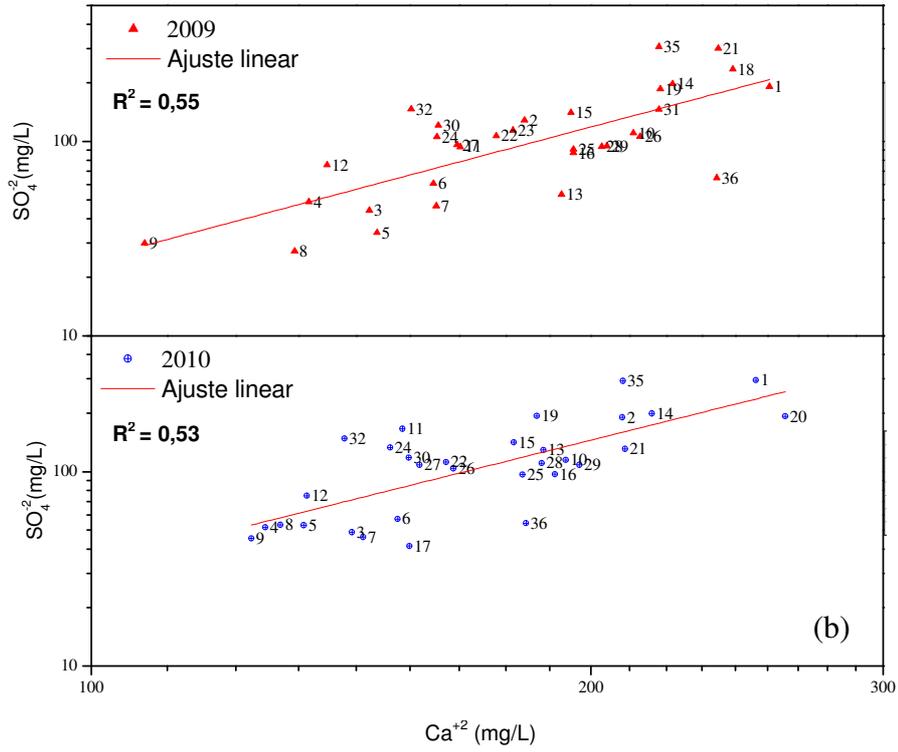
A Tabela 15 demonstra uma síntese dos dados de 65 poços tubulares, compreendendo todos os poços com análises físico-químicas constantes em registros do banco de dados da CERB na área entre 1980 e 2008. A análise desses dados realizada por NOSSA & LUZ (2008), permitiu constatar que os valores médios de $\text{Cl}^- = 259,41\text{mg/l}$, $\text{NO}_3^{-2} = 15,68\text{mg/l}$, $\text{STD} = 1278,68\text{mg/l}$ e $\text{dureza total} = 724,86\text{mg/l}$ encontram-se acima do VMP (valor máximo permitido) pela Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde e pela Resolução CONAMA 396/2008 para estes elementos.

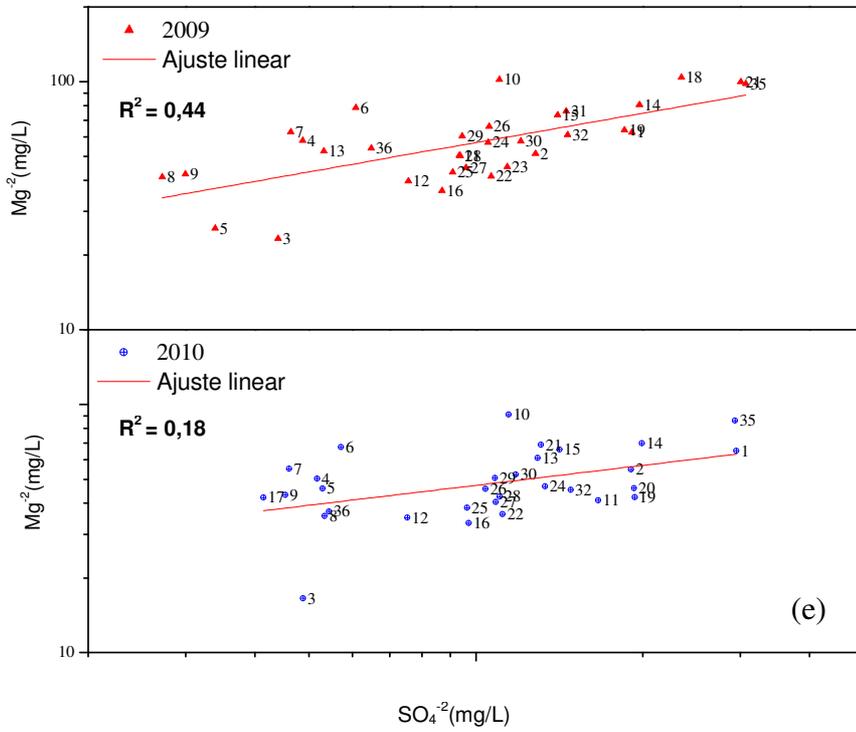
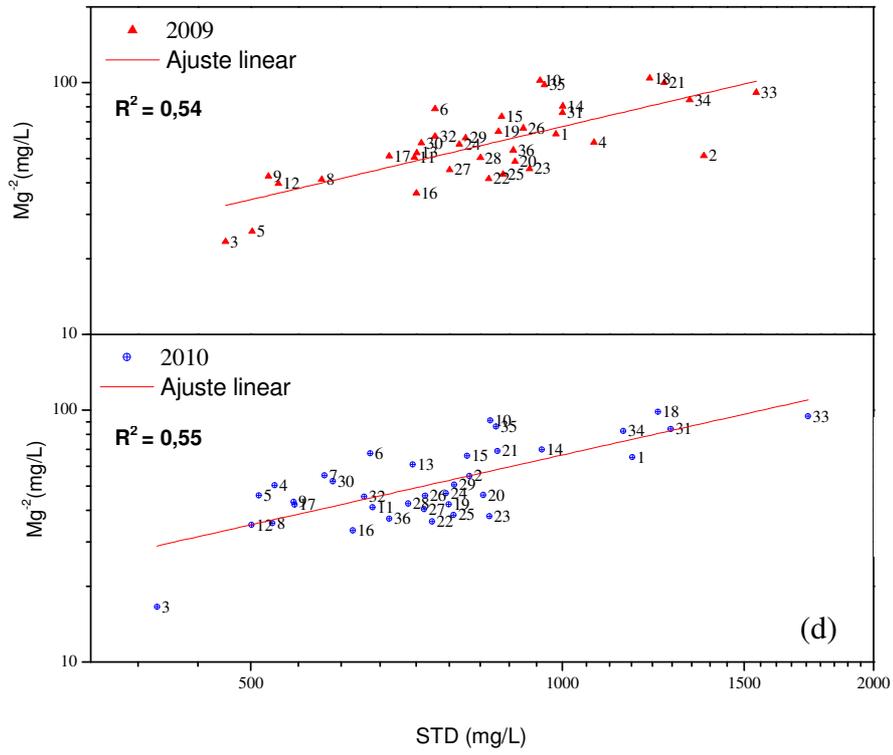
Todos os valores de nitrato obtidos em análises químicas da área foram superiores aos valores máximos permitidos pela Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde e pela Resolução CONAMA 396/2008, ou seja, de 10mg/l . Foram obtidos valores médios de NO_3^- de $53,91\text{mg/l}$ na campanha de 2009 e de $77,90\text{mg/l}$ na campanha de 2010 (Tabelas 9 e 10). Os valores mais elevados de nitrato na área foram observados nos poços: LA-01, LA-11, LA-25 e LA-28, que se localizam na zona urbana, logo pode haver contribuição de aporte de matéria orgânica por efluentes domésticos ou fossas sépticas; LA-03 se localiza próximo ao lixão de Lapão, podendo haver contribuição de matéria orgânica lixiviada dos resíduos desse local e LA-09, IR-21 e IR-36 que são áreas agrícolas, podendo haver contribuição do uso inadequado de fertilizantes nitrogenados.

Os valores dos parâmetros químicos: cálcio (Ca^{++}) e magnésio (Mg^{++}), foram relacionados com STD, sulfato (SO_4^-) e bicarbonato (HCO_3^-) que ocorrem nas águas subterrâneas da área (Figura 72).

Valores médios elevados de Ca^{++} e Mg^{++} (Tabelas 9 e 10) refletem a litologia calcária característica de toda a área, representada pela Formação Salitre. O aumento das concentrações desses elementos durante o fluxo subterrâneo ocorre através do intemperismo químico de minerais carbonáticos, tais como calcita (CaCO_3) e dolomita ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$), bem como a ação de possíveis processos de misturas e troca iônica no interior do aquífero. Essa situação foi ilustrada na Figura 72 (c) e (d), em que se observa uma forte correlação entre esses elementos e os sólidos totais dissolvidos (STD).







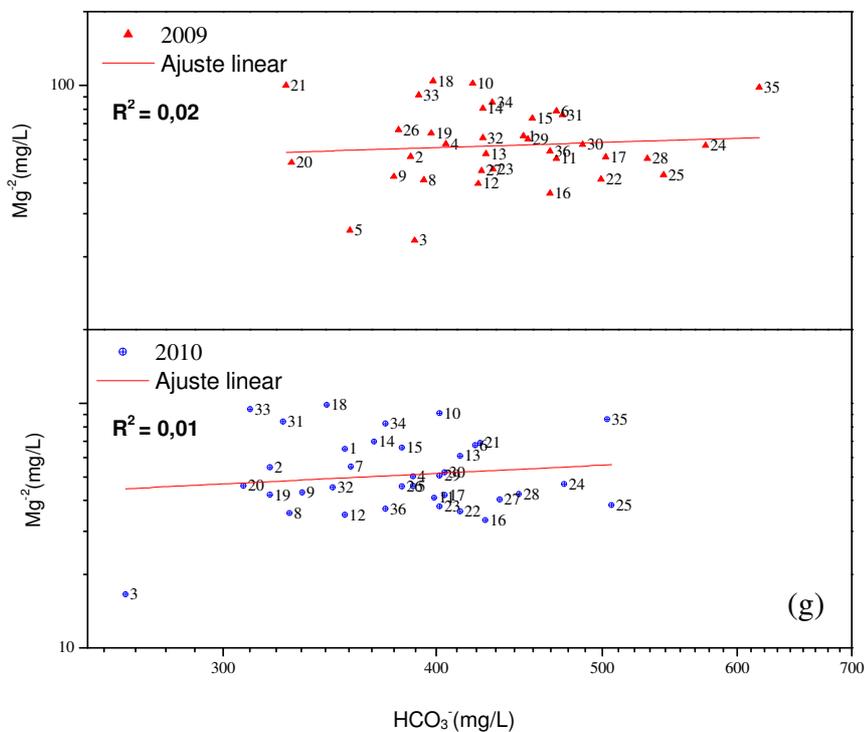
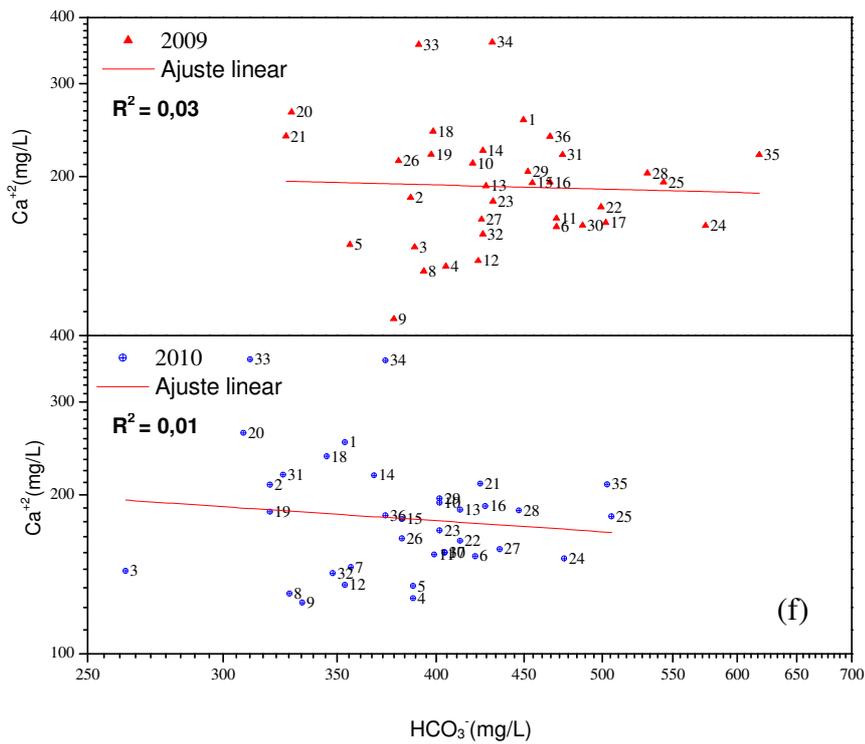


Figura 72: Gráficos de distribuição dos elementos cálcio, magnésio, sulfato e STD nas amostras de águas subterrâneas analisadas. (a) Ca^{++} x Mg^{++} ; (b) Ca^{++} x SO_4^{--} ; (c) STD x Ca^{++} ; (d) STD x Mg^{++} ; (e) SO_4^{--} x Mg^{++} ; (f) HCO_3^- x Ca^{++} e (g) HCO_3^- x Mg^{++} . R^2 : Coeficiente de correlação linear.

8.9. Classificação das Águas Subterrâneas

8.9.1. Cálculo do balanço iônico

As amostras analisadas apresentaram uma média de $\Sigma\text{cátions} = 52\%$ e $\Sigma\text{ânions} = 48\%$, estando, portanto, no intervalo de confiabilidade previsto por SCHOELLER (1962), que admite que o erro do balanço iônico não pode ser superior a 5% para que a análise seja aceita como correta (Figura 73).

Elevados valores de erro no balanço iônico podem indicar, de acordo com SANTOS *in* FEITOSA *et al.* (2008):

- ❖ Erro analítico;
- ❖ Erro nos cálculos;
- ❖ Presença de íons não analisados em concentrações apreciáveis;
- ❖ Águas pouco mineralizadas, como por exemplo, água da chuva.

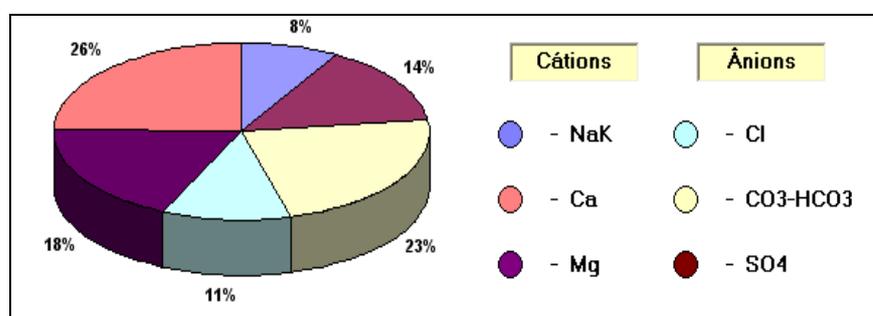


Figura 73: Balanço iônico médio representativo das amostras analisadas.

8.9.2. Diagramas de Stiff

As figuras geométricas resultantes dos resultados obtidos com as análises químicas efetuadas nas águas subterrâneas, representam o tipo de água característico de cada amostra (Figuras 74 e 75).

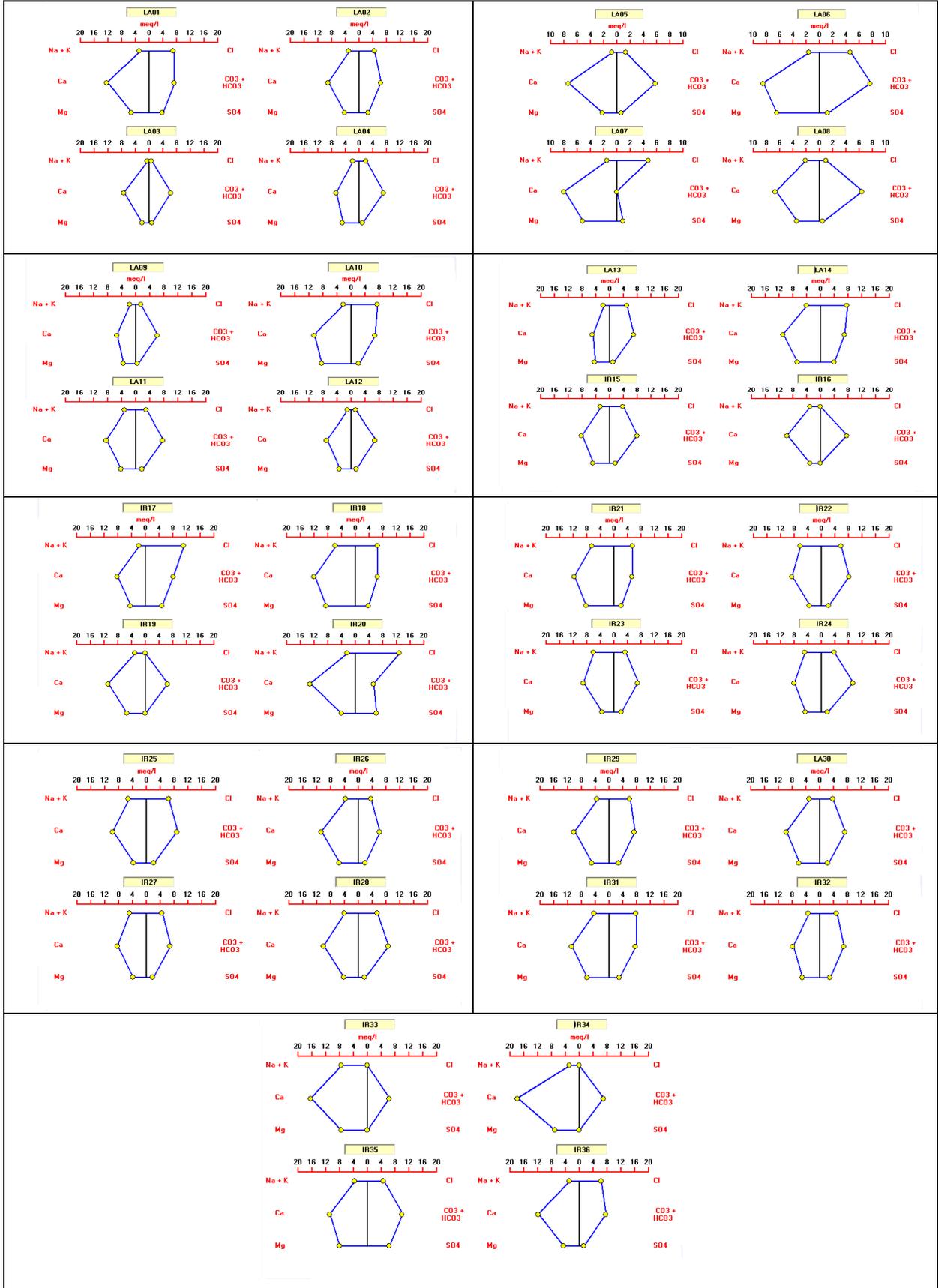


Figura 74: Diagramas de Stiff referentes às análises químicas da campanha de 2009 (período chuvoso).

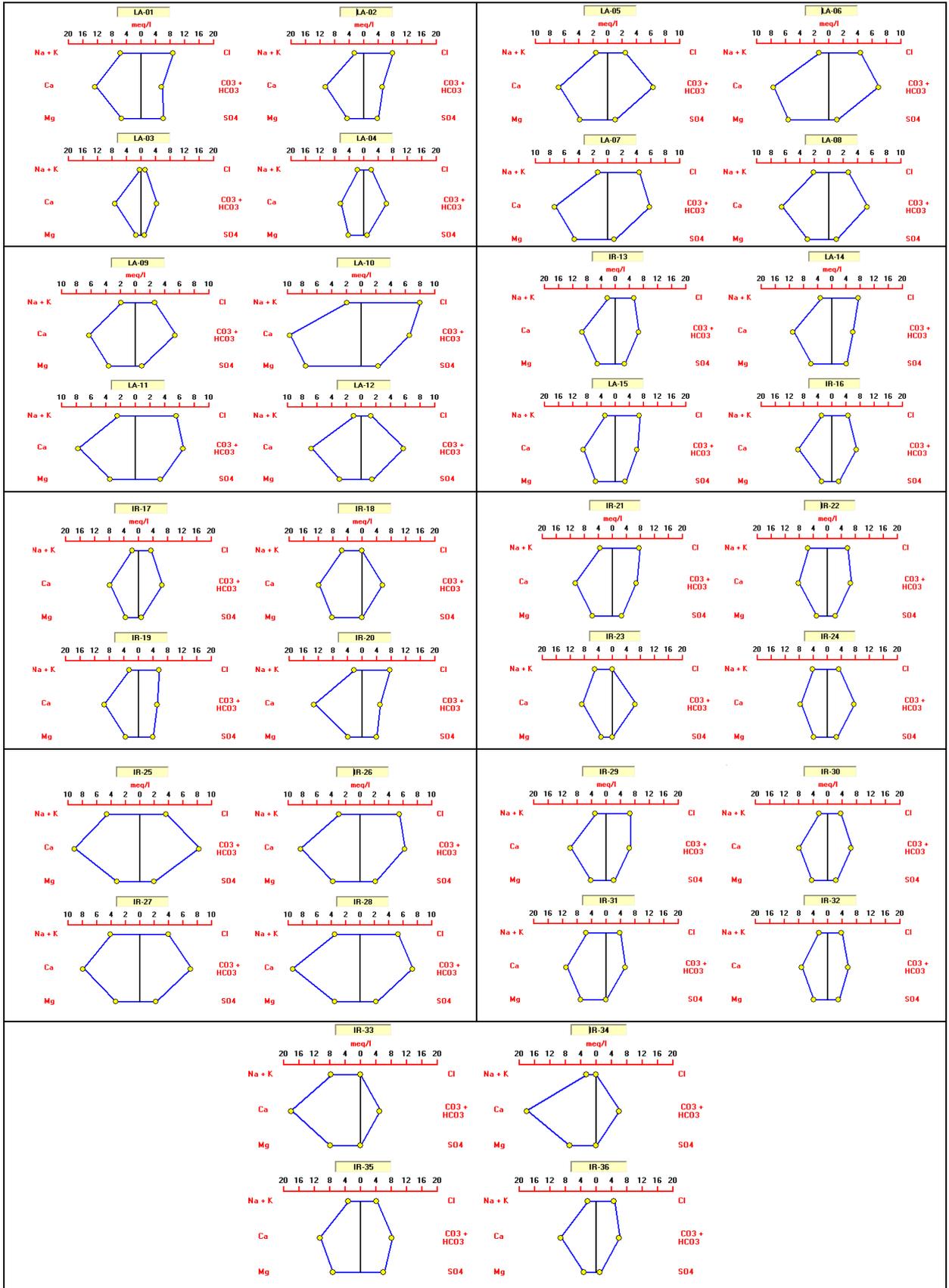


Figura 75: Diagramas de Stiff referentes às análises químicas da campanha de 2010 (período seco).

A análise dos diagramas das duas campanhas permite se efetuar a validação do balanço iônico referente a cada amostra analisada, em função de um estudo comparativo entre os somatórios dos valores dos ânions e cátions principais, sendo possível constatar que as amostras, de maneira geral, satisfazem o intervalo de confiabilidade previsto por SCHOELLER, (1962), que admite que o erro do balanço iônico não pode ser superior a 5% para que a análise seja aceita como correta.

8.9.3. Diagramas de Piper

Os diagramas de Piper (PIPER, 1944) foram elaborados para representar os dados das análises químicas obtidos nas campanhas de 2009 (período chuvoso) e 2010 (período seco).

A análise dos diagramas referentes às campanhas de 2009 e 2010 demonstra que das amostras analisadas 51,62% são caracterizadas como águas Bicarbonatadas Cálcicas e Mistas e 48,38% apresentam características de águas Cloretadas Cálcicas e Mistas (Figuras 76 e 77).

As setas ilustradas nos diagramas demonstram o posicionamento dos pontos de coleta em relação às direções de fluxo subsuperficiais, permitindo constatar que no sentido do fluxo as águas tendem a passar de Cloretadas Cálcicas à Bicarbonatadas Cálcicas.

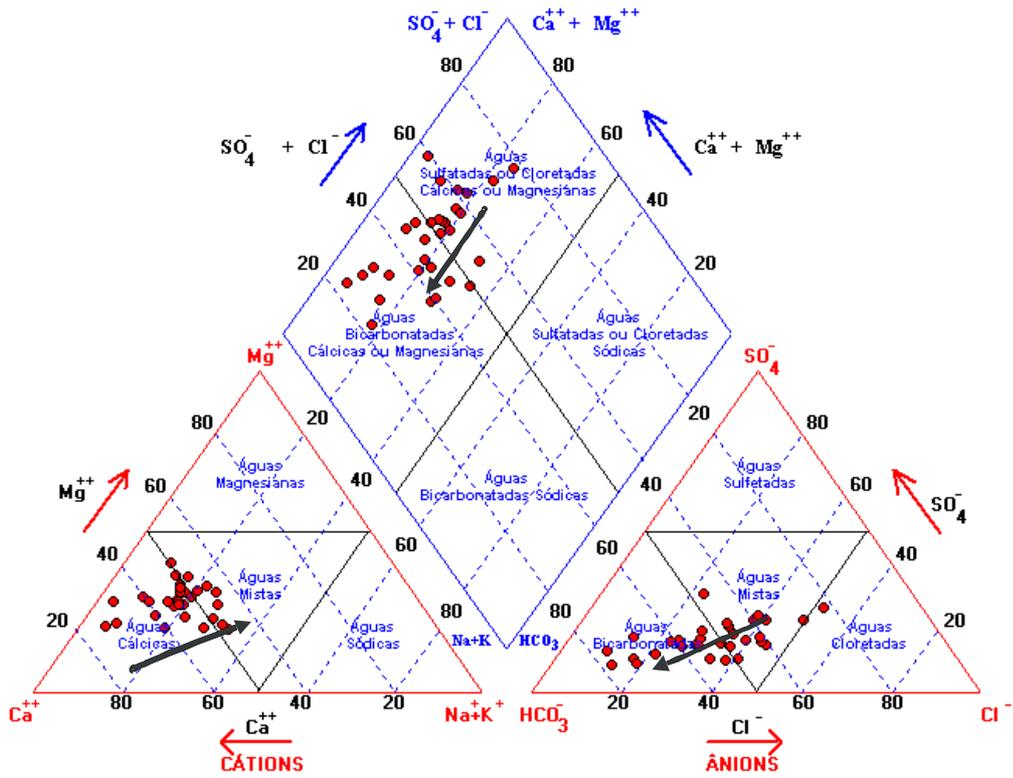


Figura 76: Diagrama de Piper mostrando o comportamento químico das águas subterrâneas coletadas na campanha de 2009 (período chuvoso).

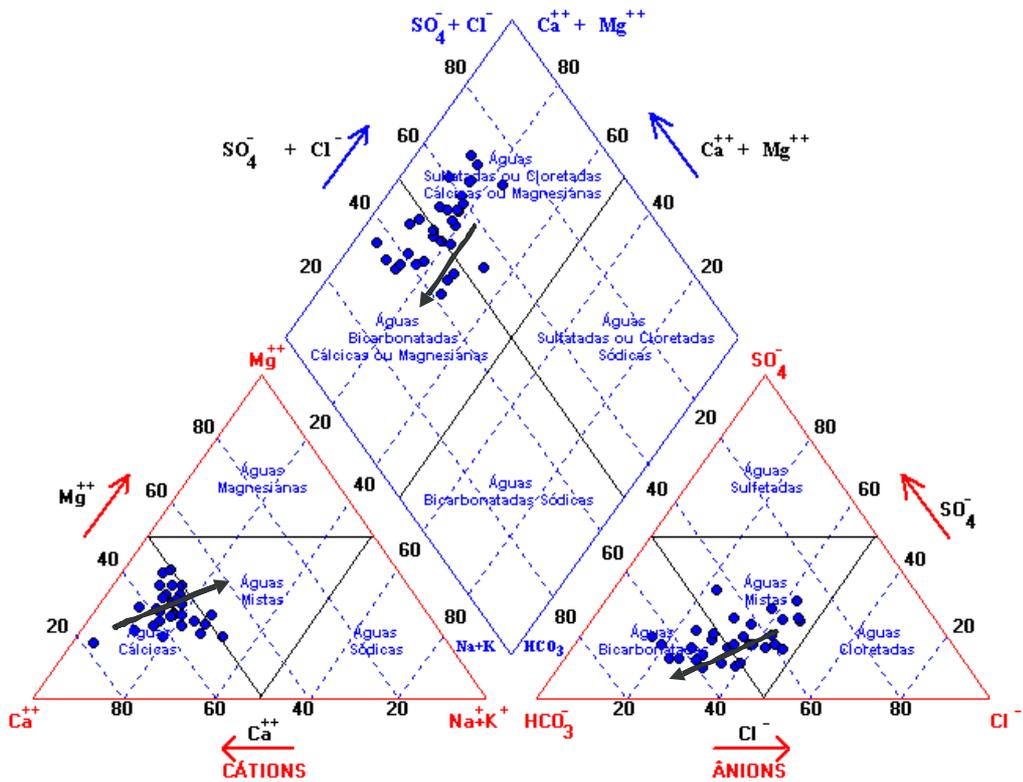


Figura 77: Diagrama de Piper mostrando o comportamento químico das águas subterrâneas coletadas na campanha de 2010 (período seco).

8.9.4. Diagramas de Lemoine

A análise dos gráficos permite verificar que, tanto na campanha de 2009 (período úmido), como na campanha de 2010 (período seco), das 36 amostras analisadas, 32 foram classificadas como C₃S₁ - água de alta salinidade e baixa concentração de sódio e apenas 04 amostras foram classificadas como C₄S₁ - água de muito alta salinidade e baixa concentração de sódio; apresentando portanto, alto a muito alto risco de salinização, o que significa que os solos da área devem ser bem drenados e mesmo assim podem ser necessárias práticas especiais de controle da salinidade, apresentando pequena probabilidade de alcançar níveis perigosos de sódio trocável, ou seja, são associados a baixo risco de sodificação (Figuras 78 e 79).

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{Ca^{++} + Mg^{++}}}$$

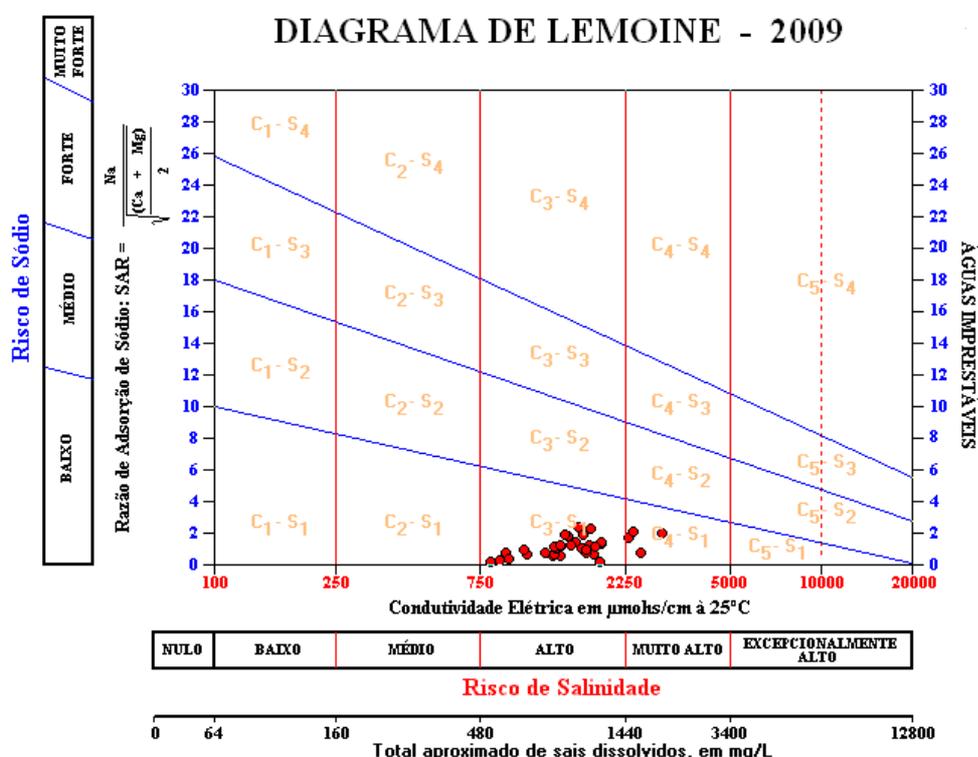


Figura 78: Diagramas de Lemoine mostrando o comportamento das águas subterrâneas para a finalidade agrícola coletadas na campanha de 2009 (período chuvoso).

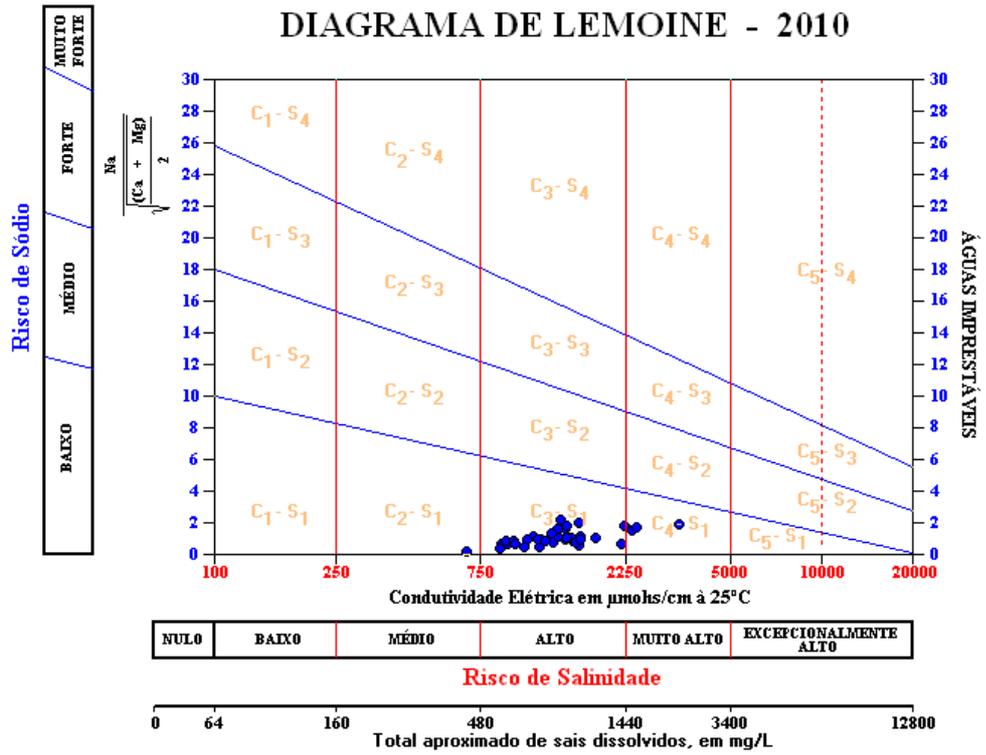


Figura 79: Diagramas de Lemoine mostrando o comportamento das águas subterrâneas para a finalidade agrícola coletadas na campanha de 2010 (período seco).

8.10. Índices de saturação [IS_{CALCITA} ; IS_{DOLOMITA} ; $IS_{\text{ARAGONITA}}$ e IS_{GIPSITA}]

A determinação dos índices de saturação de calcita, dolomita e aragonita (IS_{CALCITA} ; IS_{DOLOMITA} e $IS_{\text{ARAGONITA}}$), principais minerais constituintes de rochas carbonáticas, e gipsita (IS_{GIPSITA}), sulfato de cálcio, com ocorrência na área, foi obtida com a utilização do *software* PHREEQC 2.0. (PARKHURST & APPELO, 1999). O programa efetuou os cálculos de concentração molar, atividade iônica e coeficiente de atividade das espécies químicas na água subterrânea na área, obtendo os valores dos índices de saturação (IS) da fase sólida de vários minerais em equilíbrio com a solução aquosa nos 36 pontos amostrados (Tabela 16).

NOSSA *et al.* (2011) constataram que, nas amostras analisadas constantes na Tabela 16 e nas Figuras 80 e 81, valores de índice de saturação negativos indicam solução subsaturada, com elevada capacidade de dissolução da calcita ($IS_{\text{CAL}} < 0$), não permitindo a deposição da calcita neste período, naturalmente em função da frequente presença de águas insaturadas em circulação, denotando a presença de águas corrosivas. Isso ocorre em função do pequeno tempo de circulação das águas no aquífero cárstico, uma vez que as águas de precipitação que recarregam estes aquíferos fluem rapidamente através de condutos existentes na estrutura do carste formados pela solubilidade das rochas carbonáticas da Formação Salitre. Por outro lado, valores de índice de saturação positivos ($IS_{\text{CAL}} > 0$) indicam condições de supersaturação, com tendência à precipitação dos carbonatos e correspondem a águas incrustantes.

A análise da Tabela 16 e dos gráficos comparativos, que ilustram os índices de saturação (Figuras 80 e 81), obtidos por NOSSA *et al.*, *op cit.* (2011), demonstram a pequena variação obtida entre os índices de saturação médios dos minerais analisados da campanha de 2009 ($IS_{\text{CALCITA}} = 0,2$, $IS_{\text{DOLOMITA}} = 0,2$, $IS_{\text{ARAGONITA}} = 0,1$ e $IS_{\text{GIPSITA}} = -1,4$) e aqueles da campanha de 2010 ($IS_{\text{CALCITA}} = 0,2$, $IS_{\text{DOLOMITA}} = 0,1$, $IS_{\text{ARAGONITA}} = 0,0$ e $IS_{\text{GIPSITA}} = -1,4$).

Tabela 16: Resultados dos cálculos obtidos dos índices de saturação de calcita, dolomita, aragonita e gipsita [$IS_{CALCITA}$; $IS_{DOLOMITA}$; $IS_{ARAGONITA}$ e $IS_{GIPSITA}$] nas águas subterrâneas coletadas em poços tubulares na área, nas campanhas de 2009 (período chuvoso) e 2010 (período seco).

AMOSTRAS	2009				2010			
	$IS_{CALCITA}$	$IS_{DOLOMITA}$	$IS_{ARAGONITA}$	$IS_{GIPSITA}$	$IS_{CALCITA}$	$IS_{DOLOMITA}$	$IS_{ARAGONITA}$	$IS_{GIPSITA}$
LA-01	0,4	0,4	0,2	-1,1	0,2	0,1	0,0	-0,9
LA-02	0,2	0,1	0,0	-1,3	0,2	0,0	0,0	-1,1
LA-03	0,2	-0,2	0,0	-1,7	-0,0	-0,3	-0,2	-1,7
LA-04	0,1	0,2	0,5	-1,8	0,1	0,0	-0,1	-1,8
LA-05	0,1	-0,2	-0,0	-1,9	0,1	0,0	-0,0	-1,8
LA-06	0,2	0,4	0,1	-1,7	0,2	0,3	0,0	-1,7
LA-07	--	--	--	--	0,1	0,0	-0,1	-1,8
LA-08	0,1	-0,0	-0,0	-2,0	0,0	-0,2	-0,1	-1,8
LA-09	0,0	-0,1	-0,1	-2,1	0,0	-0,2	-0,1	-1,8
LA-10	0,3	0,5	0,1	-1,4	0,2	0,4	0,1	-1,4
LA-11	0,2	0,2	0,1	-1,5	0,1	-0,0	-0,0	-1,2
LA-12	0,1	0,0	-0,0	-1,6	0,1	-0,2	-0,1	-1,6
IR-13	0,3	0,3	0,1	-1,7	0,2	0,2	0,1	-1,3
LA-14	0,3	0,4	0,1	-1,1	0,2	0,2	0,1	-1,1
LA-15	0,2	0,3	0,1	-1,3	0,2	0,2	0,0	-1,3
IR-16	0,3	0,2	0,2	-1,4	0,3	0,0	0,1	-1,4
IR-17	0,3	0,4	0,2	--	--	--	--	--
IR-18	0,3	0,4	0,1	-1,0	0,3	0,4	0,1	--
IR-19	0,2	0,2	0,1	-1,1	0,1	0,2	0,1	-1,1
IR-20	0,3	0,1	0,2	--	0,2	-0,0	0,1	-1,0
IR-21	0,1	0,2	-0,0	-1,0	0,3	0,3	0,1	--
IR-22	0,3	0,2	0,1	-1,4	0,2	-0,0	0,0	-1,4
IR-23	0,2	0,1	0,1	-1,4	0,2	0,1	0,1	--
IR-24	0,3	0,4	0,2	-1,4	0,2	0,2	0,1	-1,3
IR-25	0,4	0,3	0,2	-1,4	0,3	0,2	0,2	-1,4
IR-26	0,2	0,2	0,1	-1,4	0,1	0,0	-0,0	-1,4
IR-27	0,2	0,1	0,1	-1,4	0,2	0,1	0,0	-1,4
IR-28	0,4	0,4	0,2	-1,4	0,3	0,2	0,1	-1,4
IR-29	0,3	0,3	0,1	-1,4	0,2	0,1	0,1	-1,4
IR-30	-0,1	-0,2	-0,1	-1,3	0,1	0,2	0,5	-1,4
IR-31	-0,1	-0,2	-0,2	-1,2	0,2	0,3	0,0	--
IR-32	0,1	0,2	0,0	-1,3	0,0	-0,1	-0,1	-1,3
IR-33	0,4	0,6	0,3	--	0,4	0,4	0,2	--
IR-34	-0,0	-0,1	-0,1	--	0,4	0,5	0,3	--
IR-35	-0,1	-0,1	-0,1	-1,0	0,3	0,5	0,2	-1,0
IR-36	-0,1	-0,2	-0,1	-1,5	0,2	-0,0	0,1	-1,7
Valores Mínimos	-0,1	-0,2	-0,2	-2,1	0,0	-0,3	-0,2	-1,8
Valores Médios	0,2	0,2	0,1	-1,4	0,2	0,1	0,0	-1,4
Valores Máximos	0,4	0,6	0,4	-0,9	0,4	0,5	0,5	-1,0

IS: Índice de Saturação que foram calculados com o auxílio do *software* PHREEQC (PARKHURST & APPELO, 1999).

Os tratamentos estatísticos foram efetuados no *software* AquaChem 4.0.

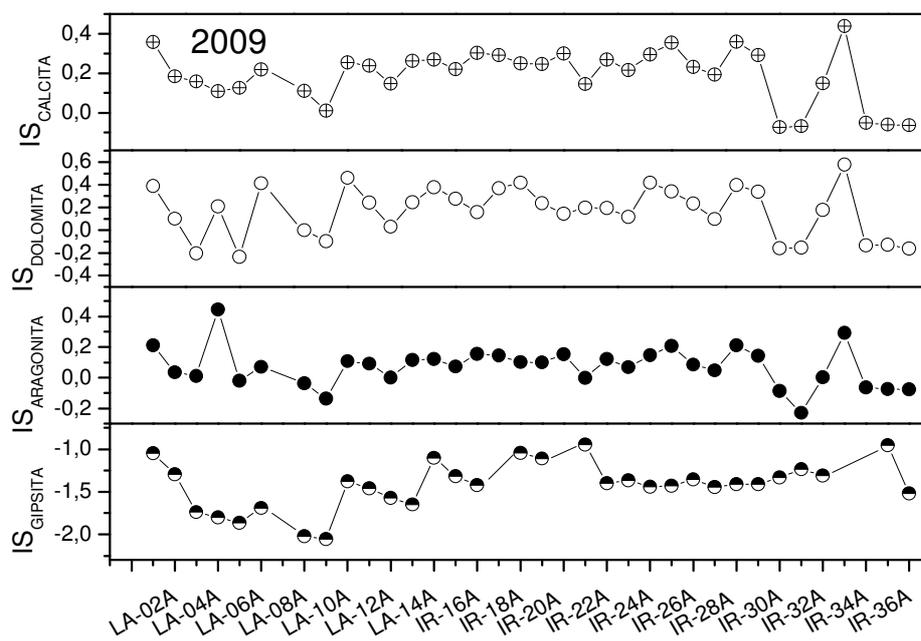


Figura 80: Gráfico comparativo entre os índices de saturação de calcita, dolomita, aragonita e gipsita [IS_{CALCITA} ; IS_{DOLOMITA} ; $IS_{\text{ARAGONITA}}$ e IS_{GIPSITA}] e os pontos de amostragem da campanha de 2009 (período chuvoso).

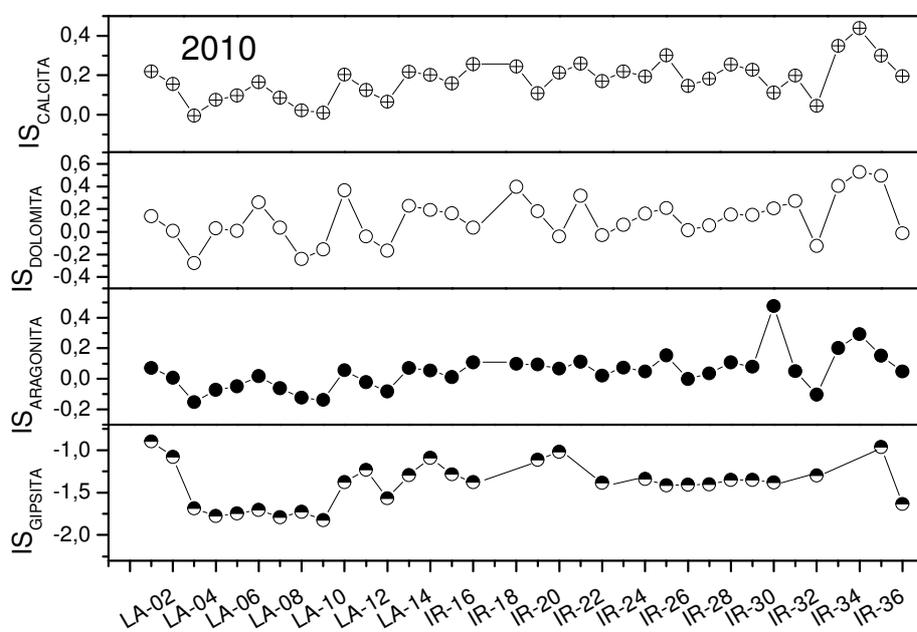


Figura 81: Gráfico comparativo entre os índices de saturação de calcita, dolomita, aragonita e gipsita [IS_{CALCITA} ; IS_{DOLOMITA} ; $IS_{\text{ARAGONITA}}$ e IS_{GIPSITA}] e os pontos de amostragem da campanha de 2010 (período seco).

A análise das Figuras 80 a 89 permite constatar que na campanha de 2009 os índices de saturação variaram de: IS_{CAL} (-0,1 a 0,4, média = 0,2); IS_{DOL} (-0,2 a 0,6, média = 0,2); IS_{ARA} (-0,2 a 0,5, média = 0,1) e IS_{GIP} (-2,0 a -1,0, média = -1,4). Em 2010 os índices de saturação variaram de: IS_{CAL} (-0,0 a 0,4, média = 0,2); IS_{DOL} (-0,3 a 0,5, média = 0,1); IS_{ARA} (-0,2 a 0,5, média = 0,0) e IS_{GIP} (-1,8 a -1,0, média = -1,4). Os índices de saturação médios da calcita, dolomita e aragonita foram um pouco maiores na campanha de 2009 e os índices de saturação médios de gipsita foram maiores na campanha de 2010, indicando menor dissolução da rocha calcária neste período.

O estado de supersaturação ($IS > 0$) da maior parte das águas em calcita, dolomita e aragonita, demonstra uma tendência à precipitação. Essa situação foi verificada na campanha de 2009 para $IS_{CALCITA}$ (LA-01, IR-16, IR-25, IR-28 e IR-33); $IS_{DOLOMITA}$ (LA-01, LA-07, LA-10, LA-14, IR-17, IR-18, IR-24, IR-25, IR-28, IR-29 e IR-35) e $IS_{ARAGONITA}$ (LA-04), (Figuras 82, 84 e 86). Na campanha de 2010 foi constatado para $IS_{CALCITA}$ (IR-25, IR-33 e IR-34); $IS_{DOLOMITA}$ (LA-10, IR-18, IR-31, IR-33, IR-34 e IR-35) e $IS_{ARAGONITA}$ (LA-15), (Figuras 83, 85 e 87).

Parte das amostras analisadas se encontra subsaturada ($IS < 0$) com relação aos elementos considerados, o que implica em uma tendência à maior dissolução da rocha. Na campanha de 2009 esse estado de subsaturação foi obtido para $IS_{CALCITA}$ (IR-31, IR-34, IR-35 e IR-36); $IS_{DOLOMITA}$ (LA-03, LA-05, LA-08, LA-09, LA-15, IR-31, IR-34, IR-35 e IR-36); $IS_{ARAGONITA}$ (LA-05, LA-08, LA-09, LA-12, IR-21, IR-31, IR-34, IR-35 e IR-36) e todas as amostras de índice de saturação de gipsita ($IS_{GIPSITA}$), (Figuras 82, 84, 86 e 88). Na campanha de 2010, foi verificada uma maior dissolução da rocha calcária no aquífero Salitre para $IS_{CALCITA}$ (LA-03); $IS_{DOLOMITA}$ (LA-03, LA-08, LA-09, LA-11, LA-12, IR-20, IR-22, IR-32 e IR-36); $IS_{ARAGONITA}$ (LA-03, LA-04, LA-05, LA-07, LA-08, LA-09, LA-12, IR-26 e IR-32) e todas as amostras de índice de saturação de gipsita ($IS_{GIPSITA}$), (Figuras 83, 85, 87 e 89).

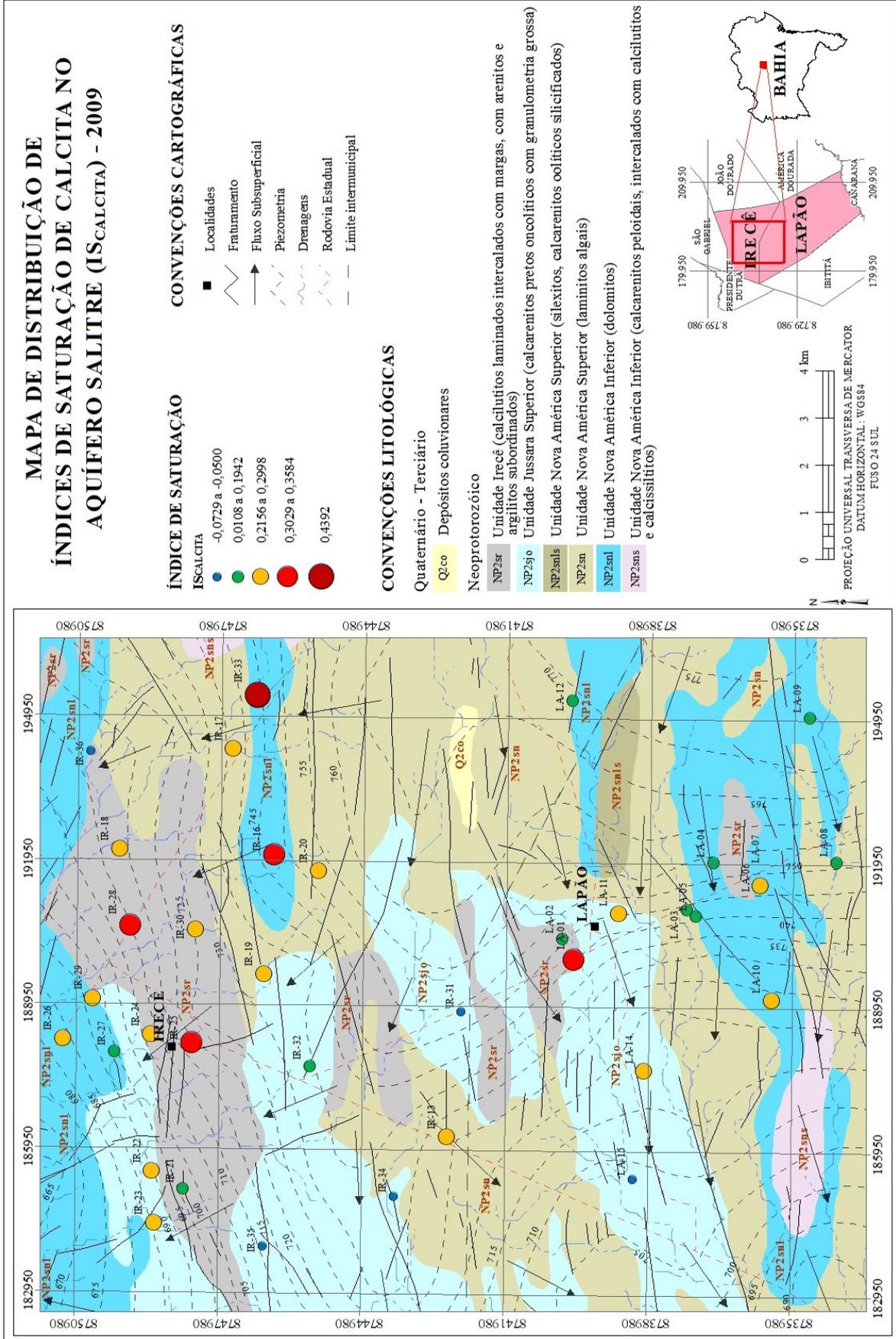


Figura 82: Mapa de Distribuição de Índices de Saturação de Calcita no Aquífero Salitre. Campanha de 2009 (período chuvoso).

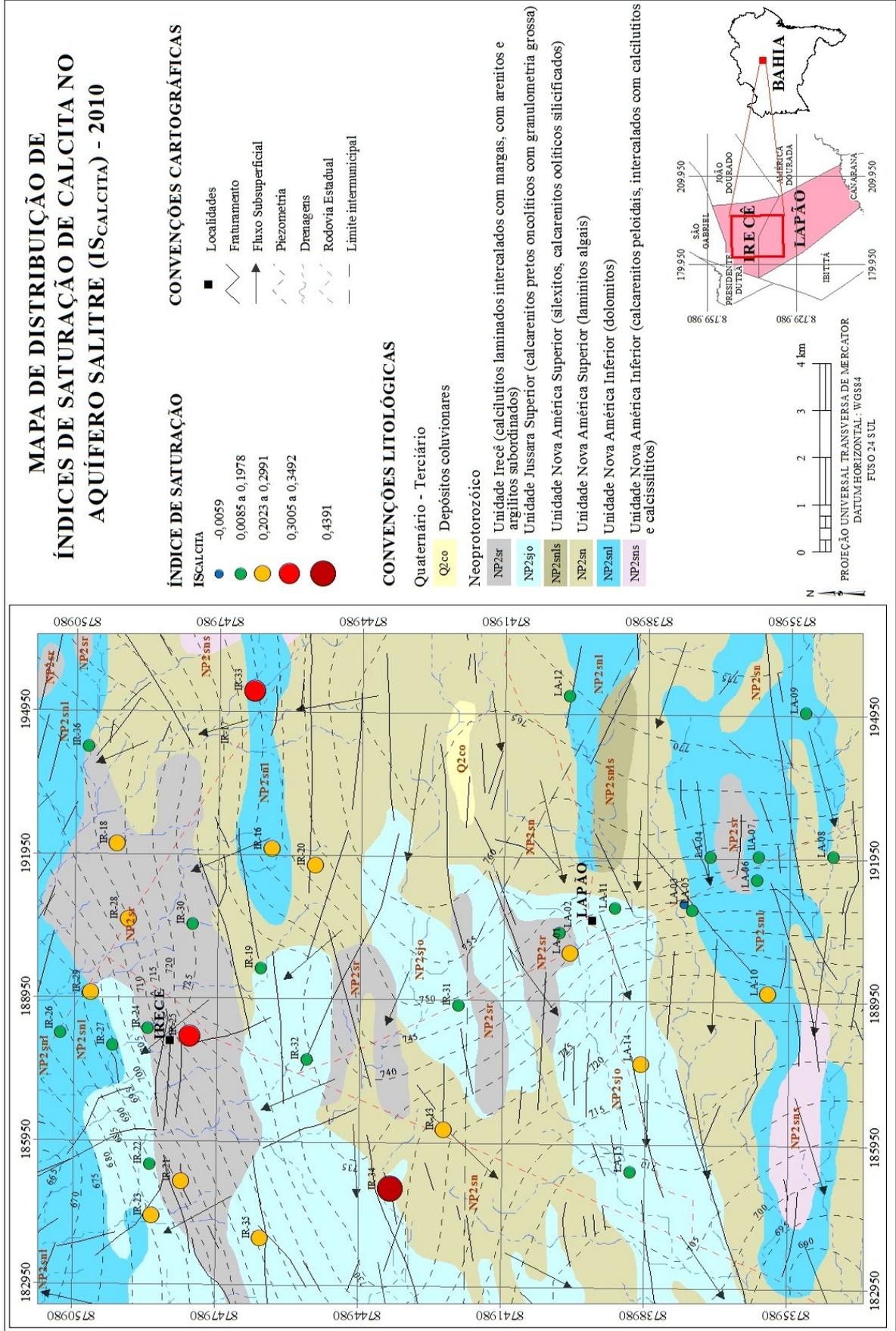


Figura 83: Mapa de Distribuição de Índices de Saturação de Calcita no Aquífero Salitre. Campanha de 2010 (período seco).

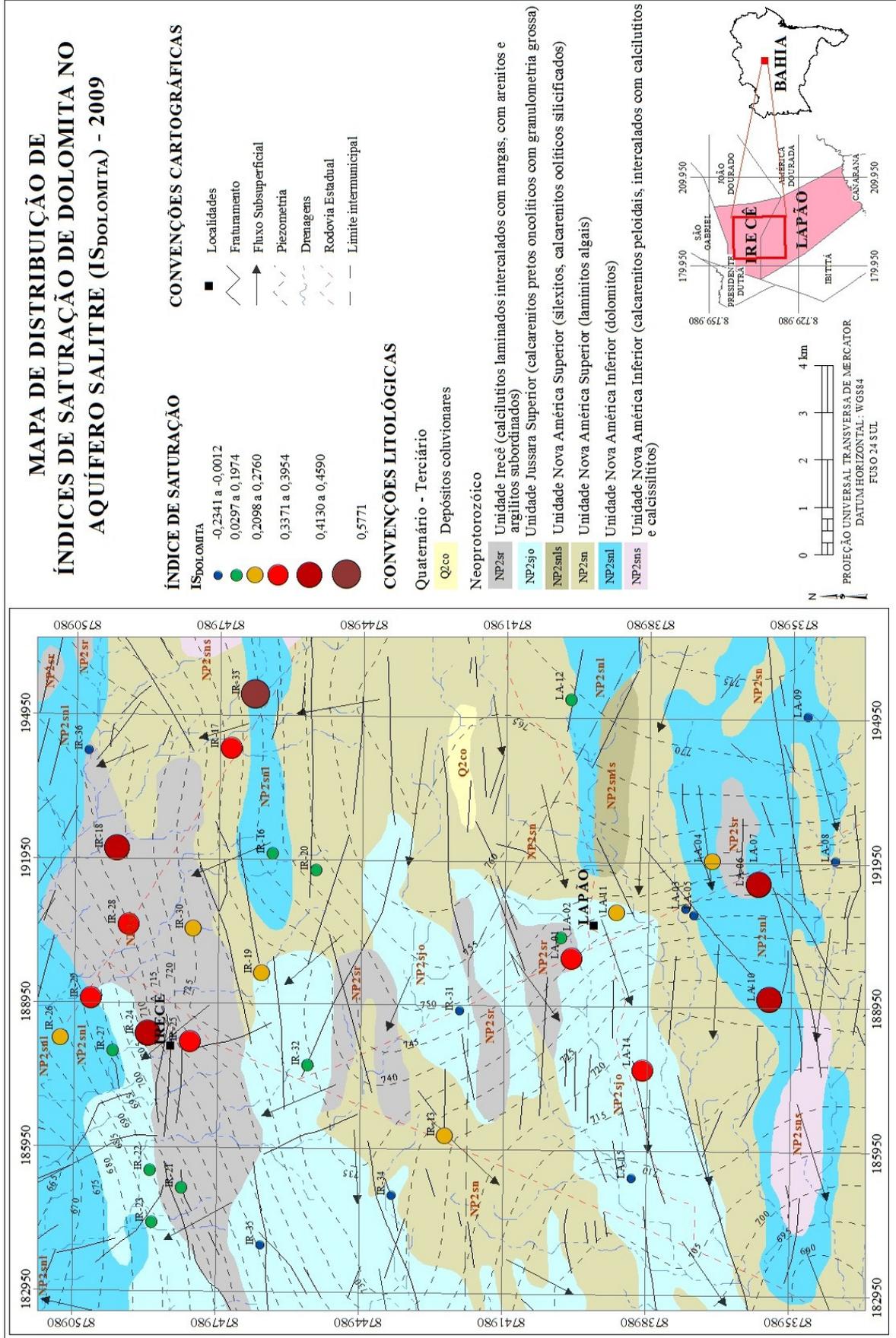


Figura 84: Mapa de Distribuição de Índices de Saturação de Dolomita no Aquífero Salitre. Campanha de 2009 (período chuvoso).

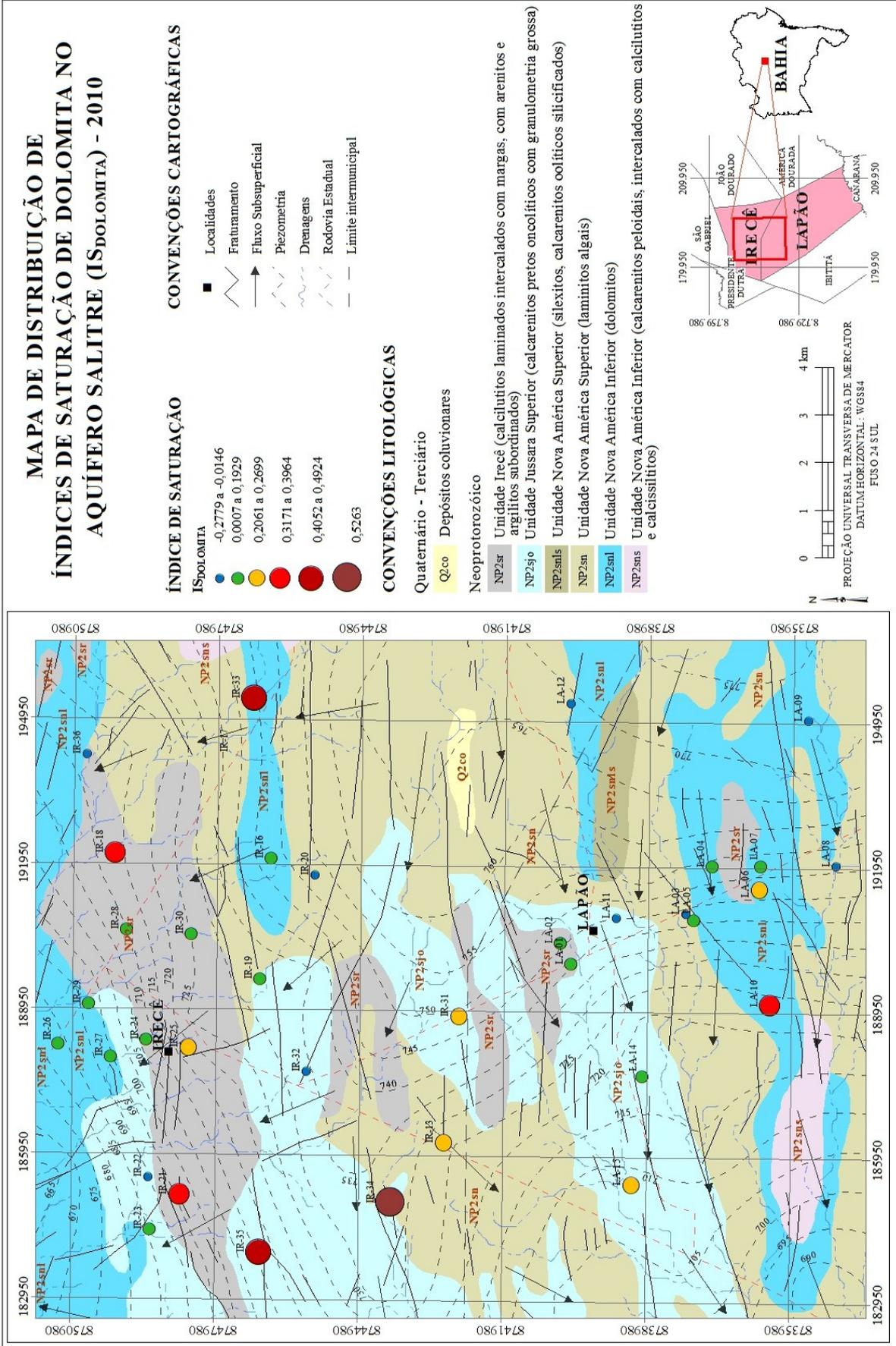


Figura 85: Mapa de Distribuição de Índices de Saturação de Dolomita no Aquífero Salitre. Campanha de 2010 (período seco).

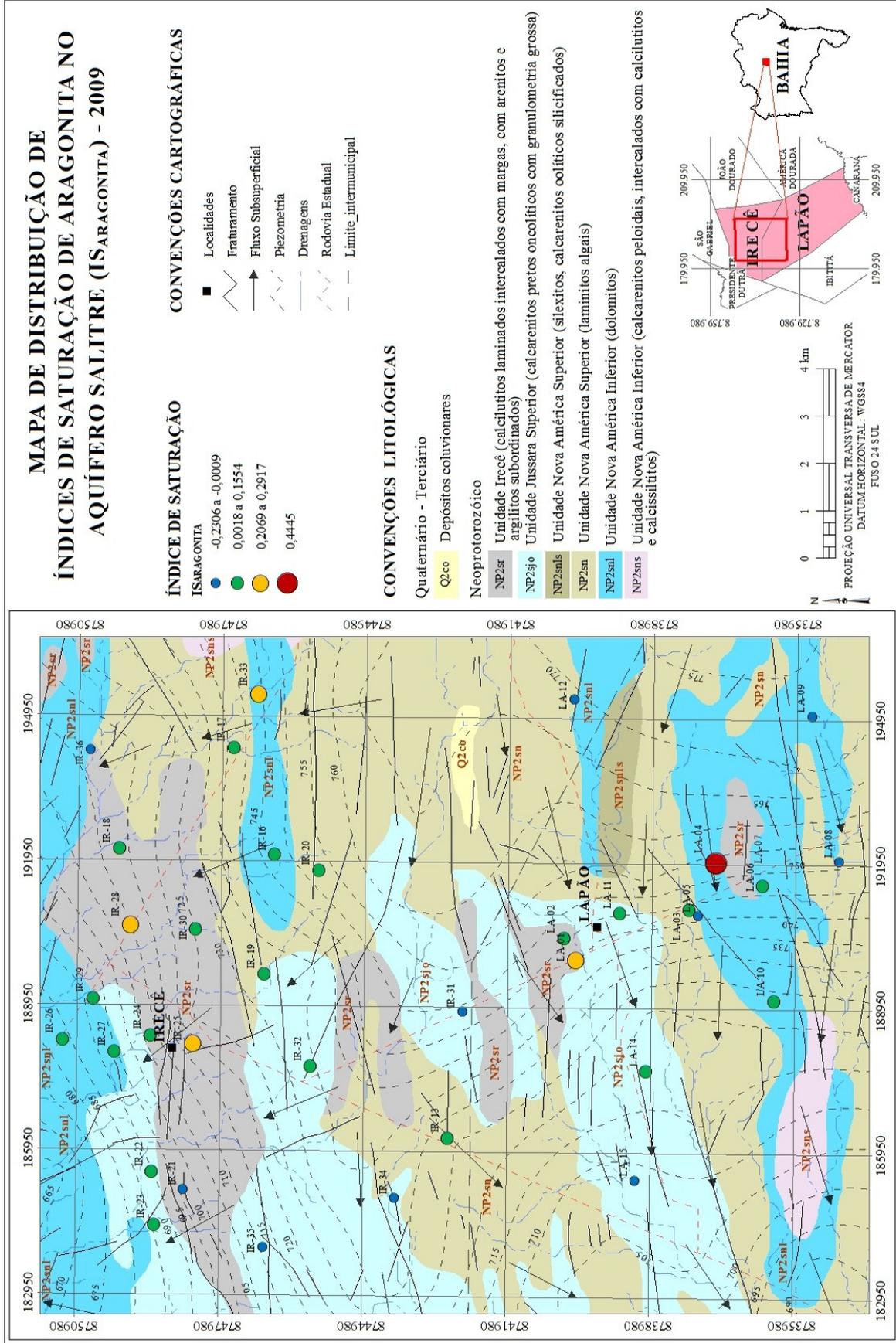


Figura 86: Mapa de Distribuição de Índices de Saturação de Aragonita no Aquífero Salitre. Campanha de 2009 (período chuvoso).

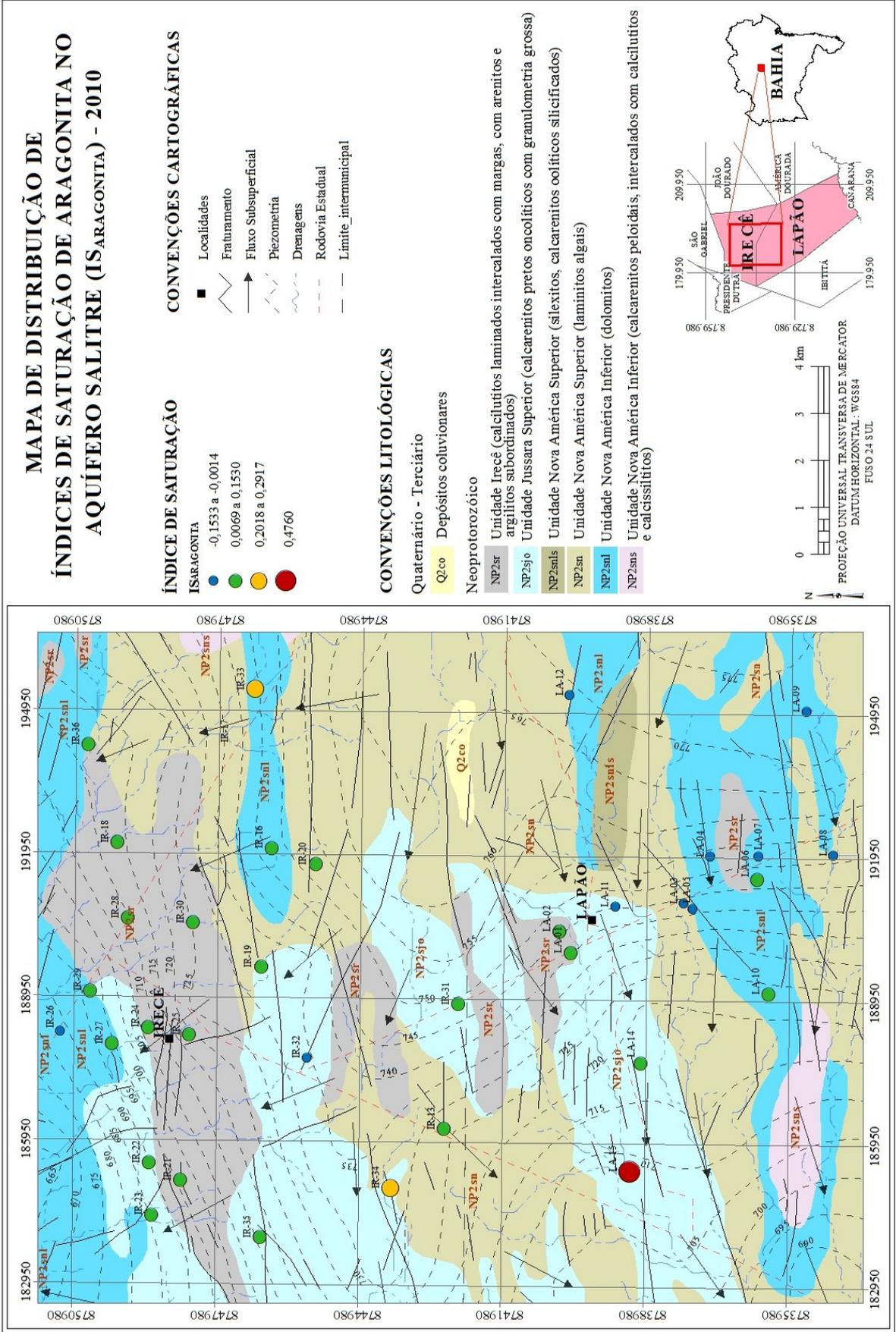


Figura 87: Mapa de Distribuição de Índices de Saturação de Aragonita no Aquífero Salitre. Campanha de 2010 (período seco).

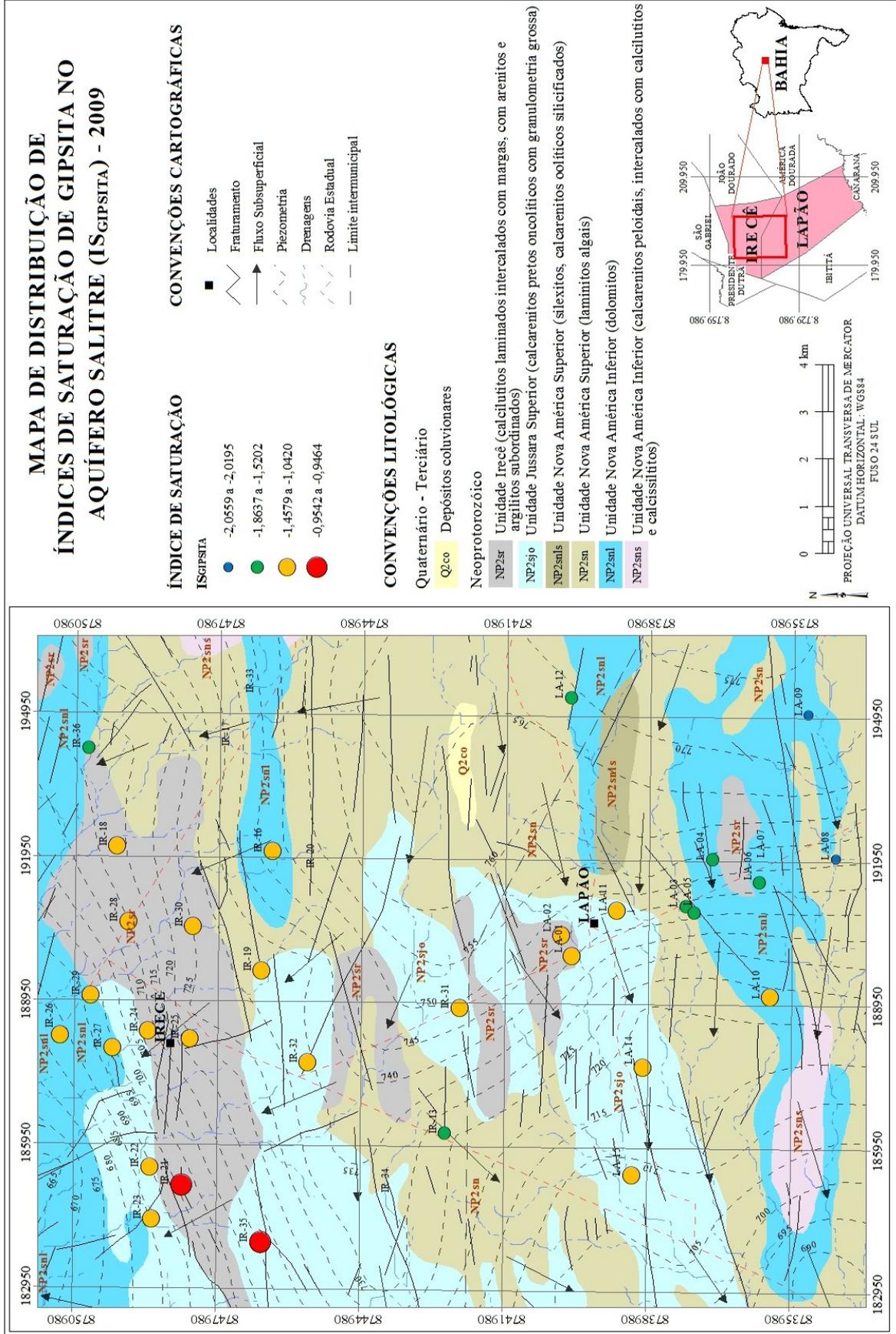


Figura 88: Mapa de Distribuição de Índices de Saturação de Gipsita no Aquífero Salitre. Campanha de 2009 (período chuvoso).

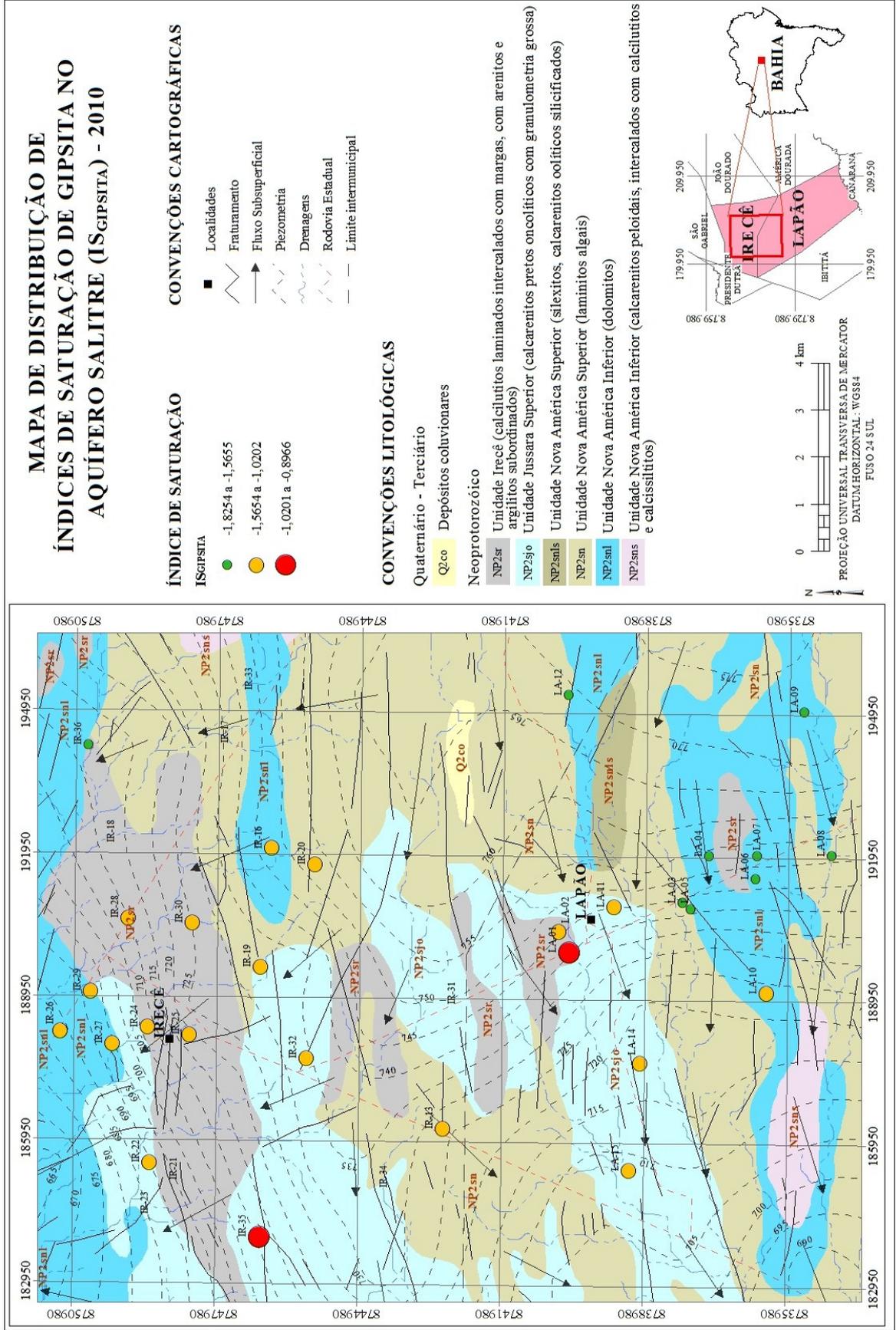


Figura 89: Mapa de Distribuição de Índices de Saturação de Gipsita no Aquífero Salitre – Campanha de 2010 (período seco).

9. RESULTADOS DAS ANÁLISES ISOTÓPICAS

9.1. Correlação entre os valores isotópicos de oxigênio-18, deutério, excesso de deutério e carbono inorgânico dissolvido ($\delta^{18}\text{O}$; δD ; d ; $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$)

A análise da Figura 90 permite verificar que, no período de coleta de 2009 (período úmido) o coeficiente angular da curva obtida em relação à LMG (Linha Meteórica Global) é de 6,3, enquanto que no período de coleta de 2010 (período seco), o coeficiente angular é de 6,6. Os valores obtidos indicam que as águas sofreram evaporação durante o processo de infiltração para os dois períodos de coleta, com maior efeito de fracionamento cinético no período seco. A similaridade dos resultados obtidos nas duas campanhas pode ter ocorrido em função da pequena variação dos índices pluviométricos nos períodos de amostragem considerados, ou seja, novembro/dezembro-2009 e junho/julho-2010 (Figura 3).

Os resultados obtidos para as análises isotópicas de oxigênio, deutério, excesso de deutério e carbono inorgânico dissolvido ($\delta^{18}\text{O}$, δD , d , $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$) das águas subterrâneas analisadas na área nas campanhas de 2009 (período chuvoso) e 2010 (período seco), podem ser observados na Tabela 17 e nas Figuras 90, 91 e 92.

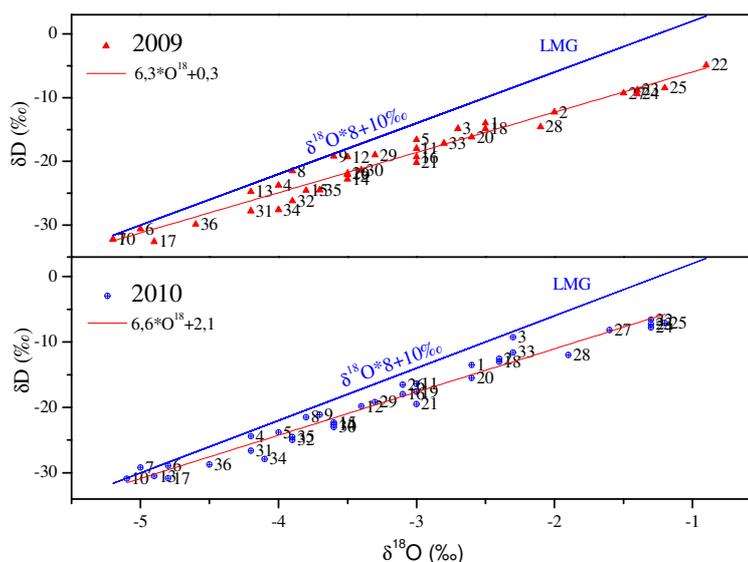


Figura 90: Gráfico ($\delta^{18}\text{O}$ x δD) das amostras de água de precipitação coletadas em várias partes do mundo - LMG (Linha Meteórica Global) (Traduzido de ROZANSKI *et al.*, 1993). Aliado à representação das curvas obtidas na área para as campanhas de 2009 (período chuvoso) e 2010 (período seco).

Tabela 17: Resultado das análises isotópicas de oxigênio-18, deutério, excesso de deutério e carbono inorgânico dissolvido ($\delta^{18}\text{O}$, δD , d , $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$); obtido nas águas subterrâneas coletadas em poços tubulares na área, nas campanhas de 2009 (período chuvoso) e 2010 (período seco).

AMOSTRAS	2009				2010			
	$\delta^{18}\text{O}$ (‰)	δD (‰)	d (‰)	$\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$ (‰)	$\delta^{18}\text{O}$ (‰)	δD (‰)	d (‰)	$\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$ (‰)
LA-01	-2,5	-14,0	6,0	-12,1	-2,6	-13,5	7,3	-11,1
LA-02	-2,0	-12,3	3,7	-11,1	-2,4	-12,6	6,6	-11,8
LA-03	-2,7	-14,9	6,7	-13,3	-2,3	-9,3	9,1	-12,0
LA-04	-4,0	-23,8	8,2	-12,9	-4,2	-24,4	9,2	-11,9
LA-05	-3,0	-16,6	7,4	-12,5	-4,0	-23,8	8,2	-12,2
LA-06	-5,0	-30,6	9,4	-10,2	-4,8	-28,9	9,5	-12,4
LA-07	-5,2	-32,2	9,4	-12,8	-5,0	-29,2	10,8	-11,9
LA-08	-3,9	-21,5	9,7	-13,5	-3,8	-21,5	8,9	-12,4
LA-09	-3,6	-19,2	9,6	-14,1	-3,7	-21,1	8,5	-11,8
LA-10	-5,2	-32,3	9,3	-13,3	-5,1	-30,9	9,9	-12,3
LA-11	-3,0	-18,0	6,0	-13,0	-3,0	-16,4	7,6	-9,3
LA-12	-3,5	-19,3	8,7	-12,4	-3,4	-19,8	7,4	-11,2
IR-13	-4,2	-24,8	8,8	-13,3	-4,9	-30,5	8,7	-11,7
LA-14	-3,5	-22,8	5,2	-11,1	-3,6	-22,6	6,2	-10,7
LA-15	-3,8	-24,6	5,8	-11,9	-3,6	-22,3	6,5	-10,8
IR-16	-3,0	-19,3	4,7	-13,9	-3,1	-18,0	6,8	-12,7
IR-17	-4,9	-32,6	6,6	-11,7	-4,8	-30,8	7,6	-11,0
IR-18	-2,5	-14,9	5,1	-11,3	-2,4	-13,0	6,2	-9,9
IR-19	-3,5	-22,1	5,9	-10,1	-3,0	-17,6	6,4	-9,2
IR-20	-2,6	-16,2	4,6	-11,8	-2,6	-15,5	5,3	-11,2
IR-21	-3,0	-20,2	3,8	-1,9	-3,0	-19,5	4,5	-0,7
IR-22	-0,9	-4,9	2,3	-11,0	-1,3	-6,6	3,8	-8,9
IR-23	-1,4	-8,8	2,4	-10,4	-1,3	-7,3	3,1	-9,6
IR-24	-1,4	-9,4	1,8	-11,7	-1,3	-7,8	2,6	-10,8
IR-25	-1,2	-8,5	1,1	-10,7	-1,2	-7,1	2,5	-9,7
IR-26	-3,5	-21,9	6,1	-13,3	-3,1	-16,5	8,3	-12,9
IR-27	-1,5	-9,3	2,7	-11,6	-1,6	-8,2	4,6	-11,1
IR-28	-2,1	-14,6	2,2	-11,2	-1,9	-12	3,2	-10,6
IR-29	-3,3	-19,0	7,4	-13,0	-3,3	-19,2	7,2	-11,9
IR-30	-3,4	-21,4	5,8	-10,2	-3,6	-23,0	5,8	-9,0
IR-31	-4,2	-27,8	5,8	-13,3	-4,2	-26,6	7,0	-12,0
IR-32	-3,9	-26,2	5	-9,2	-3,9	-25,0	6,2	-7,7
IR-33	-2,8	-17,2	5,2	-11,1	-2,3	-11,6	6,8	-11,3
IR-34	-4,0	-27,6	4,4	-13,1	-4,1	-27,9	4,9	-12,6
IR-35	-3,7	-24,5	5,1	-4,0	-3,9	-24,5	6,7	-3,6
IR-36	-4,6	-29,9	6,9	-13,0	-4,5	-28,7	7,3	-10,5
Valores Mínimos	-5,2	-32,6	1,1	-14,1	-5,1	-30,9	2,5	-12,9
Valores Médios	-3,2	-19,8	5,8	-11,5	-3,2	-19,3	6,7	-10,6
Valores Máximos	-0,9	-4,9	9,7	-1,9	-1,2	-6,6	10,8	-0,7

Os tratamentos estatísticos foram efetuados no *software* AquaChem 4.0.

$\delta^{18}\text{O}$: isótopo de oxigênio-18

δD : delta deutério

d : excesso de deutério

$\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$: isótopo de carbono inorgânico dissolvido

As Figuras 91 e 92 representam uma ilustração gráfica da distribuição dos dados obtidos nas análises isotópicas de ($\delta^{18}\text{O}$, δD , d , $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$) pontualmente, onde pode-se observar que os valores isotópicos obtidos são muito próximos nas duas campanhas de amostragem efetuadas (2009 e 2010).

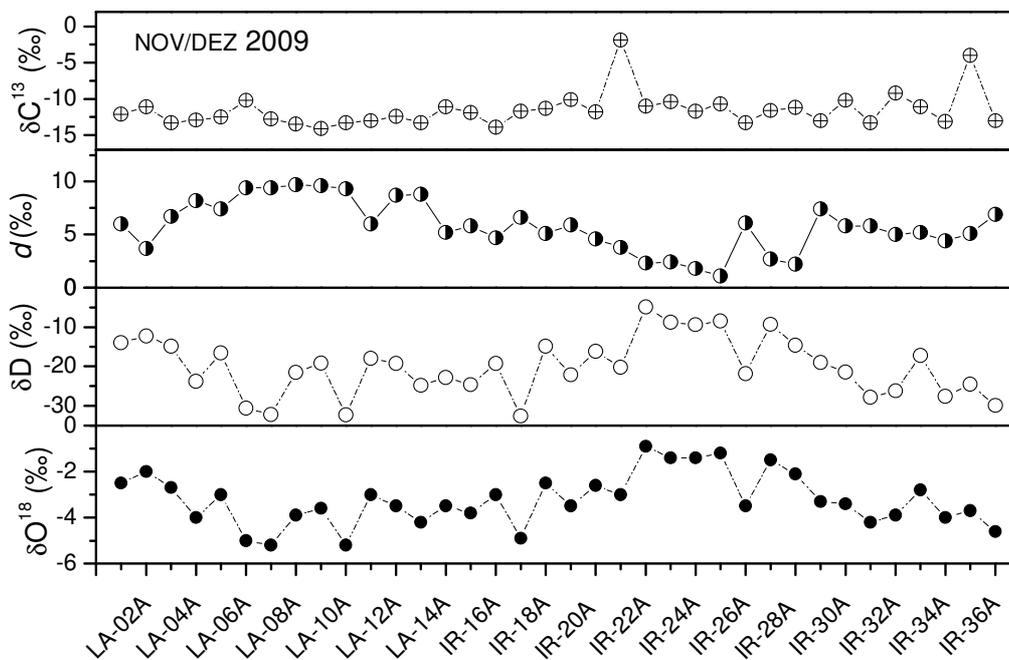


Figura 91: Gráficos de ($\delta^{18}\text{O}$; δD ; d ; $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$), referentes à campanha de 2009 (período chuvoso).

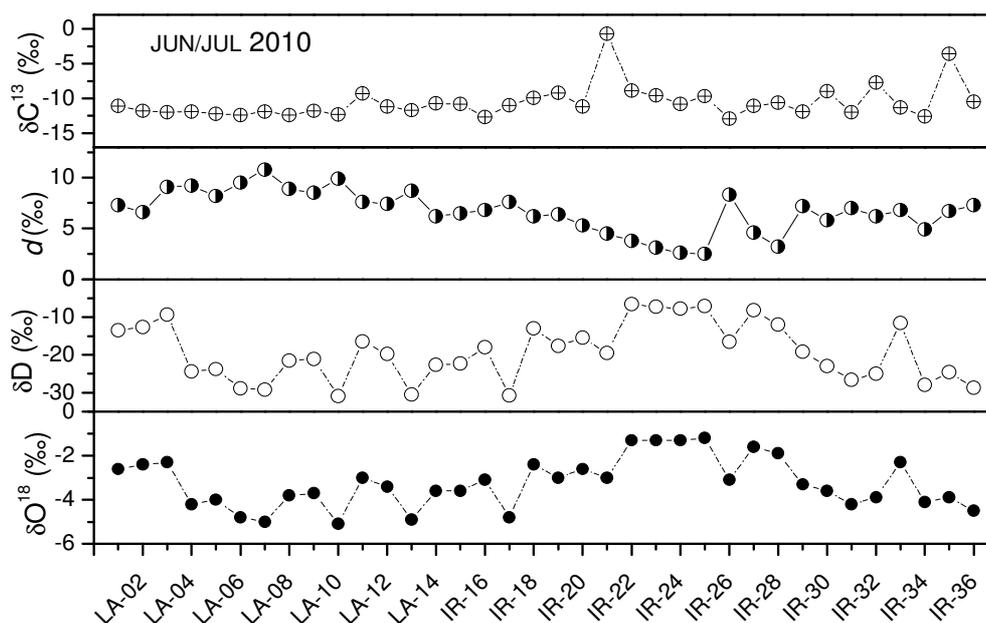


Figura 92: Gráficos de ($\delta^{18}\text{O}$; δD ; d ; $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$), referentes à campanha de 2010 (período seco).

Os intervalos de $\delta^{18}\text{O}$ variam de (-5,2‰ a -0,9‰) no período chuvoso e de (-5,1‰ a -1,2‰) no período seco. Como estas são as chuvas que alimentam o aquífero nesta região, os valores isotópicos médios obtidos de $\delta^{18}\text{O}$ na área são de -3,1‰, que são similares aos valores isotópicos médios de $\delta^{18}\text{O}$ de precipitação da região de -3,2‰, bem como os intervalos de variação que são compatíveis com os valores obtidos através das análises de poços na área.

Todos os valores obtidos para análise de ($\delta^{18}\text{O}$; δD ; $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$) são negativos (Tabela 17), (Figuras 91 e 92), o que demonstra que são águas empobrecidas em relação aos padrões VSMOW e PDB, sendo que não há uma variação considerável entre os valores das campanhas de 2009 (período seco) e 2010 (período úmido).

Os valores de excesso de deutério “d” variam de (1,1‰ a 9,7‰), com média de 5,8‰ na campanha de 2009 e de (2,5‰ a 10,8‰), com média de 6,7‰ na campanha de 2010.

Os gráficos de isótopos de oxigênio x cloreto [$\delta^{18}\text{O}$ x Cl^-] e isótopos de deutério x cloreto [δD x Cl^-], mostrados nas Figuras 93 e 94 não apresentam uma relação de proporcionalidade com as águas subterrâneas analisadas, portanto, não há correlação entre o teor de cloreto na água e sua característica isotópica ($\delta^{18}\text{O}$) e (δD), que são provenientes da água da chuva. Assim, esse comportamento sugere que a origem da salinidade dessas águas deve estar relacionada com a sua interação com a sequência carbonática, bem como, com o processo de evapotranspiração.

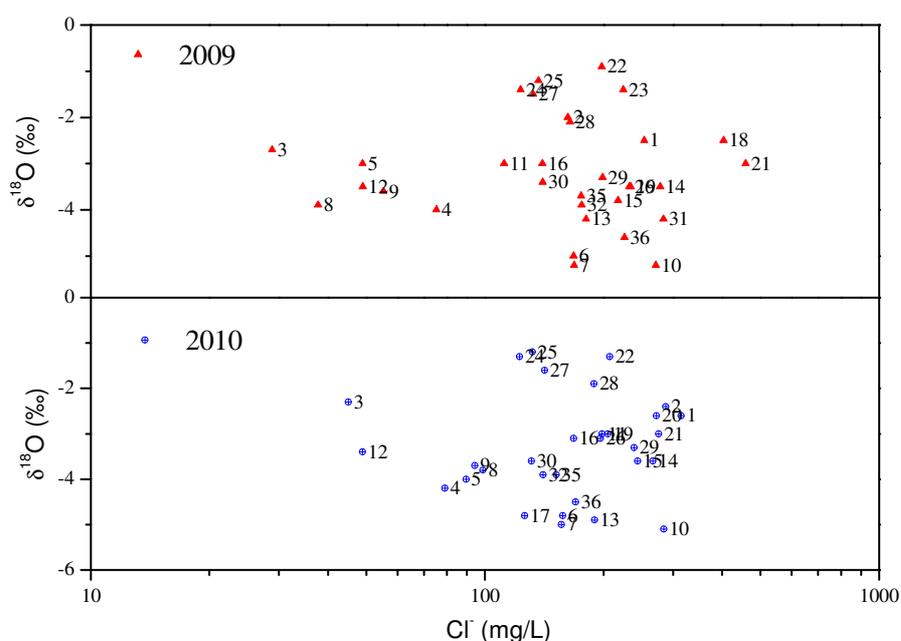


Figura 93: Representação gráfica das variações de Cl^- x $\delta^{18}\text{O}$ referente às campanhas de 2009 (período chuvoso) e 2010 (período seco).

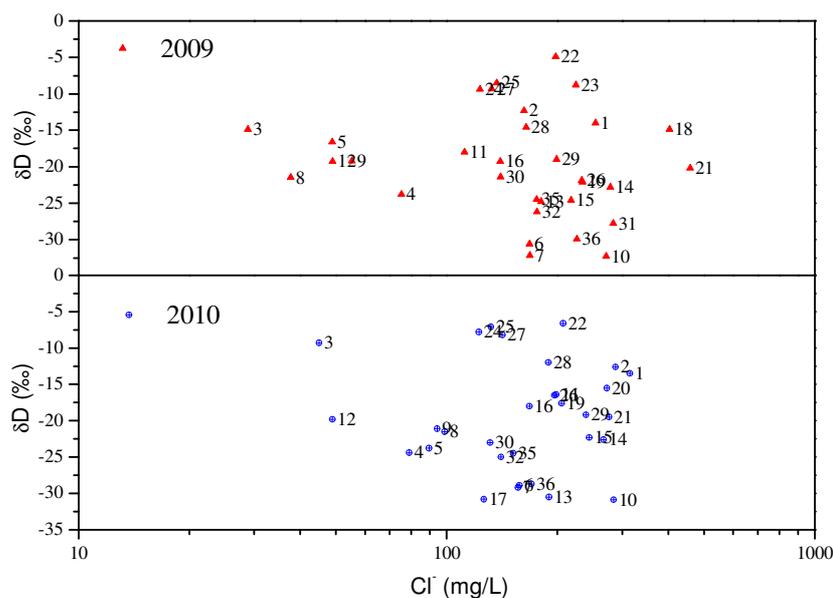


Figura 94: Representação gráfica das variações de Cl^- x δD referente às campanhas de 2009 (período chuvoso) e 2010 (período seco).

Os gráficos que correlacionam valores isotópicos de oxigênio e deutério com sólidos totais dissolvidos (STD): $\delta^{18}\text{O}$ x STD e δD x STD (Figuras 95 e 96), indicam que não houve correlação entre os isótopos estáveis e o STD, ou seja, demonstram que além da evaporação, existem outros processos que contribuem com a salinização das águas subterrâneas, como por exemplo, a transpiração realizada pelas plantas.

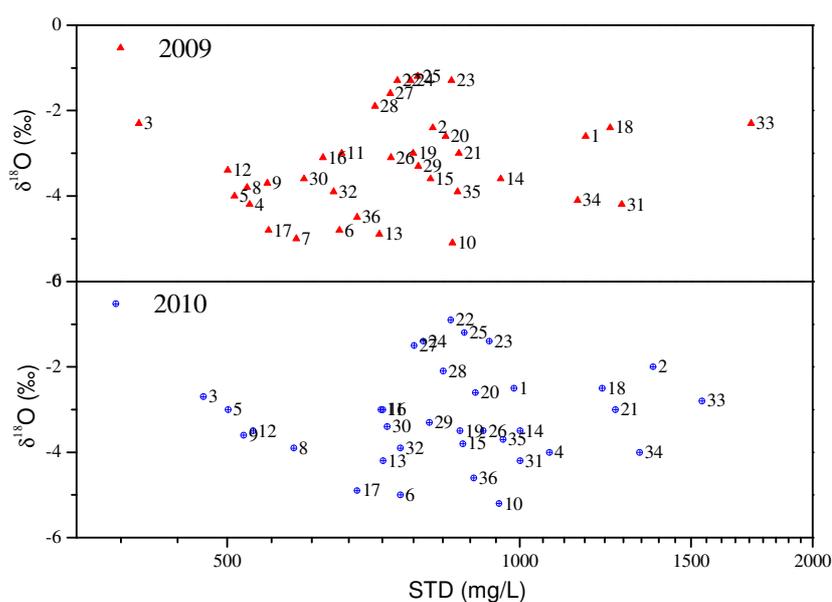


Figura 95: Representação gráfica das variações de STD x $\delta^{18}\text{O}$ referente às campanhas de 2009 (período chuvoso) e 2010 (período seco).

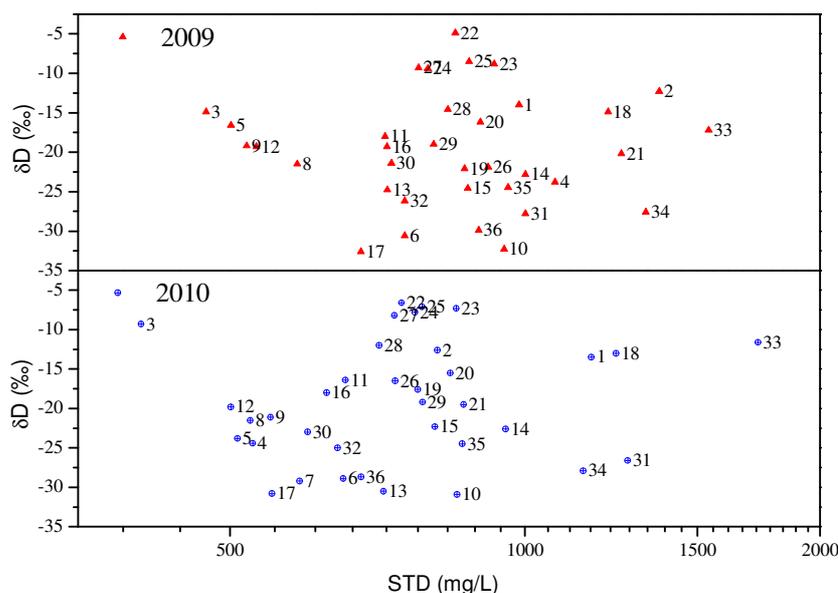


Figura 96: Representação gráfica das variações de STD x δD referente às campanhas de 2009 (período chuvoso) e 2010 (período seco).

Na distribuição isotópica do carbono inorgânico dissolvido [$\delta^{13}C_{CID}$] com os elementos Ca^{+2} e Mg^{+2} (Figuras 97 e 98), pode-se verificar que as amostras, de maneira geral, apresentam valores elevados desses elementos, indicando que as águas que infiltram nesses aquíferos dissolvem preferencialmente os minerais carbonáticos como calcita e dolomita.

Nas Figuras 97 a 100, pode-se observar que o $\delta^{13}C_{CID}$ é indiferente aos parâmetros cálcio, magnésio, bicarbonato e sulfato, ou seja, o fracionamento isotópico está relacionado à chuva e não à rocha.

A distribuição do $\delta^{13}C_{CID}$ com o HCO_3^- , observada na Figura 99, demonstra que o bicarbonato resulta do intemperismo de carbonatos por H_2CO_3 . O gráfico SO_4^{-2} x $\delta^{13}C_{CID}$ (Figura 100), mostra a distribuição desses elementos nas águas subterrâneas da área, em que se verifica o aumento do $\delta^{13}C_{CID}$ com o sulfato, no entanto os valores de $\delta^{13}C_{CID}$ permanecem negativos, indicando uma maior contribuição de processos de dissolução de carbonatos por $H_2CO_3^-$ do que por H_2SO_4 . Dessa forma, os processos de dissolução de carbonatos onde predominaria o H_2SO_4 , poderiam ocorrer em locais pontuais, em que houvesse um enriquecimento do $\delta^{13}C_{CID}$, em função da ocorrência de sulfetos na área. Os valores médios obtidos para as concentrações de SO_4^{-2} na área variam de 115mg/l a 120mg/l, com valores máximos de 306,77mg/l na campanha de 2009 e 295,07mg/l na campanha de 2010.

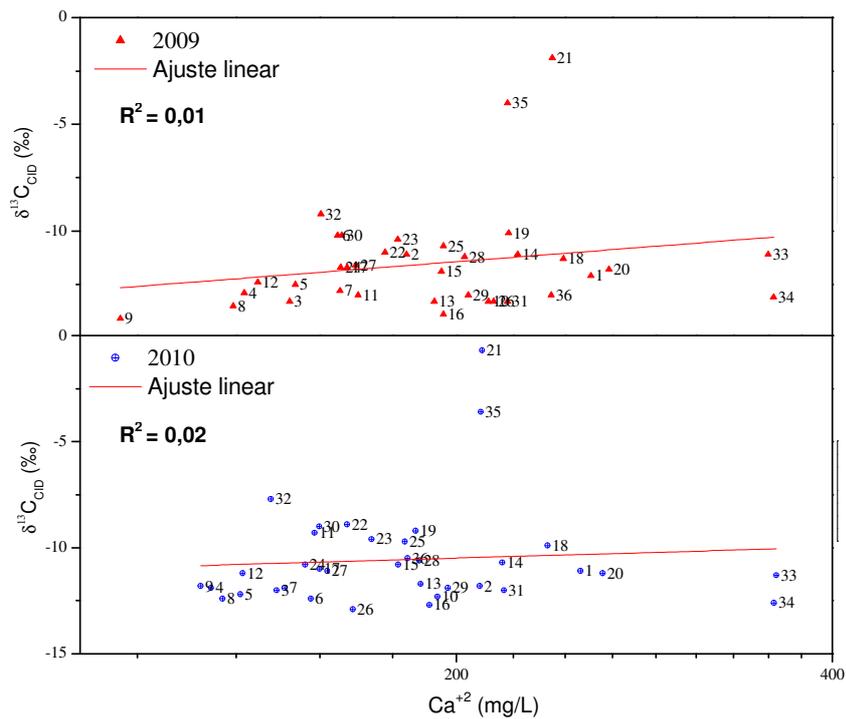


Figura 97: Representação gráfica das variações de Ca^{+2} x $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$, referente às campanhas de 2009 (período chuvoso) e 2010 (período seco). R^2 : Coeficiente de correlação linear.

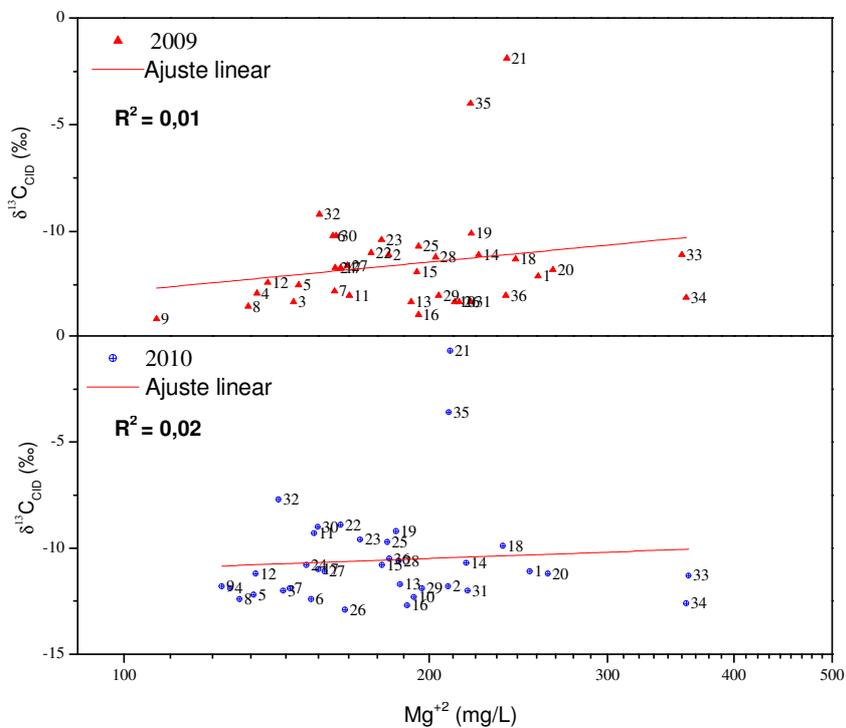


Figura 98: Representação gráfica das variações de Mg^{+2} x $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$, referente às campanhas de 2009 (período chuvoso) e 2010 (período seco). R^2 : Coeficiente de correlação linear.

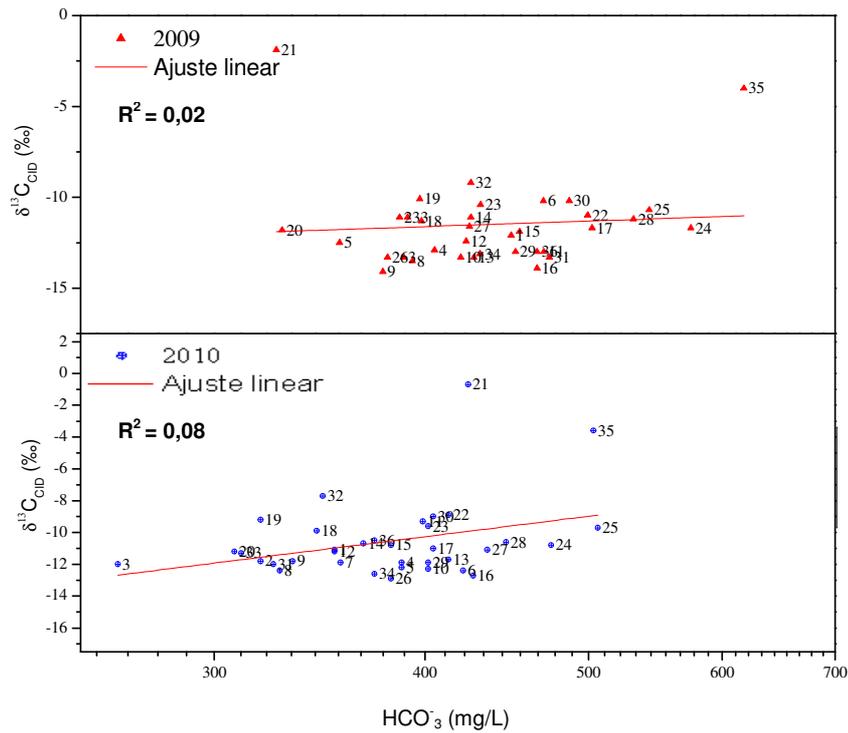


Figura 99: Representação gráfica das variações de $\text{HCO}_3^- \times \delta^{13}\text{C}_{\text{DIP}}$, referente às campanhas de 2009 (período chuvoso) e 2010 (período seco). R^2 : Coeficiente de correlação linear.

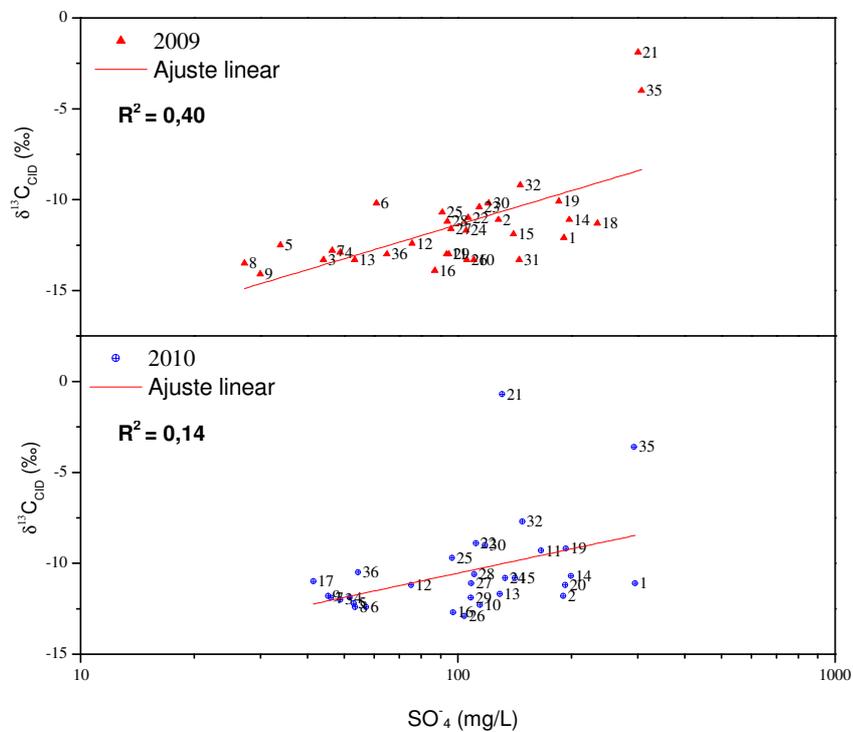


Figura 100: Representação gráfica das variações de $\text{SO}_4^{2-} \times \delta^{13}\text{C}_{\text{DIP}}$, referente às campanhas de 2009 (período chuvoso) e 2010 (período seco). R^2 : Coeficiente de correlação linear.

Em todos os gráficos pode-se observar que as amostras IR-21 e IR-35 apresentam um maior enriquecimento isotópico do que as demais amostras, com valores de $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$ variáveis nas duas campanhas: para IR-21 entre (-4,0‰ e -3,6‰) e para IR-35 entre (-1,9‰ e -0,7‰), respectivamente. Os valores elevados de $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$ nas águas subterrâneas nesses pontos revelam uma maior interação da água com a rocha calcária nesses locais.

A distribuição do pH com o $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$, observada na Figura 101, nas amostras de águas subterrâneas analisadas na área, demonstra que valores de $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$ entre (-14,1‰ e -9,2‰), obtidos na campanha de 2009 e entre (-12,9‰ e -7,7‰), obtidos na campanha de 2010 indicam que nessas águas ocorre dominância da ação do intemperismo de carbonatos por ácido carbônico. Valores enriquecidos de $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$ observados nas amostras IR-21 entre (-4,0‰ e -3,6‰) e IR-35 entre (-1,9‰ e -0,7‰), revelam a dominância da ação de intemperismo de carbonatos por ácido sulfúrico, que podem estar relacionados pontualmente a concentrações de eventuais bolsões de sulfetos como pirita e calcopirita disseminados no calcário nas proximidades desses locais, como constatado por MISI, (1979).

Os valores de pH obtidos em laboratório (Figura 101), variam em um intervalo de 6,93 a 8,27 na campanha de 2009 e de 7,41 a 8,38 na campanha de 2010, demonstrando valores de pH um pouco mais elevados na campanha de 2010, referente ao período de coleta dos meses de junho e julho, com baixos índices pluviométricos. Por outro lado, os valores de pH mais baixos referentes à campanha de 2009, relacionado ao período de coleta dos meses de novembro e dezembro, período mais chuvoso, podem refletir uma maior dissolução das rochas calcárias em contato com as águas subterrâneas do aquífero nesse período.

9.2. Mapas de distribuição de valores isotópicos de oxigênio-18, deutério e carbono inorgânico dissolvido ($\delta^{18}\text{O}$, δD e $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$) no aquífero Salitre

As análises isotópicas obtidas da coleta de águas subterrâneas em poços tubulares localizados no setor leste à montante do fluxo apresentam um menor enriquecimento isotópico do que aquelas obtidas de poços localizados no setor norte-noroeste à jusante do fluxo, demonstrando que o enriquecimento isotópico ocorre preferencialmente de Leste para Oeste, concordante com as direções preferenciais de fluxo obtidas na área (Figuras 102 a 107).

Os valores isotópicos de oxigênio-18 [$\delta^{18}\text{O}$] variam de (-5,2‰ a -0,9‰), com média de -3,2‰ na campanha de 2009 e de (-5,1‰ a -1,2‰), com média de -3,2‰ na campanha de 2010. Pode-se verificar que as médias são as mesmas, não havendo, portanto variação significativa dos valores analisados.

Os valores isotópicos de deutério [δD] variam de (-32,6‰ a -4,9‰), com média de -19,8‰ na campanha de 2009 e de (-30,9‰ a -6,6‰), com média de -19,3‰ na campanha de 2010.

Os valores isotópicos de carbono inorgânico dissolvido [$\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$] variam de (-14,1‰ a -1,9‰), com média de -11,5‰ na campanha de 2009 e de (-12,9‰ a -0,7‰), com média de -10,6‰ na campanha de 2010.

As águas localizadas no setor norte-noroeste apresentam valores isotópicos mais elevados de oxigênio e deutério [$\delta^{18}\text{O}$ e δD], (Figuras 102 a 105), o que demonstra que são águas mais evaporadas, com interações maiores com as rochas carbonáticas da Formação Salitre, evidenciadas pelos valores crescentes de $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$ (Figuras 106 e 107), concordantes com o sentido do fluxo na área.

As chuvas que ocorreram próximas ao período de amostragem em 2009 na área, podem ter diluído o calcário de forma diferente do período de amostragem de 2010, ou seja, no período chuvoso de 2009 os processos de diluição atuantes no calcário devem ter sido maiores do que os ocorridos no período seco de 2010, o que é evidenciado pela diferença isotópica de $\delta^{18}\text{O}$ nos dois períodos (Figuras 102 e 103).

Analisando os dados históricos obtidos na região por SIQUEIRA (1978), BASTOS LEAL & SILVA (2004), BERARDO *op cit.*, (2005) e SANTOS (2008), foi possível constatar

que as análises isotópicas de oxigênio-18, deutério e carbono inorgânico dissolvido ($\delta^{18}\text{O}$, δD e $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$) apresentam valores médios muito próximos dos valores encontrados, corroborando o comportamento isotópico da área, que revela que não houve uma variação significativa dos valores isotópicos dessas águas ao longo dos últimos 30 anos.

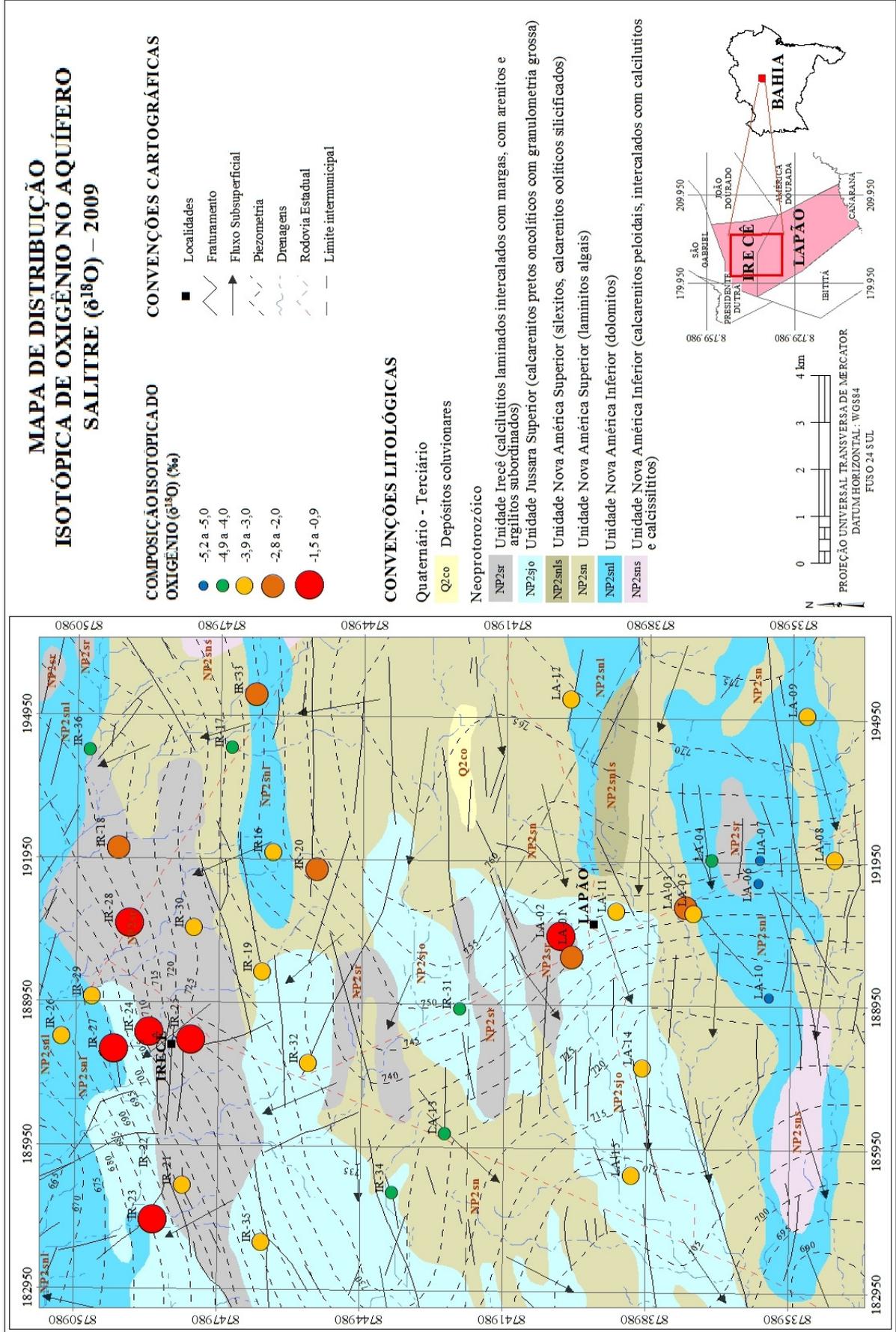


Figura 102: Mapa de Distribuição Isotópica de Oxigênio-18 ($\delta^{18}O$) no Aquífero Salitre. Campanha de 2009 (período chuvoso).

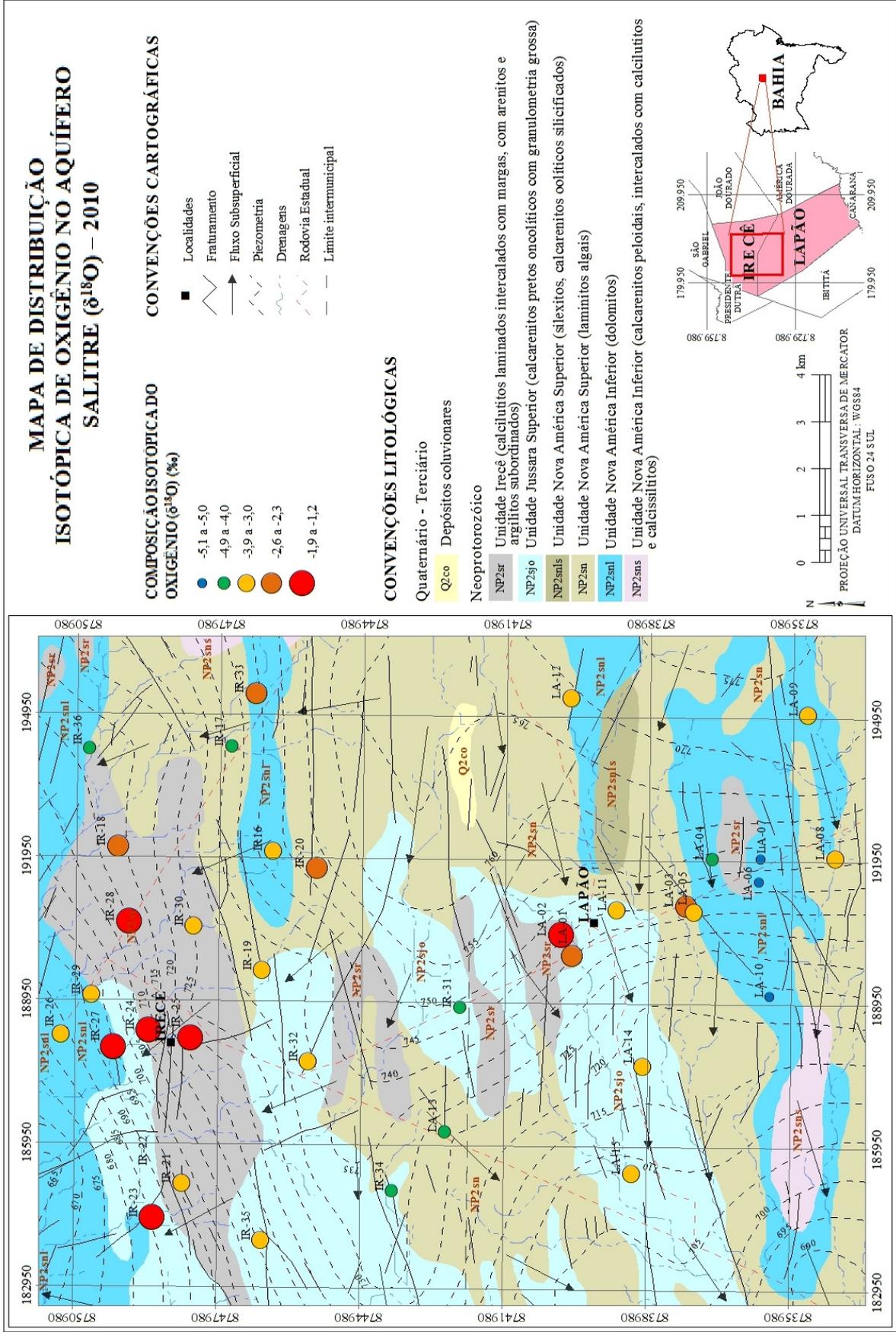


Figura 103: Mapa de Distribuição Isotópica de Oxigênio-18 ($\delta^{18}O$) no Aquífero Salitre. Campanha de 2010 (período seco).

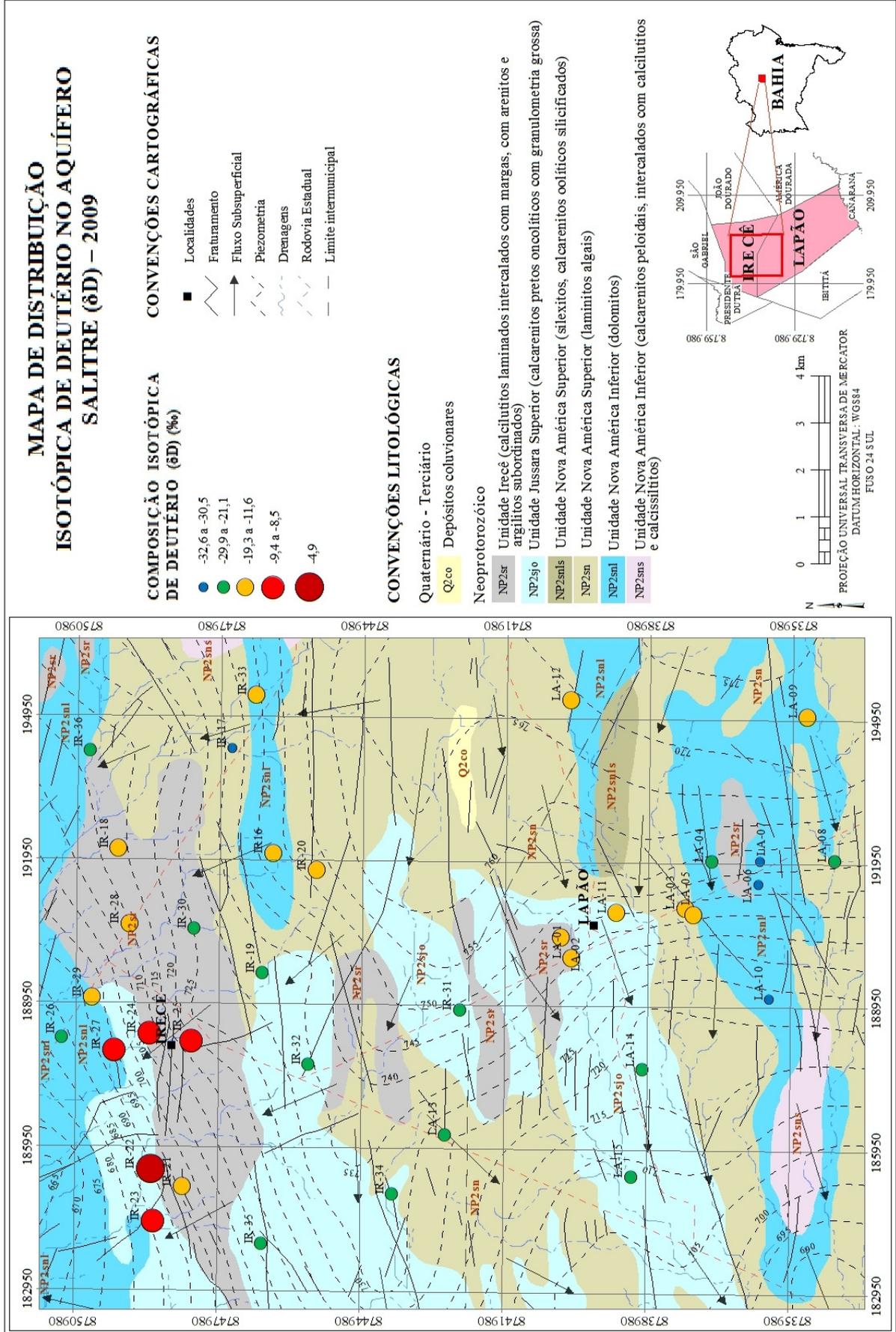


Figura 104: Mapa de Distribuição Isotópica de Deutério (δD) no Aquífero Salitre. Campanha de 2009 (período chuvoso).

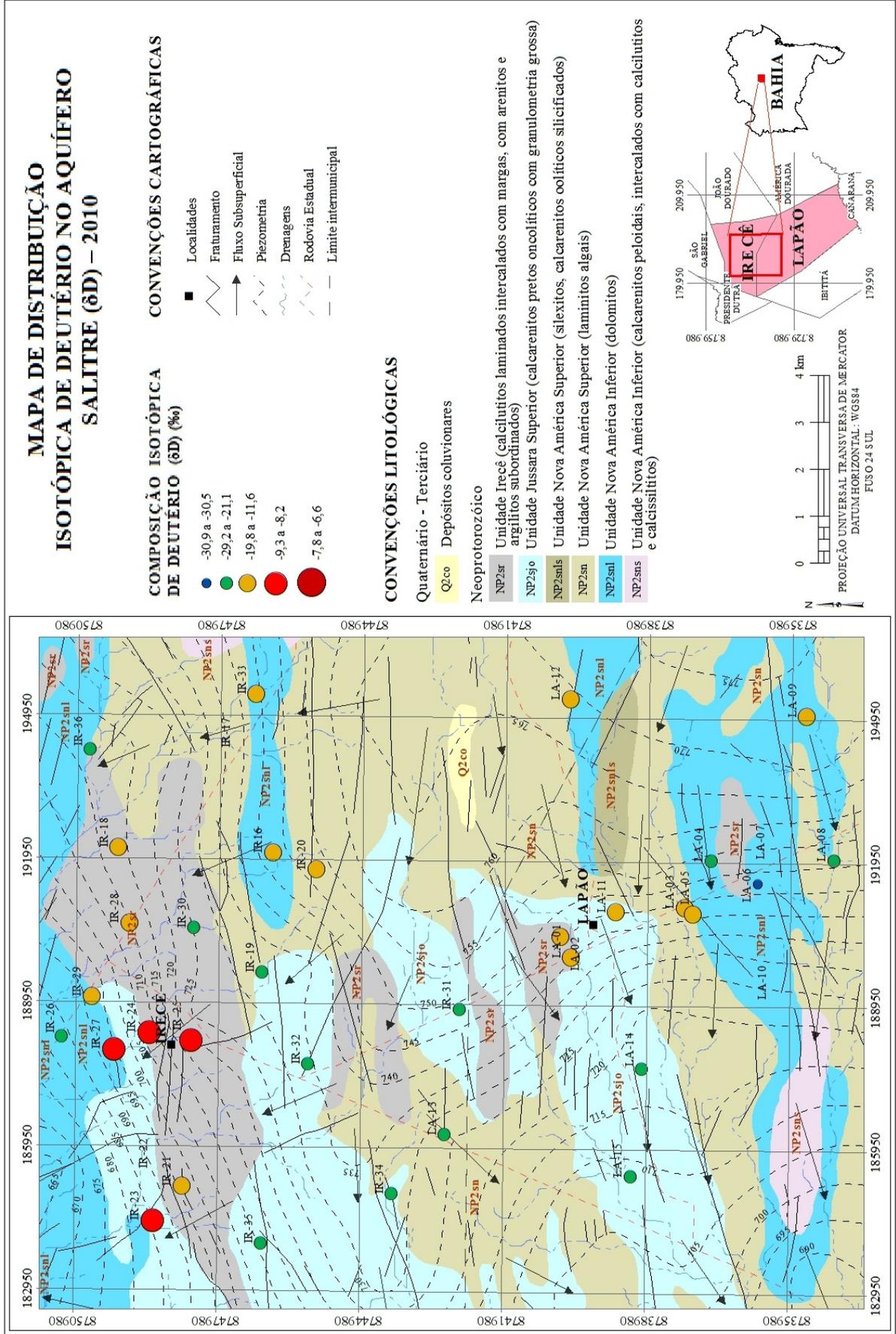


Figura 105: Mapa de Distribuição Isotópica de Deutério (δD) no Aquífero Salitre. Campanha de 2010 (período seco).

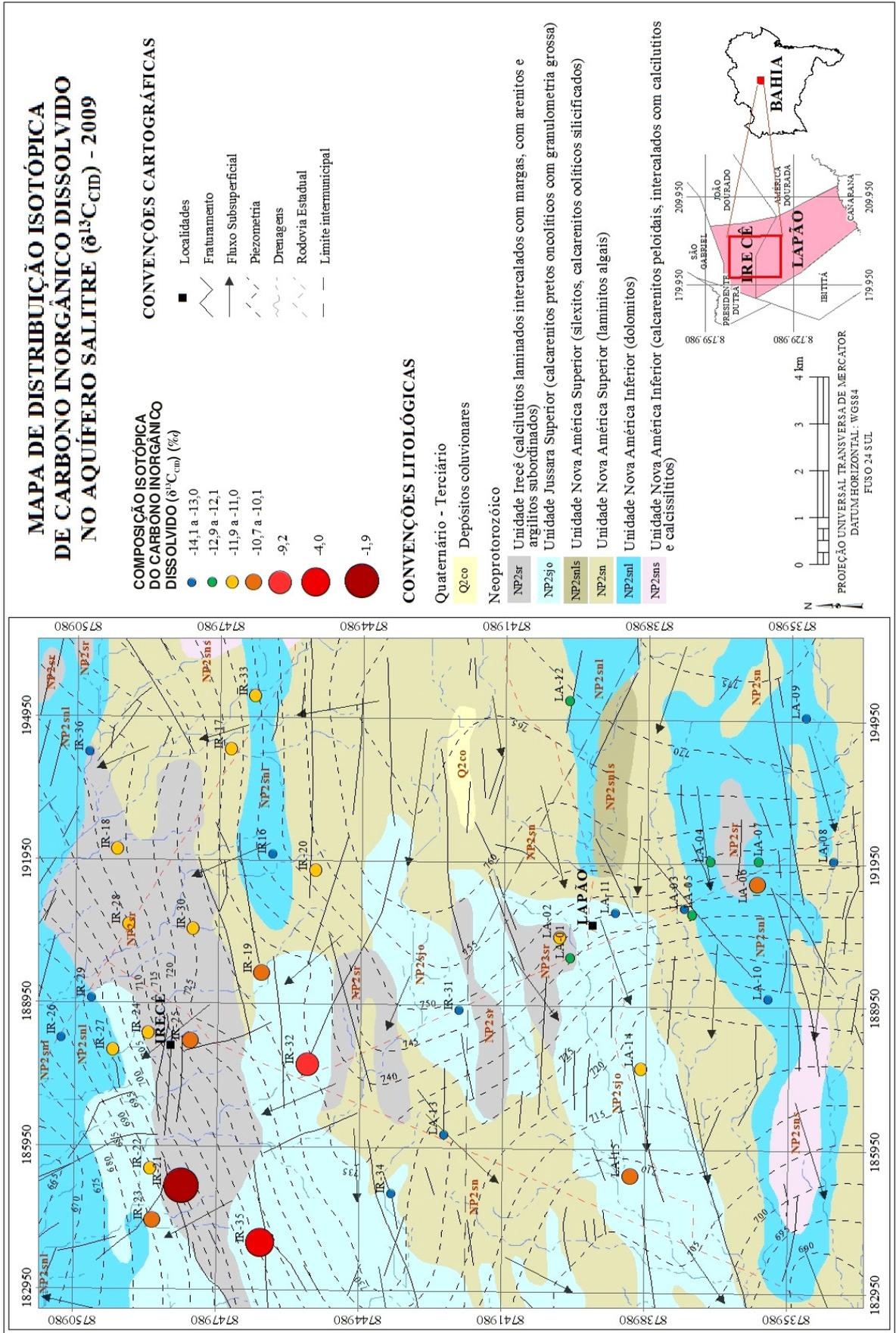


Figura 106: Mapa de Distribuição Isotópica de Carbono Inorgânico Dissolvido ($\delta^{13}C_{C_{1D}}$) no Aquífero Salitre. Campanha de 2009 (período chuvoso).

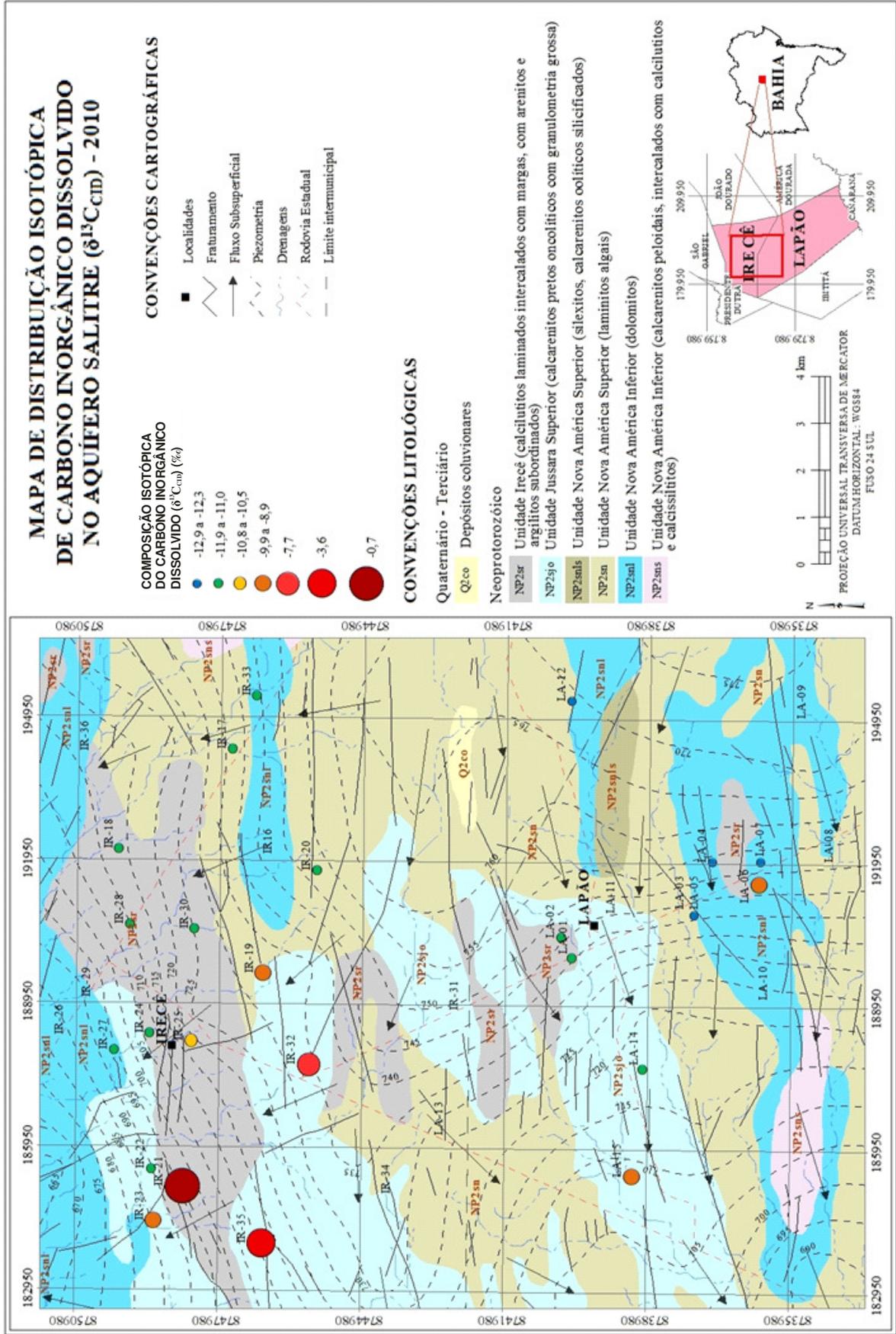


Figura 107: Mapa de Distribuição Isotópica de Carbono Inorgânico Dissolvido ($\delta^{13}C_{C_{org}}$) no Aquífero Salitre. Campanha de 2010 (período seco).

10. RESULTADOS DAS ANÁLISES DE SOLOS

10.1. Análise granulométrica

Os solos são caracterizados fundamentalmente como Cambissolos Háplicos Eutróficos (Figuras 35 e 36), com ocorrência em toda a área e, secundariamente, ocorrem Latossolos Vermelhos Eutróficos associados às áreas de topografia um pouco mais elevada (Figura 37). São caracterizados como solos rasos, desenvolvidos em relevos planos a suavemente ondulados (Figura 7) e constituídos por material mineral, com horizonte (B) incipiente ou câmbico, não hidromórfico, com pequena diferenciação de textura do horizonte A para o horizonte B, sendo desenvolvidos a partir dos calcários da Formação Salitre, Grupo Una (EMBRAPA 1999; 2006), (Figura 9).

Os solos foram coletados, sobretudo, para a determinação de análise granulométrica, de forma a utilizar os resultados no modelamento da metodologia COP (VÍAS *et al.* 2002; 2006). As análises granulométricas foram realizadas no granulômetro a laser *Horiba* LA 950, no Laboratório de Estudos Costeiros da Universidade Federal da Bahia (LEC/UFBA), perfazendo 17 amostras de solos coletados em pontos selecionados da malha de amostragem de água, a 50cm de profundidade. Os dados granulométricos foram tratados com o software *Gradistat* 4,0, para a obtenção de parâmetros estatísticos.

A análise da Tabela 18 e da Figura 108 permite constatar que os solos da área apresentam valores médios de granulometria caracterizada por partículas tamanho silte (60,82%), areia (22,26%) e argila (16,92%). Dessa forma, as amostras analisadas são caracterizadas texturalmente como:

- ❖ Silto-Arenosa (41,18%): S-03, S-04, S-06, S-07, S-08, S-14 e S-17;
- ❖ Silto-Argilosa (35,29%): S-01, S-02, S-05, S-09, S-12 e S-16;
- ❖ Siltosa (23,53%): S-10, S-11, S-13 e S-15.

Tabela 18: Resultados das análises granulométricas de amostras de solos coletados na área.

AMOS TRAS	GRANULOMETRIA (ABNT - NBR 7181/84)											
	(%)											
	PEDREGULHO			AREIA			SILTE			ARGILA		
	G	M	F	G	M	F						
60	20	6	2,0	0,6	0,2	0,06	0,002			0		
COORDENADAS UTM	AREIA (%)				FINOS (%)							
	AREIA MÉDIA	AREIA FINA	AREIA MUITO FINA	AREIA TOTAL	SILTE MUITO GROSSO	SILTE GROSSO	SILTE MÉDIO	SILTE FINO	SILTE MUITO FINO	SILTE TOTAL	ARGILA	
S-01	191961/8736602	3,4	7,1	4,9	15,4	2,7	3,8	10,5	19,4	20,2	56,6	28,0
S-02	190969/8738176	1,6	5,7	13,6	20,9	10,7	5,2	8,0	14,3	17,8	56,0	23,2
S-03	195003/8735610	1,4	10,9	26,3	38,6	21,1	13,3	8,8	6,9	7,2	57,3	3,9
S-04	191326/8737898	7,8	19,6	19,7	47,1	13,0	11,5	9,4	7,4	7,1	48,4	4,5
S-05	195334/8740570	4,6	8,1	6,0	18,7	3,0	2,7	9,0	16,9	16,7	48,3	33,0
S-06	187643/8739033	2,6	8,8	17,5	28,9	13,3	9,6	10,2	11,8	12,3	57,2	13,8
S-07	189937/8740531	1,2	6,0	17,6	24,8	17,4	12,9	12,0	12,3	13,1	67,7	7,4
S-08	188078/8744721	0,5	6,0	18,9	25,4	21,8	16,8	11,4	9,2	9,9	69,1	5,3
S-09	192477/8746946	0,0	1,6	0,0	1,6	0,0	1,3	8,3	20,0	21,8	51,4	46,9
S-10	194710/8750869	0,4	3,9	17,8	22,1	23,2	17,3	12,1	9,7	10,0	72,3	5,8
S-11	191260/8737581	0,6	5,0	15,0	20,6	21,0	17,2	12,2	10,5	11,8	72,7	6,7
S-12	189089/8750621	0,1	2,7	4,5	7,3	2,6	2,3	7,9	21,1	25,8	59,7	33,1
S-13	188468/8751211	1,4	5,1	9,4	15,9	12,0	16,4	19,2	15,0	11,5	74,1	10,0
S-14	185984/8749068	1,5	7,7	17,9	27,1	14,0	10,0	10,6	12,5	13,9	61,0	12,0
S-15	183872/8749347	0,4	4,2	15,9	20,5	20,5	17,6	12,9	10,6	11,4	73,0	6,5
S-16	184369/8747888	0,3	1,7	2,7	4,7	3,7	6,9	11,6	15,4	15,2	52,8	42,5
S-17	190409/8749943	1,9	11,4	25,5	38,8	18,7	11,0	8,7	8,3	9,4	56,1	5,1

Considerando-se a profundidade de coleta de solos de 50cm.

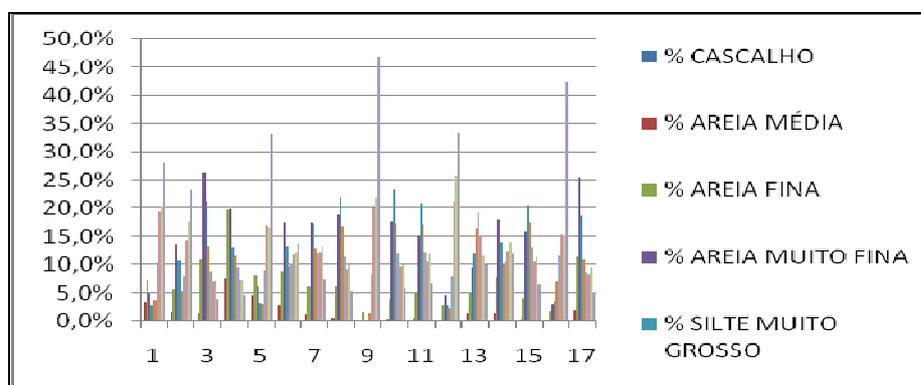


Figura 108: Representação gráfica das análises granulométricas de amostras de solo coletados na área.

10.2. Análise de metais

As amostras de solo para análise de metais foram coletadas a 50cm de profundidade, em 07 pontos selecionados da malha de amostragem para análise granulométrica. A seleção foi efetuada em função da proximidade de fontes potenciais de contaminação, como os lixões, as zonas urbanas das cidades de Irecê e Lapão e a área de disposição de rejeitos da mineração Galvani.

Foram selecionados para análise no Laboratório de Estudos do Petróleo da Universidade Federal da Bahia (LEPETRO/UFBA), os metais: Cu^{+2} , Zn^{+2} , Pb^{+2} , Fe^{+2} e Ni^{+2} , em função do teor elevado sobretudo de Zn^{+2} e Pb^{+} em ocorrências minerais na área, de forma a verificar a possível ocorrência desses elementos no solo.

A análise das Tabelas 19 e 20 permite constatar que os valores obtidos nas análises de metais nos solos coletados são inferiores aos valores orientadores da Resolução CONAMA 420/2009, com exceção da amostra S-16, coletada na área de disposição de rejeitos da mineração Galvani, na qual foi observado valores de chumbo elevados, para a finalidade de uso agrícola, podendo ter origem natural, em função das mineralizações de chumbo que ocorrem na área (Figura 109).

Tabela 19: Resultados das análises de metais obtidos em amostras de solos coletados na área.

LOCALIDADES	AMOSTRAS	PARÂMETRO	COBRE (mg/Kg)	ZINCO (mg/Kg)	CHUMBO (mg/Kg)	FERRO (%)	NÍQUEL (mg/Kg)
		MÉTODO	SWEMM	SWEMM	SWEMM	SWEMM	SWEMM
		LQP (mg/Kg)	0,35	0,47	2,5	0,03	2,5
		Data da Análise (LEPETRO/UFBA)	RESULTADOS (LEPETRO / UFBA)				
Lixão de Lapão	S-4.1	15/09/2010	11,36	43,35	109,6	5,26	17,3
Lixão de Lapão	S-4.2	15/09/2010	9,63	39,36	81,4	4,96	15,7
Rodovia Irecê-Lapão (Km-05)	S-8	15/09/2010	30,96	43,12	48,2	7,72	49,6
Zona urbana – Lapão	S-10	15/09/2010	7,66	15,13	16,2	1,07	14,9
Área de disposição de rejeitos da Gavalni	S-16.1	15/09/2010	25,11	49,21	227,9	9,86	35,9
Área de disposição de rejeitos da Gavalni	S-16.2	15/09/2010	32,66	43,75	242,8	8,86	53,2
Zona urbana – Irecê	S-19	15/09/2010	16,53	37,61	15,8	4,43	27,3
Lixão de Irecê	S-20.1	15/09/2010	12,23	16,65	< LDM	2,95	19,2
Lixão de Irecê	S-20.2	15/09/2010	10,68	10,94	< LDM	2,43	17,3
Povoado de Meia Hora	S-23	15/09/2010	23,41	34,07	< LDM	6,16	28,8

LQP: Limite de Quantificação Praticável: menor concentração de uma substância que pode ser determinada quantitativamente com precisão e exatidão, pelo método utilizado (CONAMA 396/2008).
LDM: Limite de Detecção do Método: menor concentração de uma substância que pode ser detectada, mas não necessariamente quantificada pelo método (Resolução CONAMA 396/2008).

Tabela 20: Valores orientativos da Resolução CONAMA 420/2009 para solos considerando-se os usos: agrícola, residencial e industrial.

USO PREPONDERANTE DOS SOLOS (Resolução CONAMA 420/2009)			
PARÂMETROS / INVESTIGAÇÃO	VALORES ORIENTADORES (mg/Kg de peso seco)		
	AGRÍCOLA	RESIDENCIAL	INDUSTRIAL
COBRE (mg/Kg)	200	400	600
ZINCO (mg/Kg)	450	1000	2000
CHUMBO (mg/Kg)	180	300	900
NÍQUEL (mg/Kg)	70	100	130
FERRO (%)	--	--	--

10.3. Mapa de uso e ocupação dos solos

O mapa de uso e ocupação dos solos da área (Figura 109), foi produzido em escala 1:25.000, através do levantamento das classes de uso e ocupação dos solos, realizado em trabalhos de campo com a utilização de GPS e composição das feições com o tratamento de imagens AVNIR-2/ALOS (IBGE, 2007), com resolução de 10m x 10m, utilizando-se o software ENVI 4.5.

As classes de uso e ocupação dos solos foram subdivididas da seguinte maneira: Agropecuária (75,70%); Cobertura Vegetal Nativa (17,41%); Área Urbanizada (4,36%), Áreas da Mineração Galvani (2,48%) e Lixões (0,05%), gerando o mapa de uso e ocupação dos solos. Analisando-se a distribuição dessas classes na área, pode-se constatar que predominam as atividades de agropecuária, sobretudo as atividades agrícolas, que são as grandes responsáveis pela receita dos municípios de Irecê e Lapão.

A agricultura irrigada efetuada através da utilização de sistemas de irrigação com captação de água em poços tubulares se constitui em uma alternativa de produção para viabilizar melhorias socioeconômicas, uma vez que apresenta um menor risco em relação à escassez e irregularidade de chuvas da região.

O mapa de uso e ocupação dos solos (Figura 109) pode ser utilizado pelos gestores municipais para compatibilizar os vetores de crescimento das cidades de Irecê e Lapão com as atividades desenvolvidas na área. Permite constatar que a cidade de Irecê apresenta vetores de crescimento preferenciais no setor sul, em direção à BA-432, no sentido da cidade de Lapão e nos setores N/NE, em direção ao povoado de Meia Hora e N/NW em direção à cidade de Xique-Xique; por sua vez, a cidade não apresenta vetores de crescimento nos setores SW, em função da presença do lixão e SE, devido à área da mineração Galvani que atua na prospecção de fosfato. A cidade de Lapão apresenta vetores de crescimento preferenciais na direção E-W ao longo da BA-433 e ao norte, ao longo da BA-432, em direção à cidade de Irecê, no setor sul da cidade o vetor de crescimento é inibido em função da presença do lixão.

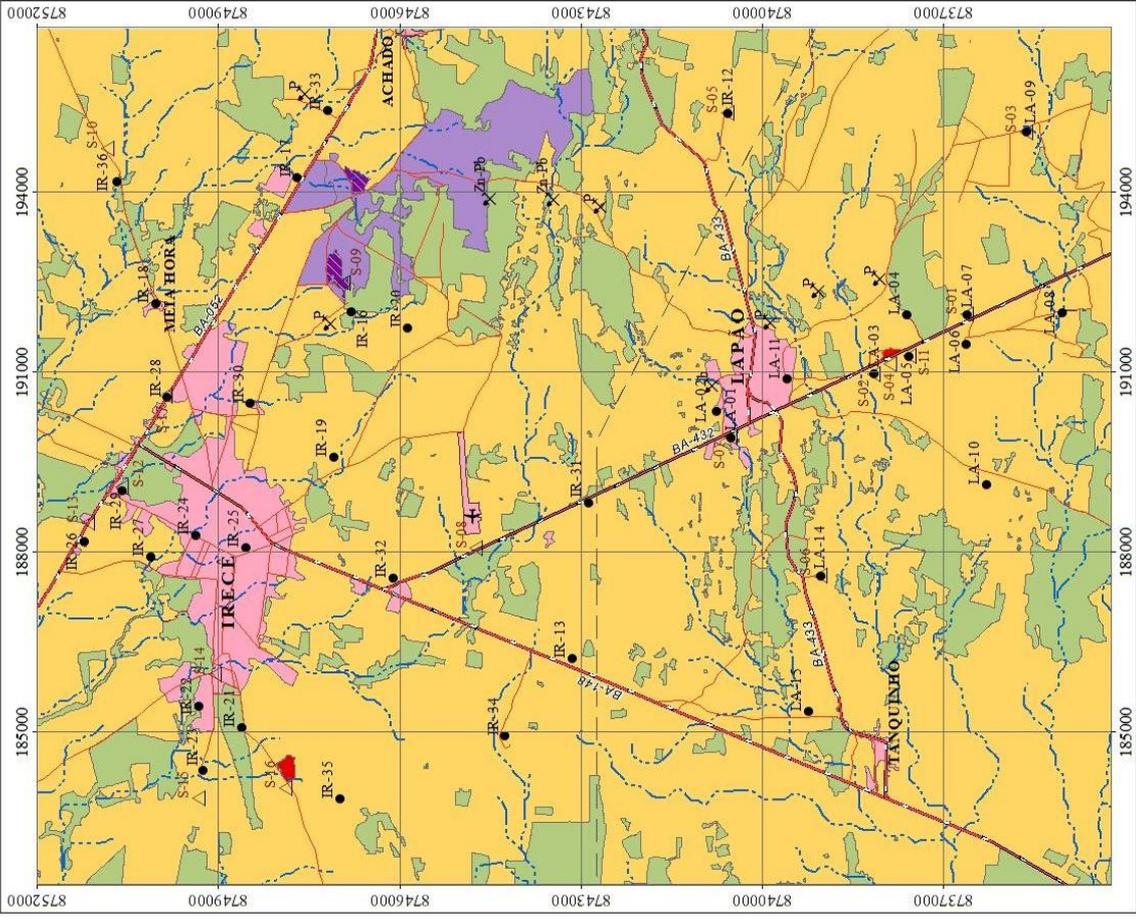
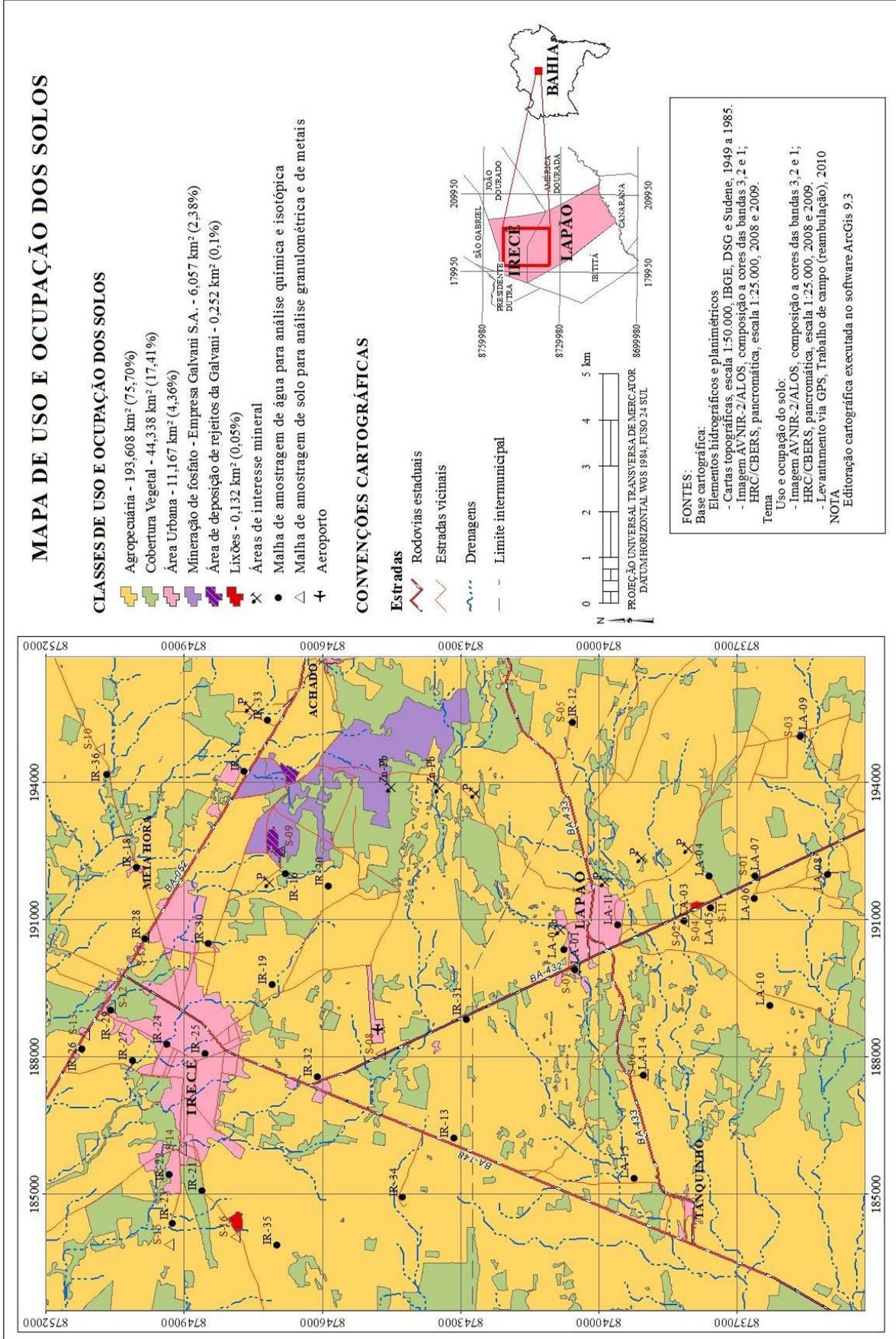


Figura 109: Mapa de Uso e Ocupação dos Solos.

11. RESULTADOS DA ANÁLISE DE VULNERABILIDADE À CONTAMINAÇÃO METODOLOGIA COP

A aplicação da metodologia COP permitiu a subdivisão da área em três classes de vulnerabilidade. A classe de vulnerabilidade muito alta constitui 7% da área, formada por dolinas e sumidouros, onde a recarga se faz de forma direta pelos condutos formados por dissolução das rochas carbonáticas com elevado grau de carstificação, cujas camadas de proteção da zona saturada, quando existentes, são pouco espessas, com espessuras máximas de 1,0m a 3,0m; o que permite uma recarga relativamente imediata do aquífero, implicando em um aumento da vulnerabilidade dessas áreas. A classe de vulnerabilidade moderada perfaz 53% da área, localizada em faixas de até 100m a partir dos entornos das dolinas, com um elevado grau de fraturamentos, que permite uma recarga difusa para o aquífero, que também ocorre de forma relativamente rápida, em função de características relacionadas à baixa espessura dos solos, associada a relevos suaves. O restante da área caracteriza-se por apresentar vulnerabilidade baixa, com 40% de ocorrência, sendo também áreas com elevada presença de fraturamentos e solos pouco espessos variando de 1,0m a 3,0m, como nas outras classes, sem, no entanto, ocorrerem feições cársticas superficiais que permitam um aporte concentrado de fluxo, com recarga direta para o aquífero, o que contribui para reduzir a vulnerabilidade da área.

A delimitação das classes de vulnerabilidade na área dependeu fundamentalmente do fator “C”, nas áreas de ocorrência de dolinas e sumidouros (Figura 110), aliado ao sistema de fraturamentos, e do fator “O”, que apresenta pequenas variações, uma vez que a capacidade de proteção das camadas que compreendem a zona não saturada é baixa em toda a área, variando em intervalos de 1,0m a 3,0m, quando presentes. O fator “P” não contribui diretamente com a delimitação de classes de vulnerabilidade, uma vez que é constante em função do pequeno tamanho da área e da presença de apenas uma estação climatológica, localizada na cidade de Irecê.

No aquífero Salitre foi diagnosticada uma classe de vulnerabilidade muito alta, similar a do aquífero Sierra de Líbar, embora em percentual de ocorrência menor, em função das suas características cárstico-fissurais, sobretudo nas áreas de elevada carstificação formadas por uma série de feições cársticas como dolinas e sumidouros que permitem uma recarga direta do

aquífero, e devido à presença de solos rasos com espessuras máximas de 1,0m a 3,0m que reduzem a capacidade de atenuação de potenciais contaminantes.

O mapa de vulnerabilidade intrínseca à contaminação (Figura 113) pode ser validado na área, sobretudo em função da delimitação das zonas de ocorrência de feições cársticas, como dolinas e sumidouros, plotados no mapa de dolinas e fraturas elaborado para a área (Figura 110), uma vez que não foi constatada de fato, contaminação de origem comprovadamente antrópica, que venha comprometer a qualidade das águas no aquífero Salitre na área.

11.1. Mapa de dolinas e fraturas

O mapa de dolinas e fraturas (Figura 110), foi elaborado em escala 1:25.000, com o uso de GPS e levantamento destas feições em imagens AVNIR-2/ALOS (IBGE, 2007), com resolução 10m x 10m, utilizando-se o software ENVI 4.5 e realização dos devidos ajustes em trabalhos de campo.

Pode-se observar que a área é bastante carstificada, com uma concentração muito grande de dolinas, perfazendo um total de 177 dolinas mapeadas, com uma área total de cerca de 11,73km², com tamanhos que variam de dezenas a centenas de metros, constituindo um total de 4,7% da área de pesquisa. Essas feições cársticas ocorrem alinhadas em grande parte com as principais direções de fraturas da área, desenvolvendo-se ao longo dessas zonas de fraqueza, que são dutos preferenciais por onde a água infiltra e percola nas rochas, recarregando os aquíferos.

Cálculos efetuados na área, demonstraram uma recarga efetiva média estimada de 35,49mm/ano ou 5,44% da precipitação média na área, que equivale a aproximadamente 653mm/ano. Considerando-se a área total de 250km², a reserva reguladora média calculada foi de $8,9 \times 10^6$ m³/ano. Este valor é considerado menor do que as reservas reguladoras obtidas por GUERRA (1986), de $2,2 \times 10^8$ m³/ano e por RAMOS (2005), de $7,9 \times 10^8$ m³/ano, uma vez que esses autores consideraram para os cálculos toda a área da Bacia de Irecê.

A porção centro-leste apresenta uma redução do processo de carstificação se comparada ao restante da área, em função de que neste local se localiza um divisor de águas com cotas mais elevadas, atingindo 770m de altitude (Figura 24). Essa situação é corroborada pelas direções de fluxos subsuperficiais que se dispersam tanto no sentido NE-SW, como no sentido SE-NW, coincidentes com os principais sistemas de fraturamentos da área.

A análise do mapa de dolinas e fraturas (Figura 110) demonstra que as áreas preferenciais de recarga compreendidas pelas feições cársticas que formam as dolinas e sumidouros, juntamente com os locais de intenso fraturamento, são zonas propícias a um maior aporte hídrico e, portanto, devem ser áreas preservadas pelo poder público municipal, de forma a viabilizar uma gestão racional dos recursos hídricos desses municípios.

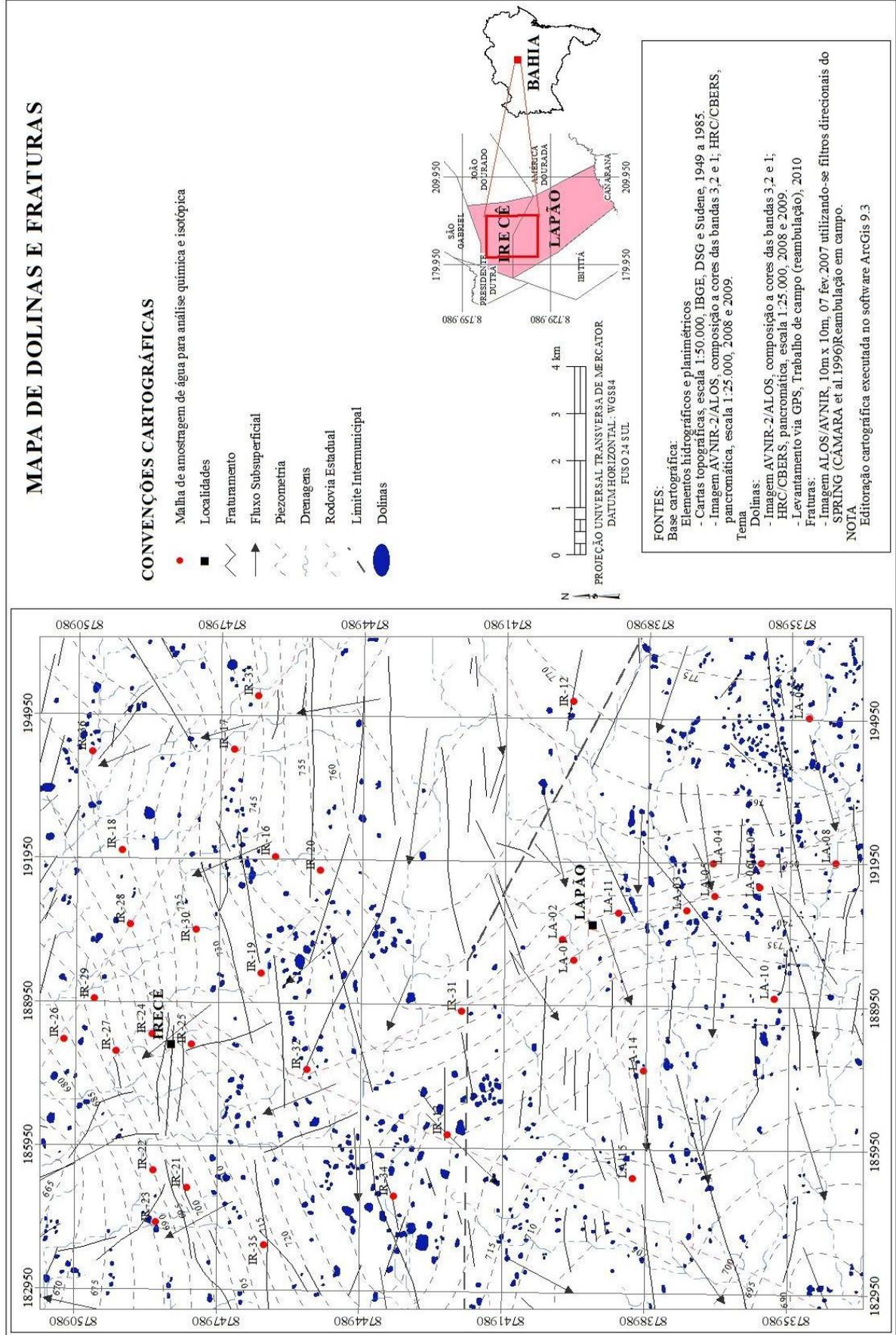


Figura 110: Mapa de Dolinas e Fraturas.

11.2. Mapa de declividade

O mapa de declividade da área (Figura 111), foi elaborado em escala 1:25.000, com base no modelo digital de terreno (MDT), a partir de imagens de radar SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) e levantamento da rede de 36 poços desativados para medida de nível estático e das cotas de cada poço em relação à base do terreno, capturados com GPS diferencial (DGPS), em trabalhos de campo. A área possui declividades bastante suaves, predominando as classes com declividades inferiores a 8% que perfazem, aproximadamente, 94% da área, caracterizando o domínio geomorfológico denominado de Chapada de Irecê, com topografia plana a suavemente ondulada e elevações suaves (Figura 7). As declividades intermediárias são subdivididas em classes que variam de 8% a 20% e constituem 5,4% da área. O equivalente a aproximadamente 0,6% do restante da área, é constituída por declividades superiores a 20%.

A análise do mapa de declividade (Figura 111) permite constatar que a topografia plana a suavemente ondulada da área, propicia o predomínio de processos de infiltração sobre os processos de escoamento superficial, contribuindo com um maior aporte hídrico para o aquífero Salitre, que, no entanto, permanece com um déficit hídrico de 494mm/ano, equivalendo a 75,65% dos índices pluviométricos anuais, sem haver excedente hídrico, em função das precipitações escassas e irregulares que caracterizam o clima semi-árido na área (Figuras 5 e 6).

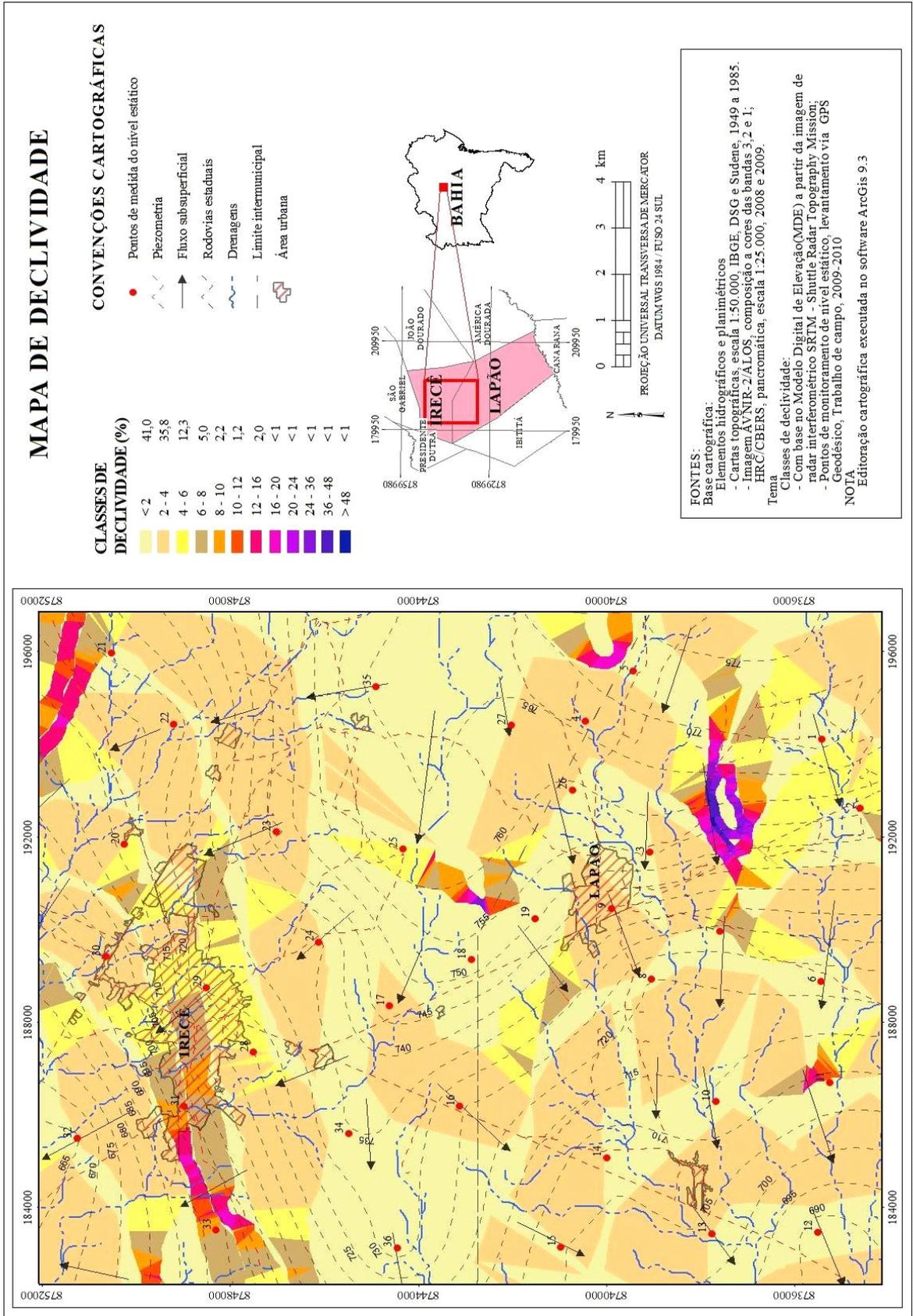


Figura 111: Mapa de Declividade.

11.3. Mapa de vulnerabilidade intrínseca à contaminação - Metodologia COP

O mapa de vulnerabilidade intrínseca à contaminação da área (Figura 113) foi elaborado mediante a aplicação da metodologia COP (Tabela 5), desenvolvida por VIAS *et al.*, (2002; 2006).

A metodologia COP foi elaborada para avaliar a vulnerabilidade intrínseca à contaminação de aquíferos cársticos através do produto dos fatores (C,O e P), agrupados em cinco classes de variação (Muito Alta, Alta, Moderada, Baixa e Muito Baixa), com índices que variam em intervalos de (0 a 15). Indicando para valores mais baixos, uma maior vulnerabilidade (Tabela 5). Sendo utilizada com sucesso em aquíferos cársticos considerando diferentes graus de carstificação e sistemas de fluxo, podendo estar submetidos a diferentes condições climáticas.

A análise do mapa de vulnerabilidade intrínseca à contaminação (Figura 113) permite constatar a delimitação de 3 classes de vulnerabilidade na área: Moderada (53%), Baixa (40%) e Muito Alta (7%), obtidas com base na análise dos atributos discriminados na Tabela 5 e nos mapas temáticos gerados: mapa hidrogeológico (Figura 24), mapa de uso e ocupação dos solos (Figura 109), mapa de dolinas e fraturas (Figura 110) e mapa de declividade (Figura 111). Essa análise observada na Figura 112 salienta a importância da elaboração prévia dos mapas temáticos, de forma a possibilitar o cruzamento das informações obtidas com os índices calculados pela metodologia COP, para a geração do produto final.

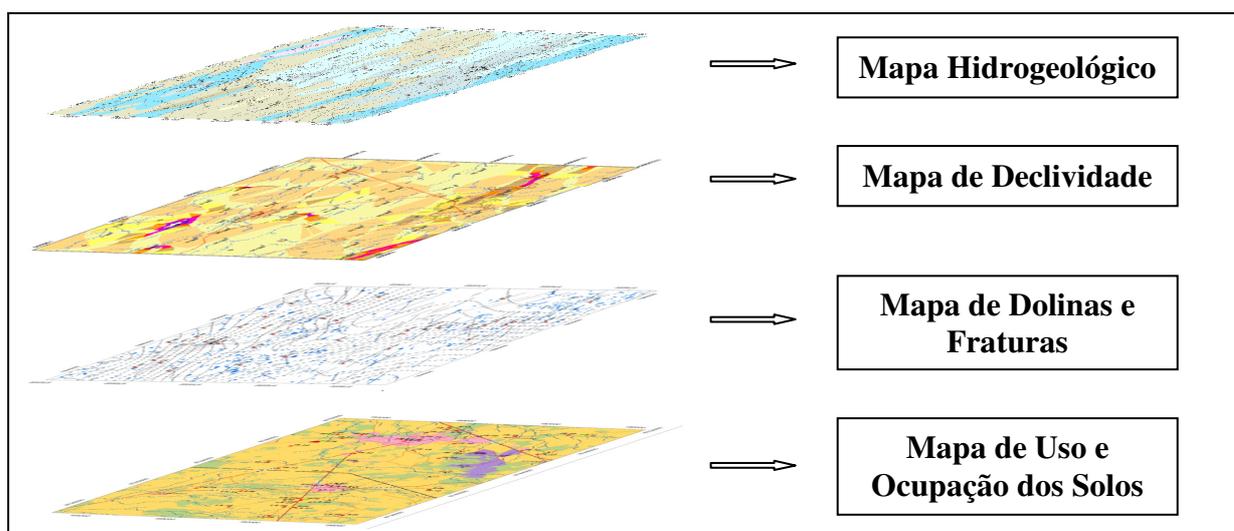


Figura 112: Esquema representativo da correlação entre os mapas temáticos gerados: Mapa Hidrogeológico, Mapa de Declividade, Mapa de Dolinas e Fraturas e Mapa de Uso e Ocupação dos Solos.

A análise dos atributos selecionados para a elaboração desse mapa possibilitou uma avaliação sobre a importância desses parâmetros no cálculo das classes de vulnerabilidade. Dessa forma, foi possível avaliar que os fatores que mais influenciaram nos índices COP gerados na área foram: o fator “C”, nas áreas delimitadas constituindo as classes de vulnerabilidade muito alta e moderada, devido à intensidade dos processos de carstificação e à presença de sistemas de fraturamentos e o fator “O” que interfere em toda a área, sobretudo nos locais em que não há ocorrência significativa de processos de carstificação ou quando estes se encontram ausentes. O fator “P” é constante na área, não contribuindo de forma direta para o zoneamento da vulnerabilidade no aquífero Salitre.

O mapa de vulnerabilidade intrínseca à contaminação elaborado para a área (Figura 113), pode ser utilizado para o planejamento e gestão hídrica e territorial dos municípios de Irecê e Lapão, uma vez que delimita as áreas mais vulneráveis à contaminação, como um indicativo de que devem ser áreas protegidas pelo poder público municipal, de forma a viabilizar programas de gestão comprometidos com a preservação do meio ambiente.

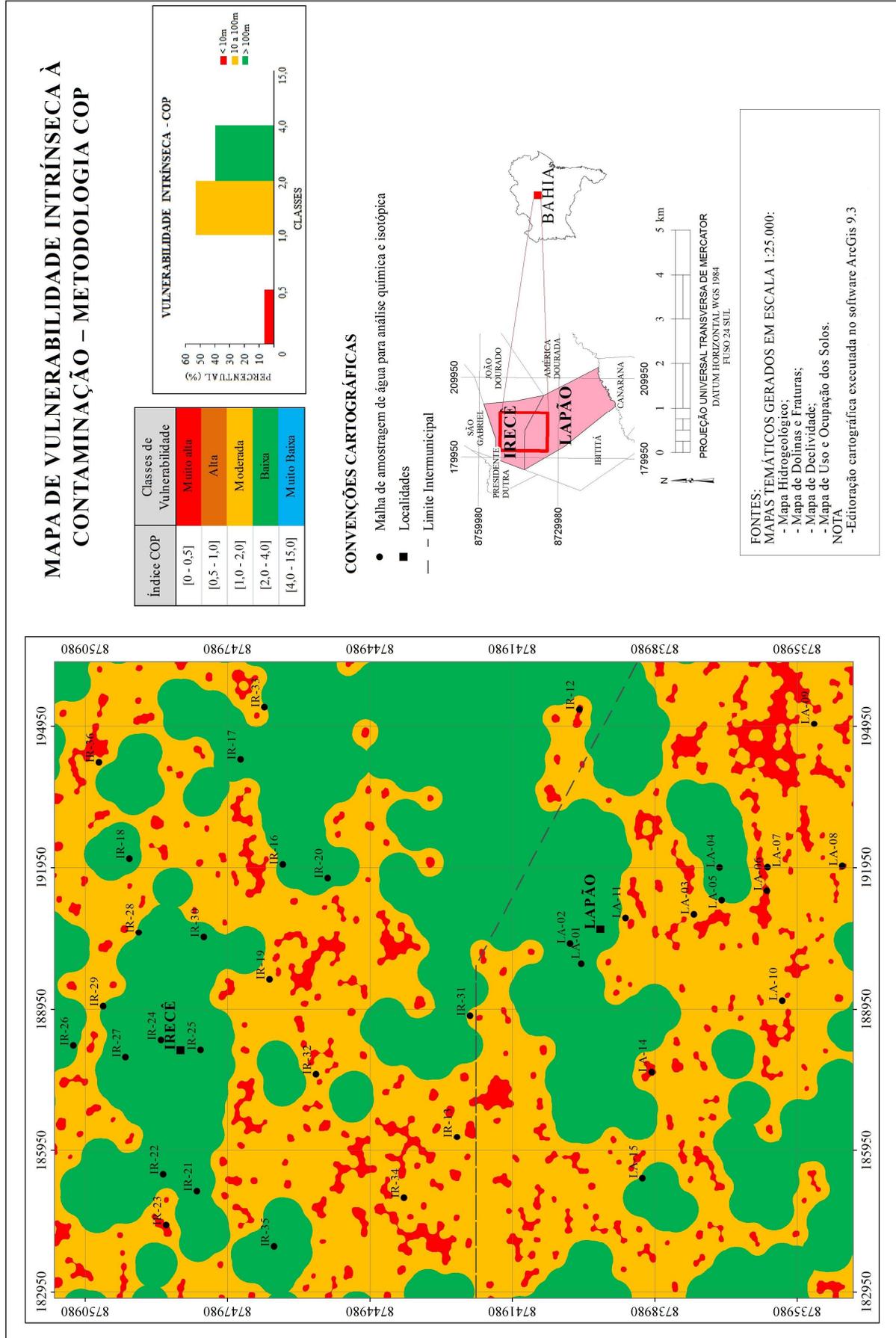


Figura 113: Mapa de Vulnerabilidade Intrínseca à Contaminação - Metodologia COP.

11.4. Validação do mapa de vulnerabilidade intrínseca à contaminação

Metodologia COP

Após a produção do mapa de vulnerabilidade deve ser efetuada a sua validação, de forma a poder utilizá-lo em situações práticas com sucesso em áreas com condições geológicas e hidrogeológicas similares (JEANNIN *et al.*, 2001; GOLDSCHIEDER *et al.*, 2001; PERRIN *et al.*, 2004).

Para ZWAHLEN (2004), algumas ferramentas podem ser consideradas para avaliar a vulnerabilidade intrínseca à contaminação de aquíferos cársticos, às quais incluem: diagramas hidroquímicos, análises químicas, análises isotópicas e traçadores. No caso de ensaios efetuados com traçadores, observou-se através da sua aplicação em aquíferos cársticos com características distintas, que estes fornecem informações pontuais sobre a vulnerabilidade de uma dada região, podendo ser utilizados apenas como dados orientativos para avaliação da vulnerabilidade. Algumas destas técnicas têm sido utilizadas com sucesso para avaliar mapas de vulnerabilidade em áreas-piloto.

No aquífero Salitre foram utilizados para validação do mapa de vulnerabilidade o diagrama hidroquímico de Piper (PIPER, 1944); além de 40 análises físico-químicas e 32 análises de compostos semi-voláteis, de acordo com os parâmetros e valores orientativos estabelecidos nas legislações aplicáveis, constantes na Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde, na Resolução CONAMA 396/2008 e nas Normas Internacionais da Organização Mundial de Saúde (W.H.O., 2003), realizadas em amostras coletadas em águas subterrâneas de 36 poços tubulares na área. Aliado a análises de isótopos estáveis, como: deutério (δD), oxigênio-18 ($\delta^{18}O$) e carbono inorgânico dissolvido ($\delta^{13}C_{CID}$), de forma a avaliar os processos de salinização e interações água-rocha ocorridos na área. Também foram elaborados mapas temáticos, como: mapa hidrogeológico (Figura 24), mapa de uso e ocupação dos solos (Figura 109), mapa de dolinas e fraturas (Figura 110) e mapa de declividade (Figura 111), para auxiliar na determinação dos atributos a serem utilizados no modelamento da metodologia COP e, por conseguinte, na delimitação das classes de vulnerabilidade para a elaboração do mapa de vulnerabilidade intrínseca à contaminação da área (Figura 113).

Os compostos semi-voláteis analisados na área, não foram detectados e dos parâmetros físico-químicos analisados, considerando-se os que mais poderiam contribuir com possíveis contaminações de origem antrópica, em função de elevados valores de VMP constantes nas legislações aplicáveis, seria o nitrato, que se encontra em valores elevados acima do VMP em

78% dos poços na campanha de 2009 e em 81% dos poços na campanha de 2010, com ocorrência em praticamente toda a área; o arsênio que ocorre em valores mais elevados que o VMP nas águas de 03 poços e encontra-se relacionado à classe de baixa vulnerabilidade; e o cloreto, com 17% de valores acima do VMP na campanha de 2009 e 14% de valores mais elevados que os permitidos pelas legislações aplicáveis na campanha de 2010, também apresenta ocorrência associada à classe de baixa vulnerabilidade, apenas os poços IR-31, LA-10 e LA-14, ocorrem nas áreas delimitadas como de vulnerabilidade moderada, portanto, sem relação aparente com a delimitação de classes de vulnerabilidade intrínseca à contaminação na área.

As águas subterrâneas com valores mais enriquecidos em isótopos de oxigênio-18 [$\delta^{18}\text{O}$] e deutério [δD] se concentram, sobretudo, no setor N/NW da área (Figuras 102 a 105), coincidindo em sua maioria, com a classe de vulnerabilidade baixa. Dessa forma, as águas isotopicamente mais enriquecidas se concentram em áreas menos vulneráveis, ou mais protegidas do aquífero Salitre, não demonstrando relação com a delimitação de classes de vulnerabilidade na área.

A metodologia COP tem obtido melhores resultados em aquíferos cársticos extensos, com centenas a milhares de quilômetros, com diferentes condições climáticas e características hidrogeológicas (ANDREO *et al.*, 2009). O aquífero Salitre foi estudado em uma área piloto, com aproximadamente 250Km², com características hidrogeológicas e condições climáticas muito similares em toda a área, fato este que inviabilizou a ocorrência de uma grande variedade de classes de vulnerabilidade, restringindo-as a apenas três classes: Moderada (53%), Baixa (40%) e Muito Alta (7%).

O mapa de vulnerabilidade intrínseca à contaminação (Figura 113) pode ser utilizado como uma importante ferramenta de gestão ambiental e pode ser validado na área, sobretudo, em função do zoneamento das zonas de ocorrência de feições cársticas, como dolinas e sumidouros, delimitadas no mapa de dolinas e fraturas elaborado para a área (Figura 110), uma vez que não foi constatado de fato, contaminação de origem comprovadamente antrópica, que venha comprometer a qualidade das águas no aquífero Salitre na área.

12. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

❖ Nos 36 poços tubulares analisados na área, constatou-se que para cotas entre 692m e 808m, as profundidades dos poços variaram entre 50m e 150m e os níveis freáticos medidos nos poços pertencentes à malha de amostragem apresentaram uma diferença média de aproximadamente 5,9m, considerando-se a estação chuvosa e a seca, nos períodos de coleta (2009/2010). As águas desses poços são utilizadas para várias finalidades, como: irrigação de culturas (cenoura, cebola, beterraba, milho, tomate, sorgo, mamona, pinha, hortaliças, mamão e pimenta); além de dessedentação animal, uso doméstico secundário, jardinagem e lava-jatos automotivos.

❖ A ocorrência de feições cársticas, como dolinas e sumidouros, correspondem a 4,7% da superfície da área com 250km², sendo mapeadas 177 feições cársticas no total, equivalendo a 11,73km². Dessa forma, a recarga efetiva média calculada foi de 35,49mm/ano, perfazendo 5,44% da precipitação total de 653mm/ano, com uma reserva reguladora média obtida da ordem de 8,9 x 10⁶m³/ano.

❖ As análises físico-químicas foram realizadas em 40 parâmetros, orientativos para o consumo humano. O percentual de análises acima dos valores máximos permitidos (VMP) de acordo com as legislações aplicáveis, para os seguintes elementos: cálcio (100,00%), dureza total (75,06%), magnésio (69,00%), sólidos totais dissolvidos (22,24%), sulfato (5,56%) e fluoreto (5,56%), retratam as condições naturais do aquífero cárstico Salitre com ocorrência em toda a área; além de nitrato (83,4%) e nitrito (2,78%) que podem ter origem natural, oriundos do excesso de matéria orgânica no ambiente ou antropogênica, devido à contaminação ocasionada por saneamento básico inadequado ou ainda, em função do uso intensivo de fertilizantes nitrogenados. A detecção de cloreto (16,68%) pode ser associada à deficiência na circulação hídrica subterrânea ou a focos esparsos de contaminação. A ocorrência do arsênio (8,33%), presente de forma pontual nas águas subterrâneas, pode estar relacionada à utilização inadequada de defensivos agrícolas nas culturas da área.

❖ Os compostos semi-voláteis (agrotóxicos), foram selecionados para análise, de acordo com as legislações aplicáveis, perfazendo um total de 32 parâmetros, onde foi constatada a não detecção desses compostos nas análises efetuadas, significando que estes podem não

ocorrer na área ou estarem presentes em quantidades muito reduzidas e, portanto, não detectáveis no momento da coleta, uma vez que o sistema de fraturamentos, juntamente com os condutos formados por processos de dissolução de CaCO_3 na área, propiciam uma circulação rápida do fluxo nesses sistemas. Aliado ao fato de que as propriedades na área são caracterizadas essencialmente por minifúndios com a prática da agricultura de subsistência, o que implica em uma utilização minimizada de agrotóxicos.

❖ As águas subterrâneas analisadas se enquadram como águas de “Classe 3”, de acordo com a Resolução CONAMA 396/2008, em função da detecção de valores mais elevados que o VMP, sobretudo para nitrato, nitrito, cloreto, arsênio e sólidos totais dissolvidos, de acordo com as legislações aplicáveis.

❖ A análise dos diagramas de Piper referentes às campanhas de 2009 e 2010 demonstra que 51,62% das amostras analisadas são caracterizadas como águas Bicarbonatadas Cálcicas e Mistas e 48,38% apresentam características de águas Cloretadas Cálcicas e Mistas. Dessa forma, foi constatado um certo equilíbrio entre a qualidade das águas analisadas. Esse diagnóstico é corroborado pelos dados históricos das águas subterrâneas na área.

❖ A Análise dos Componentes Principais (PCA) ou Análise Fatorial, realizada à partir dos resultados das análises físico-químicas nas amostras de águas subterrâneas coletadas na área, revelou que o Fator 1 demonstrou uma elevada correlação entre os principais parâmetros responsáveis pela caracterização do teor de carbonatos que constituem o aquífero cárstico Salitre, com ocorrência em toda a área. O Fator 2 indicou uma associação entre o pH e o bicarbonato, sobretudo porque esse elemento é o principal responsável pela alcalinidade de águas naturais, podendo ocasionar uma série de prejuízos às plantas e aos sistemas de irrigação. O Fator 3, por sua vez, demonstrou a correlação existente entre os parâmetros: sódio, condutividade elétrica, cloretos e valores isotópicos de oxigênio-18 e deutério presentes nas águas subterrâneas, bem como sua relação com os processos de salinização na área.

❖ Os valores médios dos parâmetros físico-químicos obtidos nas análises das águas subterrâneas da área para as campanhas de 2009 e 2010 são concordantes com os dados históricos obtidos na Bacia de Irecê. Essa constatação indica que a qualidade das águas subterrâneas na área se manteve sem grandes alterações ao longo dos últimos 30 anos.

❖ As análises de isótopos estáveis permitiram constatar que a origem da salinização nas águas do aquífero Salitre, pode estar tanto relacionada com a sua interação com a sequência carbonática que caracteriza a Formação Salitre, como com processos de evaporação, podendo

ter contribuição também da transpiração realizada pelas plantas. Isso pode ser diagnosticado nos resultados obtidos em amostras de águas subterrâneas coletadas em poços tubulares localizados no setor leste da área, à montante do fluxo, que apresentam um menor enriquecimento isotópico do que aquelas obtidas em poços localizados no setor norte-noroeste, à jusante do fluxo, com valores isotópicos mais elevados de oxigênio-18 ($\delta^{18}\text{O}$) e deutério (δD), demonstrando que são águas mais evaporadas e submetidas a interações com as rochas calcárias por um intervalo maior de tempo. O que pode ser constatado pelos valores crescentes de carbono inorgânico dissolvido ($\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$), que evidencia o fato de que o enriquecimento isotópico ocorre preferencialmente no sentido (E-W), concordante com as direções preferenciais de fluxo obtidas na área, corroborado pelas direções preferenciais de fluxo obtidas na Bacia de Irecê.

❖ Valores isotópicos de carbono inorgânico dissolvido ($\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$) negativos indicam uma maior contribuição de processos de dissolução de carbonatos por H_2CO_3^- do que por H_2SO_4 . Os processos de dissolução de carbonatos predominantemente por H_2SO_4 podem ocorrer com o enriquecimento de $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$, em função da oxidação de sulfetos, como a pirita, presente nas águas subterrâneas da área.

❖ No período de coleta de 2009 a inclinação da curva obtida em relação à LMG (Linha Meteorológica Global) na área foi de 6,3, enquanto que no período de coleta de 2010, a inclinação da curva foi de 6,6. Esses resultados indicam que as águas sofreram evaporação durante o processo de infiltração nos dois períodos de coleta, com maior efeito de fracionamento cinético no período seco. Todos os valores obtidos nas análises isotópicas de oxigênio-18, deutério e carbono inorgânico dissolvido ($\delta^{18}\text{O}$; δD e $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$) são negativos, o que demonstra que são águas empobrecidas em relação aos padrões VSMOW e PDB. Analisando os dados históricos obtidos na Bacia de Irecê, foi possível constatar que nas análises de ($\delta^{18}\text{O}$, δD e $\delta^{13}\text{C}_{\text{CID}}$), foram diagnosticados valores médios muito próximos dos valores encontrados, corroborando o comportamento isotópico da área, que revela que não houve uma variação isotópica significativa do aquífero Salitre ao longo dos últimos 30 anos.

❖ O predomínio de índices de saturação positivos, obtidos na campanha de 2009 [$\text{IS}_{\text{CALCITA}}$: 86%, $\text{IS}_{\text{DOLOMITA}}$: 75% e $\text{IS}_{\text{ARAGONITA}}$: 72%] e na campanha de 2010 [$\text{IS}_{\text{CALCITA}}$: 97%, $\text{IS}_{\text{DOLOMITA}}$: 75% e $\text{IS}_{\text{ARAGONITA}}$: 72%], indica condições de supersaturação, com tendência à precipitação de carbonatos, correspondendo a águas incrustantes. As demais amostras que apresentam índices de saturação negativos, bem como as amostras de índice de saturação de gipsita, indicam solução subsaturada, com elevada capacidade de dissolução de

calcita, não permitindo a deposição desse mineral neste período, naturalmente em função da frequência de águas insaturadas em circulação, denotando a presença de águas corrosivas. Isso pode ocorrer em função do pequeno tempo de circulação das águas no aquífero Salitre, uma vez que as águas de precipitação que recarregam esse aquífero fluem rapidamente através de condutos existentes na estrutura do carste formados pela solubilidade das rochas carbonáticas da Formação Salitre.

❖ A análise da água utilizada para a finalidade de irrigação permitiu verificar que nas duas campanhas efetuadas, 89% das águas subterrâneas analisadas foram classificadas como C₃S₁ (água de alta salinidade e baixa concentração de sódio) e apenas 11% das amostras analisadas foram classificadas como C₄S₁ (água de muito alta salinidade e baixa concentração de sódio). As águas analisadas apresentaram, portanto, alto a muito alto risco de salinização, o que significa que os solos da área devem ser bem drenados e mesmo assim, podem ser necessárias práticas especiais de controle da salinidade, aliado a uma pequena probabilidade de alcançar níveis perigosos de sódio trocável, ou seja, são associados a baixo risco de sodificação. Dessa forma, as águas classificadas como C₃S₁, podem ser normalmente utilizadas para projetos de irrigação e as águas classificadas como C₄S₁, não devem ser utilizadas para irrigação, em função do perigo de salinização dos solos.

❖ A análise granulométrica dos solos coletados em 17 pontos de amostragem permitiu a caracterização textural dos solos na área como: silto-arenoso (41,18%), silto-argiloso (35,29%) e siltoso (23,53%). Foram selecionados 07 pontos de coleta para análise de metais no solo: Cu⁺², Zn⁺², Pb⁺², Fe⁺² e Ni⁺², de forma a verificar a possível ocorrência desses elementos, sendo constatado que os valores obtidos nas análises de metais nos solos coletados são inferiores aos valores orientadores da legislação aplicável, com exceção da amostra S-16, coletada na área de disposição de rejeitos da mineração Galvani, na qual foi detectado teor de chumbo de 242,8 mg/kg, considerado elevado para a finalidade de uso agrícola, podendo contudo, ser utilizado para as finalidades residencial e industrial. A ocorrência do chumbo pode ter origem natural, em função das mineralizações que ocorrem na área.

❖ A elaboração do Mapa de Uso e Ocupação dos Solos possibilitou a delimitação de classes de uso e ocupação subdivididas da seguinte maneira: Agropecuária (75,70%); Cobertura Vegetal Nativa (17,41%); Área Urbanizada (4,36%), Áreas da Mineração Galvani (2,48%) e Lixões (0,05%). Analisando-se a distribuição dessas classes na área, pode-se verificar que predomina a classe de agropecuária, sobretudo as atividades agrícolas, que são as grandes responsáveis pela receita dos municípios de Irecê e Lapão.

❖ A análise do Mapa de Vulnerabilidade Intrínseca à Contaminação permitiu a delimitação de 3 classes de vulnerabilidade na área: Moderada (53%), Baixa (40%) e Muito Alta (7%), obtidas com base na análise dos atributos discriminados pela metodologia COP e nos mapas temáticos gerados: Mapa Hidrogeológico, Mapa de Dolinas e Fraturas, Mapa de Declividade e Mapa de Uso e Ocupação dos Solos.

❖ A análise dos atributos relacionados para a elaboração do Mapa de Vulnerabilidade Intrínseca à Contaminação, através da aplicação da metodologia COP, permitiu realizar uma avaliação sobre a importância dos parâmetros envolvidos no cálculo das classes de vulnerabilidade. Dessa forma, foi possível constatar que os fatores que mais influenciaram nos índices COP gerados na área foram: o fator “C”, nas áreas de influência das feições cársticas (dolinas e sumidouros), constituindo a delimitação das classes de vulnerabilidade Muito Alta e Moderada, devido à intensidade dos processos de carstificação e à presença de fraturas; e o fator “O” atuante em toda a área, inclusive nas zonas em que não ocorrem processos de carstificação, delimitadas como classe de vulnerabilidade Baixa. O fator “P” é constante, em função do tamanho da área, não contribuindo de forma direta para o zoneamento de vulnerabilidade no aquífero Salitre.

❖ O Mapa de Vulnerabilidade Intrínseca à Contaminação pode ser validado, sobretudo, em função da delimitação de feições cársticas, como dolinas e sumidouros, mapeadas no Mapa de Dolinas e Fraturas, uma vez que não foi constatado de fato, contaminação de origem comprovadamente antrópica na área, que venha comprometer a qualidade da água no aquífero Salitre.

❖ A utilização da cartografia de vulnerabilidade específica para cada contexto hidrogeológico é extremamente relevante, principalmente como um método de prevenção de potenciais fontes contaminantes e de proteção das águas subterrâneas frente a esses processos.

❖ Os resultados obtidos pelo trabalho realizado poderão ser utilizados para fins de planejamento urbano e gestão territorial e hídrica dos municípios envolvidos, além de possibilitar a aplicação da metodologia COP, em outras áreas com condições geológicas e hidrogeológicas similares.

❖ Recomenda-se a aplicação de metodologias apropriadas para ambientes cársticos, para a determinação da vulnerabilidade à contaminação dos aquíferos cársticos que ocorrem no nosso país, e de forma específica, no estado da Bahia, como nas Bacias de Irecê e Salitre, de forma a viabilizar programas de proteção para as áreas de maior vulnerabilidade e estratégias de monitoramento exequíveis e compatíveis com as escalas de trabalho.

13. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABBOTT, M. D.; LINI, A.; BIERMAN, P. R. $\delta^{18}\text{O}$, δD and ^2H measurements constrain groundwater recharge patterns in an upland fractured bedrock aquifer, Vermont, USA. *Journal of Hydrology*. 2000, 228 (1-2): 101-112.
- ABNT NBR 14724. **Associação Brasileira de Normas Técnicas: Informação e documentação – Trabalhos acadêmicos – Apresentação**. Terceira edição, válida a partir de 17.04.2011. www.usp.br/prolam/ABNT_2001. Acesso em 18.05.2011.
- AGUILAR, D.J.; KRUKER, R.J.M.; CALHEIROS, R.O. **Determinação da evapotranspiração potencial e balanço hídrico da região da Grande Dourados**. Dourados: EMBRAPA-UEPAE. 1986, 150 p.
- AKINAWA K. **Re-examination of acute toxicity of fluoride**. *Fluoride*. 1997, 30(2): 89-104.
- ALBINET, M.; MARGAT, J. **Cartographie de la vulnérabilité a la pollution des nappes d'eau souterraine**. Bull BRGM2 e ser. 1970, 3(4):13-22.
- ALLER, L.; BENNETT, T.; LEER, J.; PETTY, J. Y HACKET, G. **DRASTIC: a standardised system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings**. US Environmental Protection Agency. 1987, 455 p.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING MATERIALS. **Standard practice for acid-extraction of elements from sediments using closed vessel microwave heating**. 5258 - 92 (Reapproved). 1996, p.740-742.
- ANDREO, B. **Hidrogeología de acuíferos carbonatados em lãs sierras Blanca y Mijas, Cordillera Bética, Sur de España**. Universidad de Málaga. 1997, 490p.
- ANDREO, B.; CARRASCO, F.; SANZ de GALDEANO, C. **Types of carbonate aquifers according to the fracturation and the karstification in a Southern Spanish área**. *Environmental Geology*. 1997, 30 (3-4), 163-173.
- ANDREO B.; VÍAS, J. M.; PERLES, M. J.; CARRASCO, F.; VADILLO, I.; JIMENÉZ, P. **Ensayo metodológico para la protección de águas subterrâneas em acuíferos carbonatados. Aplicación al sistema de Torremolinos**. Jornadas sob presente y futuro Del água subterrânea em España y La Directiva Marco Europea. Zaragoza (Spain). IAH-Spanish Chapter. 2002, 147-153.

ANDREO, B. **Cartografía de vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos**. En: Fernández, L.; Fernández, J. A. y López-Geta, J. A. (Eds.), *Protección de las aguas subterráneas frente a vertidos directos e indirectos*. 2004, p. 55-78.

ANDREO, B.; GOLDSCHIEDER, N.; VADILLO, I.; VÍAS, J. M.; NEUKUM, C.; SINREICH, M.; JIMÉNEZ, P.; BRECHENMACHER, J.; CARRASCO, F.; HÖTZL, H.; PERLES, M. J.; ZWAHLEN, F. **Karst groundwater protection: first application of a Pan-European approach to vulnerability, hazard and risk mapping in the Sierra de Lívar (Southern Spain)**. *Science of the Total Environment*. 2006, 357(1-3): 54-73.

ANDREO, B.; RAVBAR, N.; VÍAS, J. M. **Source vulnerability mapping in carbonate (karst) aquifers by extension of the COP method: application to pilot sites**. *Hydrogeology Journal*. 2009, 17:749-758.

AQUILINA, L.; LADOUCHE, B.; DORFLIGER, N. **Recharge processes in karstic systems investigated through the correlation of chemical and isotopic composition of rain and spring-waters**. *Applied Geochemistry*. 2005, 20 (12): 2189-2206.

ARAVENA, R. **Application of environmental isotopes to the Guarani Aquifer System**. Conferências Especiais, V Simpósio Sul Americano de Geologia Isotópica, VSSAGI, Punta de Leste, Uruguai. 2006.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Solo-análise granulométrica**. NBR 7181/84, Rio de Janeiro. 1984, 13 p.

ATOR, S. W.; FERRARI, M. I. **Nitrate and selected pesticides in groundwater of the Mid-Atlantic Region**: United States Geological Survey/Environmental Protection Agency. 2001. Disponível em: <http://md.usgs.gov/publications/wrir-97-4139>. Acesso em 11.05.2010.

AULER, A. **Karst evolution and paleoclimate of Eastern Brazil**. Phd thesis, University of Bristol, England. 1999, 269p.

AYRES, R. S.; WESTCOT, D. W. **Water quality for agriculture**. Roma: FAO. Irrigation and Drainage Paper, 29, Rev. 1. 1985, 174p.

AZEVEDO, A. E. G., CABRAL, F. C. F.; FERREIRA, C. **Caracterização isotópica das precipitações do estado da Bahia e de águas subterráneas da Bacia de Tucano**. 2º Congresso Internacional da Sociedade Brasileira de Geofísica. V. II. 1991, p.1023-1027.

- BACHMAT, Y.; COLLINS, M. **Mapping to assess groundwater vulnerability to pollution**. En: Van Duijvenbooden, W. y Van Waegeningh. H.G. (Eds.), *Vulnerability of soil and groundwater to pollutants*. 1987, p. 297-307.
- BALDI, E.; GUASTALDI, E.; ROSSETO, R. **Evaluation of intrinsic groundwater vulnerability to pollution: COP method for pilot área of Carrara hydrogeological system (Northern Tuscany, Italy)**. General Assembly 2009. European Geosciences Union, Vienna. Vol. 11, EGU2009-10405-2. 2009.
- BARBIERI, M.; BOSCHETTI, T.; PETITTA, M.; TALLINI, M. **Stable isotope (^2H , ^{18}O and $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$) and hydrochemistry monitoring for groundwater hydrodynamics analysis in a karst aquifer (Gran Sasso, Central Italy)**. *Applied Geochemistry*. 2005, 20 (11): 2062-2081.
- BARCELONA, M. J. **Reproducible well-purging procedures and VOC stabilization criteria for ground -water sampling**. *GroundWater*. V. 32, n.1. 1994, p.12-22.
- BARRETO, F. S. **Avaliação da qualidade e análise de risco de contaminação da água subterrânea utilizada para fins de abastecimento humano na região de Irecê/BA**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Bahia. 2006, 117p.
- BASTOS LEAL, L. R.; SILVA, H. P. da. (Coord.) **Modelização da dinâmica hidrológica e instrumentos para a gestão do sistema aquífero-rio das bacias hidrográficas dos rios Verde e Jacaré – região semi-árida do estado da Bahia**. Relatório técnico final do convênio de cooperação técnico-científica celebrado entre a Superintendência de Recursos Hídricos do Estado da Bahia e a Universidade Federal do Estado da Bahia. 2004, 435p.
- BENAVENTE, J.; MANGIN, A. **Aplicación del análisis de series de tiempo al sistema espeleológico Hundídero-Gato**. vol. 3. I Congreso Español de Geología, Segovia. 1984, p. 541-553.
- BERALDO, V. J. **Estudo isotópico ($\delta^2\text{H}$ e $\delta^{18}\text{O}$) e hidroquímica na região de Irecê, Bahia: contribuição ao entendimento do ciclo hidrológico regional**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Bahia. Programa de Pós-Graduação em Geoquímica e Meio Ambiente. Salvador, Bahia. 2005, 84p.
- BOMFIM, R. B. **Ajuste metodológico para o estudo da dinâmica de difusão de pesticidas no perfil de cambissolos da microregião de Irecê-Bahia**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Bahia. 2001. 81p.

BOYER, J. **Dinâmica dos elementos químicos e fertilidade dos solos**. Instituto de Geociências da UFBA. Departamento de Geoquímica. Curso de pós-graduação em geociências. Universidade Federal da Bahia, Salvador, 1995.

BRAND, W. A.; AVAK, H.; SEEDORF, R.; HOFMANN, D.; CONRADI, T. **New methods for fully automated isotope ratio determination from hydrogen at the natural abundance level**. *Geoph. Prosp.* 2000, (28):967-976.

BRANNER, J. C. **Aggraded limestone plains of the interior of Bahia and the climatic changes suggested by them**. *Bull. Geological Society of America*. 1911, (22):187-206.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria nº 518/MS, de 25 de março de 2004**. *Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências*. Legislação. Disponível em: <http://portal.saude.gov.br/saude/>. Acesso em 15.02.2008.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução 357, de 17 de março de 2005**. *Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências*. Disponível em: <http://conama.gov.br>. Acesso em 25.09.2010.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução 396, de 03 de Abril de 2008**. *Dispõe sobre a Classificação e Diretrizes Ambientais para o Enquadramento das Águas Subterrâneas e dá outras Providências*. Disponível em: <http://conama.gov.br>. Acesso em 30.04.2009.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução 420, de 28 de dezembro de 2009**. *Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas*. Disponível em: <http://conama.gov.br>. Acesso em 20.05.2010.

BRIGGS, J.C.; FICKE, J.F. **Quality of rivers of the United States**. Based on the National Stream Quality Accounting Network (NASQAN): U.S. Geological Survey Open-File Report 78-200. 1977, 436 p.

BRITO NEVES, B. B. **Geologia das folhas de Upamirim e Morro do Chapéu-Ba**. Recife. CONESP. 1967, 53p.

- BURT, C. O'CONNOR, K.; RUEHR, T. **Fertigation**. San Luis Obispo: California Polytechnic State University(Irrigation Training and Research Center). 1995, 295p.
- CABRAL, F. C. F. **O uso de isótopos do carbono no estudo das águas subterrâneas do calcário Bambuí. Região Central da Bahia**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Bahia. 1978, 58p.
- CÂMARA, G.; SOUZA, R. C. M.; FREITAS, U. M.; GARRIDO J. **SPRING: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling**. Computers & Graphics. 1996, 20:(3)395-403.
- CAPO, R. C.; STEWART, B. W.; CHADWICK, O. A. **Strontium isotopes as tracers of ecosystem processes: teory and methods**. Geoderma. 1998, 82(1-3):197-225.
- CARRASCO, F.; ANDREO, B.; LINÁN, C.; MUDRY, J. **Contribution of stable isotopes to the understanding of the unsaturated zone of a carbonate aquifer (Nerja Cave, Southern Spain)**. C.R. Geoscience, 338. 2006, 1203-1212.
- CBPM. **Mapa Geológico Integrado - Projeto análise faciológica e metalogenética da Bacia de Irecê**, escala 1:100.000. 1998.
- CERB. **Fichas de análises químicas de poços da região de Irecê**. 1980 a 2010.
- CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Amostragem e monitoramento das águas subterrâneas - Norma CETESB**. São Paulo, 1988.
- CHARALAMPIDES, G.; MANOLIADIS, O. **Sr and Pb isotopes as environmental indicators in environmental studies**. Environmental International. 2002, (28):147-151.
- CIVITA, M. **Le carte di vulnerabilit`a degli acquiferi all'inquinamento: teoria e pratica, quaderni di tecniche di proteziona ambientale**. Pitagora ed. 1994, 326 p.
- CLARK, I.; FRITZ P. **Environmental isotopes in hydrogeology**. 2ed. Lewis Publishers, Boca Raton. 1997, 328p.
- CLESCERI, L. S.; GREENBERG, A. E.; EATON, A. D. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th ed. American Public Health Association, Washington. 1998, 1325 p. ISBN 0875532357.
- COUTINHO, A. M. R. de A. **Avaliação de impactos da agricultura intensiva irrigada sobre as propriedades físicas e químicas de solos da microregião de Irecê-Bahia**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Bahia. 2000, 179p.

CPRM/CBPM. **Geologia e recursos minerais do estado da Bahia – Sistema de Informações Geográficas – SIG**, escala 1:1.000.000. 2003.

CRAIG, H. **Isotope standards for carbon and oxygen and connection factors for mass spectrometric analysis of carbon dioxide**. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 1957, (12):133-149.

CRAIG, H. **Isotopic variation in meteoric waters**. *Science*. 1961, 133p.

CRUZ, W. B.; MELO, F. A. C. F. de. **Zoneamento químico e salinização das águas subterrâneas do Nordeste do Brasil**. In: *Boletim de Recursos Naturais – SUDENE*, v.7, n.¼. 1969, p.7-40.

CUSTÓDIO, E.; LLAMAS, M. R. **Hidrologia subterrânea**. 2 ed. Barcelona: OMEGA. 2v, 1983.

DALY, D.; DASSARGUES, A.; DREW, D.; DUNNE, S.; GOLDSCHIEDER, N.; NEALE, N.; POPESCU, C. Y ZWAHLEN, F. **Main concepts of the European Approach for (karst) groundwater vulnerability assessment and mapping**. *Hydrogeology Journal*. 2002, 10(2): 340-345.

DANSGAARD, W. **Stable isotopes in precipitation**. *Tellus*. 1964,16:436-467.

DARLING, W. G.; BATH A. H. **A stable isotope study of recharge processes in the English chalk**. *Journal of Hydrology*. 1998, (101):31-46.

DELLANOY, J. J. **Reconocimiento biofísico de espacios naturales de Andalucía**. Agencia de Medioambiente de Andalucía, junta de Andalucía. 1987, 50p.

DERBY, O. A. **Reconhecimento geológico do vale do São Francisco**. Relatório Anexo. Comissão de Hidrogeologia do São Francisco. Rio de Janeiro. 1880, 24p.

DINCER, T.; NOORY, M.; JAVED, A. R. K.; NUTI, S.; TONGIORGI E. **Study of groundwater recharge and movement in shallow and deep aquifer in Saudi Arabia with stable isotopes and salinity data**. *Isotope Techniques in groundwater hydrology*, v. 1. International Atomic Energy Agency, Vienna. 1974, p. 363-378.

DOERFLIGER, N.; ZWAHLEN, F. **EPIK: a new method for outlining of protection áreas in karst environment**. In Gunai & Jonshon (Ed.) *Int. Symp. on Karst Waters and Environment. Impacts*. Antalya, Turkey, Balkema, Rotterdam. 1997, p.117-123.

DRAPPER, N.R. & SMITH, H. **Applied regression analysis**. N. York, Wiley. 1981, 709p.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Rio de Janeiro, 1ed.: EMBRAPA-SPI, 1999.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Rio de Janeiro, 2ed.: EMBRAPA-SPI, 2006.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Monitoramento por satélite - Banco de Dados Climáticos do Brasil**. Disponível em: <http://www.bdclima.cnpm.embrapa.br/referencia.php>. 2003. Acesso em 25.09.2010.

EPSTEIN, S. & MAYEDA, T. **Variations of ^{18}O content of waters from natural sources**. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 1953,(4):213-221p.

FAURE, G.; MENSING, T. M. **Isotopes: principles and applications**. John Wiley & Sons. Ed. 2005, 897p.

FONTES, J. C.; GONFIANTINI, R. **Comportement isotopique au cours de l'évaporation de deux Bassins Sahariens**. *Earth Planet. Sci. Lett.* 3. 1967, p. 258-266.

FOSTER, S. **Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy**. En: Van Duijvenbooden, W. Y, 1987.

FOSTER, S. S. D., HIRATA, R. C. A. **Groundwater pollution risk evaluation: a survey manual using available data**. 2ed. LIMA: Pan American Sanitary Engineering and Environmental Science Center. (CEPIS/PAHO/WHO). 1988, 91p.

FOSTER, S. S. D., HIRATA, R. C. A. **Determinación del riesgo de contaminación de aguas subterráneas: una metodología basada en datos existentes**. CEPIS. 1991, 81p.

FROST, C. D.; TONER, R. N. **Strontium isotopic identification of water-rock interaction and ground water mixing**. *Ground-Water*. 2004, 42(3):418-432.

GAT. J. R. **Comments on stable isotope method in regional groundwater investigation**. *Water Resource Research*. 1971, (7): 980-993.

GAT, J. R.; ISSAR, A. **Desert isotope hydrology: water sources of Sinai Desert**. *Geochim. Cosmochim. Acta* 38. 1974, p. 1117-1131.

GAT, J. R.; TZUR, Y. **Modification of isotope composition of rain water by process which occur before groundwater recharge**. *Isotopes in hydrology*, International Atomic Energy Agency, Vienna. 1967, p.49-60.

GOLDSCHIEDER, N.; HÖTZL, H.; FRIES, W.; JORDAN, P. **Validation of a vulnerability map (EPIK) with tracer tests**. En: Zwahlen, F. y Mudry, J. (Eds.) *Proceedings of 7th conference on limestone hydrology and fissured media*. 2001, p.167-170.

GOLDSCHIEDER, N. **Hydrogeology and vulnerability of karst systems: examples from the Northern Alps and Swabian**. Alb. Ph.D. Thesis, Schr. Angew. Geol. Karlsruhe, Karlsruhe. 2002, 236p.

GONFIANTINI, R. **Standards for stable isotope measurements in natural compounds**. *Nature*. 1978. (271):534-536.

GREEN, B.F. **On the factor score controversy**. *Psychometrika*. 1976, p. 263-266.

GRONING, M.; FROHLICH, K.; DE REGGE, P.; DANESI, P. R. **Intended use of the IAEA reference materials: part II - examples on reference materials in environmental analytical processes**. Eds. Fajgelj & Parkany. The Royal Society of Chemistry, Cambridge, UK. 1999. Disponível em: <http://www.iaea.org/programmes/aqcs/publications.sht>. Acesso em 14.02.2011.

GUERRA, A. M. **Processos de carstificação e hidrogeologia do Grupo Bambuí na região de Irecê – Bahia**. Tese de Doutorado. Instituto de Geociências. USP. 1986.

HARTT, C. F. **Geology and physical geography of Brazil**. Boston, Fields Osgood., 1870. 620p.

HIRATA, R. C. A.; FERNANDES, A. **Vulnerabilidad de acuíferos a la contaminación antrópica**. In: Carlos Diaz-Delgado; Maria Vicenta Esteller; Fernando Lopez-Vera. (Org.). *Recursos hídricos - Conceptos básicos y estudios de caso en Iberoamérica*. 1 ed. Uruguay: Piriguazú Ediciones. 2005, v.1, p.443-454.

HIRATA, R. C. A., FERNANDES, A. **Monitoramento das águas subterrâneas: um grande desafio para países emergentes**. Anais: I Simpósio Latino-Americano de Monitoramento das Águas Subterrâneas. Belo Horizonte, 2006.

HIRATA, R. C. A., REBOUÇAS, A. **La protección de los recursos hídricos subterrâneos: uma visão integrada, basada em perímetros de protección de pozos y vulnerabilidad de acuíferos**. *Boletín Geológico y Minero*. 110-4. 1999, p.423-436.

HOEFS, J. **Stable isotope geochemistry**. Ed. Springer-Verlag, Berlin, 4 ed. 1997, 201p.

HUDDART, P. A.; LONGSTAFFE, F. J.; CROWE, A. S. δD and $\delta^{18}O$ evidence for inputs to groundwater at a wetland coastal boundary in the southern Great Lakes region of Canada. *Journal of Hydrology*. 1999, 214(1-4):18-31.

IAEA. **Instrumentation and control systems important to safety in nuclear power plants: safety guide**. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2002.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Imagem AVNIR-2 / ALOS**. 2007. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/alos/>. Acesso em: 10.01.2009.

INCRA. **Fotografias aéreas monocromáticas**. ACSA, 1982.

INDA, H. A. V.; BARBOSA, J. F. **Texto explicativo para o mapa geológico do estado da Bahia ao milionésimo**. Escala 1:1.000.000. Salvador: CPRM, 1978.

INEMA. Instituto Nacional de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Sistema de Informações Geográficas do Plano Estadual de Recursos Hídricos da Bahia - PERH BA**, escala 1:1.000.000. 2003.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. **Balanço hídrico e dados climatológicos**. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/html/agro.html>. 2008. Acesso em 01.01.2011.

JEANNIN, P.Y.; CORNATON, F.; ZWAHLEN, F.; PERROCHET, P. **VULK: a tool for intrinsic vulnerability assessment and validation**. En: ZWAHLEN, F. Y MUDRY, J. (Eds.) *Proceedings of 7th conference on limestone hydrology and fissured media*. 2001, p.185-190.

JOHNSEN, S. J.; DANSGAARD, W.; WHITE, J. W. C. **The origin of arctic precipitation under present and glacial conditions**. *Tellus*. 1989, 41B, p.452-468.

KEHEW, A. E. **Applied chemical hydrogeology**. Prentice-Hall, Inc. Upper Saddle River, New Jersey. 2001, 368p.

KENDALL, C.; DOCTOR, D. H. **Stable isotope applications in hydrologic studies**. In: Drever, J. I. (ed.) *Surface and ground water, weathering, and soils*. Holland, H. D. & Turekian, K. K. (org.) *Treatise on Geochemistry*, V. 5. 2003, p.319-364.

LAGOEIRO, L. E. **Estudo da deformação nas sequências carbonáticas do Grupo Una na região de Irecê, Ba**. Dissertação de Mestrado em Geologia. Universidade Federal de Ouro Preto. 1990, 105p.

LANGMUIR, D. **The geochemistry of some carbonate groundwaters in central Pennsylvania**. *Geochimica Cosmochimica Acta*, 35(10). 1971, p.1023-1045.

- LE GRAND, H. **System for evaluating contamination potential to some wast sites.** American Water Work Association Journal. 1964, Vol. 56(8):959-974.
- LEIFERT, C.; FITE, A.; LI, H. et al. **Human health effects of nitrate.** In: IFA Agricultural Conference on Managing Plant Nutrition: towards maximum resource efficiency, Barcelona. 1999, p.1-12.
- LINS MARINHO, J. M. **Reconhecimento geofísico da região de Irecê-Bahia.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Bahia / Programa de Pós-graduação em Geofísica. Salvador-Ba., 1977.
- LÓPEZ-VERA, F. **Estado actual del monitoreo en la Unión Europea.** Anais: I Simpósio Latino-Americano de Monitoramento das Águas Subterrâneas. Belo Horizonte, 2006.
- MACEDO, M. H. F.; BONHOME, M. G. **Contribuição à cronoestratigrafia das Formações Caboclo, Bebedouro e Salitre da Chapada Diamantina (Ba), pelos métodos Rb-Sr e K-Ar.** Revista Brasileira de Geociências, São Paulo, Vol. 14, n.3. 1984, p.153-163.
- MARGAT, J. **Vulnerabilité des nappes d'eau souterraine á la pollution. Bases de la cartographie.** Doc. BRGM, 68 SGL 198 HYD, 1968.
- MASCARENHAS, J. F. **Contribuição à estratigrafia da Chapada Diamantina na região entre Itaeté e Seabra-Ba.** In: Cong. Bras. de Geologia, 23. Boletim Especial nº1, Salvador-Ba, SBG, 1969.
- MAZOR, E. **Applied chemical and isotopic groundwater hydrology.** Open University Press, Suffolk, great Britain, 1991. 274p.
- MERLIVAT, L. **L'étude quantitative de bilans de lacs a l'aide des concentrations em deuterium et oxigene-18 dans l'eau.** Isotopes in Hydrology International Atomic Energy Agency, Vienna. 1970, p.89-107.
- MERLIVAT, L.; JOUZEL, J. **Global climatic interpretation of the deuterium- oxygen 18 relationship for precipitation.** Journal Geophysical Research. 1979, 84, 5029-5033.
- MESTRINHO, S. S. P. **Monitoramento em água subterrânea.** In: Feitosa, F. A. C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; DEMÉTRIO, J. G. A. (Org.) *Hidrogeologia: conceitos e aplicações.* 3ed. Rev. e ampl.. Rio de Janeiro: CPRM: LABHID. 2008, p.673-685.

- MISI, A. **O Grupo Bambuí no estado da Bahia**. In: INDA, H. A. V. (Ed.) *Geologia e recursos minerais do Estado da Bahia: textos básicos*. Salvador: CPM, vol. 1. 1979, p.119-154.
- MISI, A. **Origem e classificação de mineralizações de sulfeto e de fosfato de Irecê**. Alvo Três Irmãs: relatório interno. Salvador: CBPM, 1990.
- MISI, A.; SOUTO, P. **Controle estratigráfico das mineralizações de chumbo, zinco, flúor e bário no Grupo Bambuí. Parte Leste da Chapada de Irecê-Bahia**. Revista Brasileira de Geociências. 1975. 5(1): p.30-45.
- MONTEIRO, M. D. **Projeto Irecê-Lapão: 2. Etapa, reprogramação**. Convênio SME-CBPM. Salvador: CBPM, 1989.
- NASCIMENTO, S. A. de M. **Diagnóstico hidrogeoquímico, hidroquímico e da qualidade da água do aquífero freático do alto cristalino de Salvador-Bahia**. Tese de Doutorado. Universidade Federal da Bahia. 2008, 195p.
- NEGRÃO, F. I. **Caracterização hidrogeoquímica e vulnerabilidade do sistema hidrogeológico cárstico da região de Irecê-Bahia**. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. 1987, 86p.
- NEUKUM, C.; HOTZL, H.; HIMMELSBACH, T. **Validation of vulnerability mapping methods by field investigations and numerical modelling**. Hydrogeology Journal. 2008, 16, p.641-658.
- NEVES, B. B. de B.; CORDANI, U. G.; TORQUATO, J. R. **Evolução geocronológica do Pre-cambriano do estado da Bahia**. In: INDA, H. A. V., DUARTE, F. (Ed) *Geologia e recursos minerais do estado da Bahia: textos básicos*. Salvador: COM, vol. 3. 1980, p.1-101.
- NOSSA, T. C. B.; LUZ, J. A. G. da. **Avaliação preliminar da qualidade das águas nos municípios de Irecê e Lapão-BA**. Anais in: XV Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. Natal-RN. 2008, 14p.
- NOSSA, T. C. B.; SILVA, H. M. da; BASTOS LEAL, L. R. **A influência do sistema de fraturamentos no regime de fluxo em aquíferos cársticos: um estudo de caso nos municípios de Irecê e Lapão-BA**. Anais in: XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Campo Grande-MS. 2009, 16p.
- NOSSA, T. C. B.; BASTOS LEAL, L. R.; ZUCCHI, M. do R. **Hidroquímica e índices de saturação dos minerais do sistema aquífero cárstico Salitre na região de Irecê-Lapão,**

Bahia, Brasil. Anais *in*: II Congresso Internacional de Meio Ambiente Subterrâneo, São Paulo-SP. 2011.

NORUSIS, M. J. **SPSS for Windows. Base system user's guide. Release 6.0.** Chicago. SPSS Inc. 1993.

NUGENT, M.; KAMRIM, M. A.; WOLFSON, L.; D'ITRI, F. M. **Nitrate: a drinking water concern.** Michigan State University Extension Service, Extension Bulletin wq-19. 2001. Disponível em: <http://www.gem.msu.edu/pubs/msue>. Acesso em 30.09.2010.

OJAMBO, S. B.; LYONS, W.B.; WELCH, K. A.; POREDA, R. J.; JOHANNESON, K. H. **Strontium isotopes and rare earth elements as tracers of groundwater-lake water interactions, Lake Naivasha, Kenya.** Applied Geochemistry. 2003, 18(11):1789-1805.

O'LEARY, M. H. **Carbon isotopes in photosynthesis.** BioScience. 1988, (38):328.

PARKHURST, D. L.; APPELO, C. A. J. **User's guide to PHREEQC (Version 2.0): a computer program for especiation, batch-reaction, one-dimensional transport and inverse geochemical calculations.** US Geol. Survey, Water Resourch Investig. Rep. 99-4259. 1999.

PDPL. **Plano Diretor Participativo de Lapão.** Relatório Final. Vol. 1. Prefeitura Municipal de Lapão-BA. 2007.

PEARSON, K. **On the criterion that a given system of deviations from the probable in the case of a correlated system of variables is such that it can be reasonably supposed to have arisen from random sampling.** *Philosophical Magazine Series 5* 50. 1900. (302):157-175.

PEDREIRA, A. J., ROCHA, A. J. D., COSTA, I. V. G. da, MORAIS FILHO, J. C. **Projeto Bacia de Irecê-II:** relatório final. Salvador, CPRM, 1987.

PEREIRA, A. R.; VILLA NOVA. N. A.; SEDIYAMA. G. C. **Evapotranspiração.** Piracicaba: FEALQ, 1997. 183p.

PERRIN, J.; POCHON, A. JEANNIN, P. Y., ZWALEN F. **Vulnerability assessment in karstic areas: validation by field experiments.** *Environmental Geology*. 2004, (46):237-245.

PHILLIPS, D. L.; GREGG, J. W. **Source partitioning using stable isotopes: coping with too many sources.** *Oecologia*. 2003, (136):261-269.

- PIPER, A. M. **A graphic procedure in the geochemical interpretation of water analyses.** Transactions - American Geophysical Union 25. 1944, p.914-923.
- PLATA, A.; SILVA, A. B.; JARDIM, F. E.; OLIVEIRA, L. B. **Contribuição de diversas técnicas isotópicas no estudo do aquífero cárstico da região central da Bahia (Irecê-Iraquara).** ABAS - Ver. Águas Subterrâneas, Vol II, n.1, 1980.
- RAMOS, S. O. **Variações sazonais dos níveis freáticos do aquífero cárstico da região de Irecê, Bahia: implicações para estimativa da recarga.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Bahia. 2005. 117p.
- RAVBAR, N. **Vulnerability and risk mapping for the protection of karst waters in Slovenia: application to the catchment of the Podstenjšek springs.** PhD Thesis, University of Nova Gorica, Slovenia, 2007.
- RICHARDS, L. A. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils.** *U.S. Salinity Laboratory Staff.* USDA - *Agricultural Handbook* 60. Washington: U.S: Department of Agriculture. 1954, 160 p.
- ROZANSKI, K.; ARAGUÁS-ARAGUÁS, L.; GONFIANTINI, R. **Isotopic patterns in modern global precipitation.** In: Swart, P. K.; Lohmann, K. C.; MCKENZIE, J.; SAVIN, S. (ed.) *Climate change in continental isotopic records.* Geophysical Monograph Series, 78, AGU, Washington, DC. 1993, p.1-36.
- SAMPAIO, A. R. (Org). **Programa Levantamentos Geológicos Básicos do Brasil – PLGB. Jacobina – Folha SC 24-y-C, Estado da Bahia.** Escala 1:250.000. Brasília: CPRM/DIEDIG/DEPAT, 2001.
- SANCHEZ, A.; VARELA, M.; ARENILLAS, M.; GUTIERREZ, F. **Las unidades hidrogeológicas de las sierras de Líbar y Grazalema.** DGOH, Ministério de Médio Ambiente, 1998.
- SANTOS, C. P. L. dos. **Análise dos processos de salinização das águas subterrâneas da bacia do rio Salitre por meio de traçadores ambientais.** Tese de Doutorado. Universidade Federal da Bahia. 2008, 125p.
- SANTOS, A. C. **Noções de hidroquímica.** In: FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; DEMÉTRIO, J. G. A. (Org.) *Hidrogeologia: conceitos e aplicações.* 3 ed. Rev e ampl. Rio de Janeiro: CPRM: LABHID. 2008, p.325-357, 812p.
- SCHOELLER, H. **Les eaux souterraines.** Paris, Mason. 1962, 642p.

SEI - Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia. **Análise dos atributos climáticos do estado da Bahia**. Série Estudos e Pesquisas, 38, 1998, 85p.

SILVA, H. M. da. **Sistema de informações geográficas do aquífero cárstico da micro-região de Irecê, Bahia: subsídio para a gestão integrada dos recursos hídricos das bacias dos rios Verde e Jacaré**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Bahia. 2005, 145p.

SIQUEIRA, A. F. **O uso dos dados isotópicos e químicos como indicadores de origem das águas e sais dissolvidos no aquífero calcário Bambuí, Irecê-Bahia**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Bahia. 1978, 86p.

SMEDLEY, P. L.; KINNIBURGH, D. G. **A review of the source, behavior and distribution of arsenic**. A review of the source of behavior and distribution of arsenic in natural waters. in natural waters. Applied Geochemistry 17, 517-568. Applied Geochemistry 17. 2002, p.517-568.

SOUZA, S. L de, BRITO, P. C. R., SILVA, R. W. S. **Estratigrafia, sedimentologia e recursos minerais da Formação Salitre na Bacia de Irecê, Bahia**. Arquivos Abertos. Série 2. Salvador: CBPM. 1993, 24p.

SOUZA, S. L de, BRITO, P. C. R., SILVA, R. W. S. **Projeto análise faciológica e metalogenética da Bacia de Irecê**. Vol. I, II e III. Salvador, Bahia, 2002.

SPEARMAN, C. **General intelligence: objectively determined and measured**. American Journal of Psychology, 15. 1904, p.201-293.

SRIVASTAVA, N. K. **Identificação de amostras de estromatólitos**. Relatório de consultoria para CPRM/SUREG/SA, 1988.

SRIVASTAVA, N. K. **Relatório preliminar sobre os estromatólitos da Formação Caboclo na região de Morro do Chapéu (Bahia)**. Relatório de consultoria para CPRM/SUREG/SA, 1989.

STIFF, H. A. Jr. **The interpretation of chemical water by means of patterns**. Journal of Petroleum Technology. 1951, 3(10):15-17.

STILLE, P.; SHIELDS, G. **Radiogenic isotope geochemistry of sedimentary and aquatic systems**. Springer-Verlag, Berlin. 1997, 217p.

TALTASSE, D. **Estrutura da Chapada de Irecê (Bahia)**. Bol. Soc. Bras. Geol. 1959, 8(1):41-42.

TALTASSE, P. **Mapas de vulnerabilidade à poluição dos lençóis aquíferos do município de Campinas (SP)**. Universidade de São Paulo (IG.). Publ. Avulsa. 1972.

THORNTHWAITE, C. W.; MATHER, J. R. **The water balance**. New Jersey: Drexel Institute of Technology. 1955, 104p.

TRIPET, J. P.; DOERFLIGER, N.; ZWAHLEN, F. **Vulnerability mapping in karst areas and its uses in Switzerland**. Hydrogéologie. 1997, (3):51-57.

UREY, H. C.; LOWENSTAM, H. A.; EPSTEIN, S.; MCKINNEY **Measurement of paleotemperatures and temperatures of the Upper Cretaceous of England, Denmark and the Southeastern United States**. Geological Society of America Bulletin. 1951, (62):399-416.

USSL. **Diagnosis and improvement of salinity and alkaline soil**. USDA Hand Book no. 60. 1954.

VALLE, M. A. **Hidrogeoquímica do Grupo Una (Bacias de Irecê e Salitre): um exemplo da ação de ácido sulfúrico no sistema cárstico**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo - USP/SP. 2004, 122 p.

VÍAS, J. M.; ANDREO, B.; PERLES, M. J.; CARRASCO, F.; VADILLO, I.; JIMÉNEZ, P. **Preliminary proposal of a method for contamination vulnerability mapping in carbonate aquifers**. En: CARRASCO, F. DURÁN, J. J. y ANDREO, B. (Eds.), *Karst and Environment*. 2002, p.75-83.

VÍAS, J. M.; ANDREO, B.; PERLES, M. J.; CARRASCO, F.; VADILLO, I.; JIMENEZ, P. **The COP method**. In: ZWALEN F., editor. *Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers*, EUR20912. Brussels7 European Commission, Directorate-General XII Science, Research and Development. 2004, p.163-171.

VÍAS J. M.; ANDREO, B.; PERLES, M. J., CARRASCO, F. **A comparative study of four schemes for groundwater vulnerability mapping in a diffuse flow carbonate aquifer under mediterranean climatic conditions**. Environmental Geology. 2005, (47):586-595.

VÍAS, J. M.; ANDREO, B.; PERLES, M. J.; CARRASCO, F.; VADILLO, I.; JIMÉNEZ, P. **Proposed method for grandwater vulnerability mapping in carbonate (karstic) aquifers: the COP method. Application in two pilot sites in Southern Spain**. Hidrogeology Journal. 2006, 14(6):912-925.

- VÍAS, J.; ANDREO, B.; RAVBAR, N.; HOTZL, H. **Mapping the vulnerability of groundwater to the contamination of four carbonate aquifers in Europe**. *Journal of Environmental Management*. 2010, p. 1500-1510.
- VOGEL, J. C. **Variability of carbon isotope fractionation during photosynthesis**. In: J. R. Ehleringer, A. E. Hall and Plant Carbon – Water Relations, Academic Press, San Diego. 1993, CA: 29-38.
- VRBA, J.; CIVITA, M. **Assessment of groundwater vulnerability**. En: Vrba, J. y Zaporozec, A. (Eds.), *Guidebook on mapping groundwater vulnerability*. International contributions to hydrogeology. 1994, (16): 31-48.
- VRBA J.; SOBLSEK P. **Groundwater monitoring**. En *Geology and Environment International Manual in three volumes*. UNESCO. UNEP, 1988.
- VRBA, J.; ZAPOROZEC, A. **Classification and review of groundwater vulnerability maps**. En VRBA, J. y ZAPOROZEC, A. (Eds.), *Guidebook on mapping groundwater vulnerability*. International contributions to hydrogeology. 1994, (16):21-30.
- VRBA J. **The role of groundwater monitoring in the management of groundwater resources**. I Simpósio Latino-Americano de Monitoramento de Águas Subterrâneas. Belo Horizonte-MG. 2006, 16p.
- WHITE, W. B. **Geomorphology and hydrology of karst terrains**. New York, Oxford University Press. 1988. 464p.
- WILLIAMS A. E. **Stable isotope tracers: natural and anthropogenic recharge, Orange Country, California**. *Journal of Hydrology*. 1997, 201(1-4):230-248.
- W.H.O. World Health Organization. **Guidelines for drinking-water quality**. 3rd.V.1.Recommendations. Addendum. Geneva, 2003.
- YANG, Y; LERNER, D. N.; BARRET, M. H.; TELLAM, J. M. **Quantification of groundwater recharge in the city of Nottingham, UK**. *Environmental Geology*. 1999, 38(3):183-198.
- ZAK, I.; GAT, J. R. **Saline water and residual brines in the Shiraz-Sarvistan Basin, Iran**. *Chem. Geol.* 16. 1975, p.179-188.

ZIMMERMANN, U.; EHHALT, D. H.; MUNNICH, K. O. **Soil-water movement and evapotranspiration: change in the isotopic composition of water**. Isotopes in Hydrology, International Atomic Energy Agency (IAEA), Vienna. 1967, p.129-138.

ZUBLENA, J. P.; COOK, M. G.; ST CLAIR, M. B. **Pollutants in groundwater: health effects**. 2001. Disponível em: <http://ces.soil.ncsu.edu/soilscience/publications/soilfacts>. Acesso em: 10.08.2010.

ZWAHLEN, F. **Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers**. Informe Final de la Acción COST 620, eur. 20912, European Commission, Directorate General for Research. 2004, 297p.