

UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE ENGHARIA AGRÍCOLA
CURSO DE MESTRADO EM IRRIGAÇÃO E DRENAGEM

DEODATO DO NASCIMENTO AQUINO

**IRRIGAÇÃO E SUSTENTABILIDADE DOS RECURSOS SOLO E ÁGUA NA ÁREA DO
DISTRITO DE IRRIGAÇÃO BAIXO ACARAÚ-DIBAU- CEARÁ**

FORTALEZA – CE
2007

UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE ENGHARIA AGRÍCOLA
CURSO DE MESTRADO EM IRRIGAÇÃO E DRENAGEM

**IRRIGAÇÃO E SUSTENTABILIDADE DOS RECURSOS SOLO E ÁGUA NA ÁREA DO
DISTRITO DE IRRIGAÇÃO BAIXO ACARAÚ-DIBAU- CEARÁ**

DEODATO DO NASCIMENTO AQUINO

ORIENTADORA: Prof^a. EUNICE MAIA DE ANDRADE, Ph.D.

FORTALEZA – CE
2007

Deodato do Nascimento Aquino

**IRRIGAÇÃO E SUSTENTABILIDADE DOS RECURSOS SOLO E ÁGUA NA ÁREA DO
DISTRITO DE IRRIGAÇÃO BAIXO ACARAÚ-DIBAU- CEARÁ**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado em Agronomia do Centro de Ciências Agrárias, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Agronomia. Área de concentração: Irrigação e Drenagem.

Orientador: Prof^ª. Eunice Maia de Andrade
Ph.D.- UFC

Ficha catalográfica elaborada pelo Bibliotecário Hamilton Rodrigues Tabosa CRB-3/888

A669i Aquino, Deodato do Nascimento

Irrigação e sustentabilidade dos recursos solo e água na área do Distrito de irrigação Baixo Acaraú – DIBAU- Ceará [manuscrito] / Deodato do Nascimento Aquino

120 f.: il. color.; enc.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2007

Orientadora: Eunice Maia de Andrade

Co-orientadores: Adunias dos Santos Teixeira e Lindbergue Araújo Crisóstomo

Área de concentração: Manejo de Bacias Hidrográficas

1. Distrito de Irrigação 2. Irrigação – Manejo 3. Águas subterrâneas – Contaminação I. Andrade, Eunice Maia de (orient.) II. Universidade Federal do Ceará – Mestrado em Agronomia III. Título

**IRRIGAÇÃO E SUSTENTABILIDADE DOS RECURSOS SOLO E ÁGUA NA ÁREA DO
DISTRITO DE IRRIGAÇÃO BAIXO ACARAÚ-DIBAU- CEARÁ**

APROVADA EM: __/__/__

Banca Examinadora:

Prof^a. Eunice Maia de Andrade, Ph.D.-UFC
(Orientadora)

Prof^o. Adunias dos Santos Teixeira, Ph.D.-UFC
(Co-orientador)

Prof^o. Lindbergue Araujo Crisostomo, Ph.D.- EMBRAPA
(Co-orientador)

A DEUS, pai querido e cuidadoso, que nunca me abandona e sempre me conduz de forma sábia e generosa pelos caminhos traçados por mim. Ao Senhor meu Pai Eterno, dedico este trabalho e toda minha vida.

A toda minha família e em especial aos meus pais: Álvaro Francisco de Aquino e minha querida Mãe Maria Lúcia do Nascimento Aquino, obrigado pela vida, pelo carinho, paciência e incentivo durante esta caminhada, descupe-me pela ausência.

Aos meus companheiros de ventre materno: Saint-Clair, Thiago, Mary-Lucy e Sabrine, mais do que irmãos, obrigado pela presença em minha ausência e pelo amor sempre tão abundante.

IN MEMÓRIA: Aos meus queridos avós maternos: Exedito Rufino e Avó Maria Lili e aos inesquecíveis tios: José Rufino, Maria, Inês e Graça.

DEDICO

“Sei que ajudei pouco o meio ambiente. Afinal, não seria muito realista pensar que uma publicação poderia mudar algo no mundo. O homem é parte da natureza e sua guerra contra a natureza é inevitavelmente uma guerra contra si mesmo... Temos pela frente um desafio como nunca a humanidade teve, de provar nossa maturidade e nosso domínio, não da natureza, mas de nós mesmos”.

(Rachel Carson)- Autora de Primavera Silenciosa

AGRADECIMENTOS

A Deus criador de todo o Universo, Pai eterno, onipotente e onipresente.

Agradeço a toda minha família: pais, irmãos, avós, tios, primos, amigos, pelos fundamentos da educação, honra e dignidade.

Ao Departamento de Engenharia Agrícola do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Ceará por me proporcionar uma formação profissional e humana.

Em especial aos professores Adunias dos Santos Teixeira e Eunice Maia de Andrade (Orientadora) pela importante ajuda, orientação, estímulo, atenção, paciência, amizade e dedicação neste trabalho, obrigado por estarem sempre presentes.

Aos professores: Omar Pereira, Claudivan Feitosa, Francisco de Souza, Marcus Bezerra, Raimundo Nonato, Renato Sílvia, Thales Viana, Fernando Hernandez, Benito de Azevedo, João Hélio, Renildo, pelos ensinamentos e conhecimentos transmitidos que com certeza contribuirão bastante para minha formação pessoal e profissional.

Aos amigos do mestrado: Geocleber, Levi, Felipe, Edivam, Dimas, Eduardo, Simão Pedro, Jeferson Nobre, Joseilson, Leila, Fabilla, Bruna, Olienaide, Ciro, Crisóstomo, Andrea, Alexandre, Beatriz, Eveline, Cley Anderson, Carlos Henrique, Sildemberny, Evamir, Mauro, Aglodoaldo, Marcos Mesquita, Karine, Denise, Danielle, Regina, Carmen, Fabrício, Diego, Tiago, Tadeu, Abelardo, Clemilda.

A todos os “filhos” da Professora Eunice que residem na salinha e que direto ou indiretamente contribuíram bastante para o desenvolvimento desta Pesquisa: Fernando, Lúcio, Flávio, Joseilson, Lobato, Frédson, Amauri, Marcos, Luiz Carlos, Nílvia, Itamar, Ana, Thales, Helba.

Aos amigos irmãos: Jaime, Tatiane, Ariel, Matheus, Socorro, Cleiton, Dijalma, Leleco, Leossávio, Sérgio, Júnior, Clênio, Natanael, Castro, enfim, a todos os amigos que estiveram sempre presentes durante a vivência na Escola Agrotécnica Federal de Iguatu, Universidade Federal da Paraíba e Universidade Federal do Ceará, obrigado a todos!

A todos funcionários da UFC, principalmente: Firmino, Almírio, Paulo, Geraldo, Aninha, Toinha, Ivam, Xandão.

Ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) pela concessão da bolsa de fomento à Pesquisa.

A Embrapa Agroindústria Tropical na pessoa do Professor Lindbergue Araujo Crisostomo, obrigado pela disponibilidade das análises e pelas valiosas críticas e sugestões apresentadas para o enriquecimento do trabalho.

Aos meus amigos irmãos de Senador Pompeu: Samuel e Adriano

A Todos os proprietários de lotes do Distrito de Irrigação do Baixo Acaraú que tão gentilmente cederam e se prontificaram à realização do experimento, donos de grandiosa humildade, hospitalidade, caráter e integridade, muito obrigado!

Enfim, a todos que contribuíram direta ou indiretamente para minha formação.

OBRIGADO!

1. INTRODUÇÃO.....	16
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	18
2.1 O recurso água: Considerações gerais.....	18
2.2 Águas subterrâneas	19
2.3 Influência da sazonalidade na qualidade das águas subterrâneas	23
2.4 Impactos dos Distritos de Irrigação na qualidade da água subterrânea.....	25
2.5 Avaliação da qualidade das águas subterrâneas para consumo humano	28
2.6 Impactos e riscos na saúde humana pelo consumo de água contaminada	30
2.7 Sistema de Informação Geográfica.....	33
2.8 Análise estatística multivariada	36
2.8.1 Análise de Agrupamento	36
2.8.1.1 Medidas de similaridade.....	37
2.8.1.2 Análise de Agrupamento Hierárquico.....	38
3. MATERIAL E MÉTODOS	40
3.1 Descrição da área de estudo.....	40
3.1.1 Localização	40
3.1.2 Geologia, relevo e solo	41
3.1.3 Clima e vegetação	43
3.2 Monitoramento.....	44
3.2.1 Pontos e época de Coleta das Amostras	44
3.3 Variáveis analisadas nas águas dos poços	48
3.4 Análise de Agrupamento.....	50
3.5 Classificação e Avaliação das águas	51
3.6 Geoestatística.....	52
3.7 Determinação da direção do fluxo de drenagem do lençol subterrâneo	54
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	56
4.1 Granulometria e umidade ao longo do perfil do solo do DIBAU	56
4.2 Íon Na ⁺ ao longo do perfil dos solos no DIBAU	61
4.3 Íon Cl ⁻ ao longo do perfil dos solos no DIBAU.....	64

4.4 Íon NO_3^- ao longo do perfil do solo no DIBAU.....	67
4.5 Impacto do Nitrato na água subterrânea	69
4.6 Influência da precipitação pluviométrica na flutuação nos níveis do lençol freático.....	71
4.7 Análise de agrupamento.....	73
4.7.1 Variabilidade espacial da soma de bases (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+) e ânions (Cl^- , CO_3^- e HCO_3^-) nas águas dos poços subterrâneas do DIBAU.....	77
4.7.1.1 Variabilidade do íon Sódio (Na^+)	79
4.7.1.2 Variabilidade do íon cloreto (Cl^-).....	80
4.7.1.3 Variabilidade dos ânions carbonato e bicarbonato (CO_3^- e HCO_3^-).....	83
4.7.2 Variabilidade espacial do pH, CEa, RAS, SO_4^- , PO_4^{3-} , NH_4^- e NO_3^- nas águas dos poços subterrâneas do DIBAU.....	84
4.7.2.1 Variabilidade do Potencial hidrogeniônico (pH)	84
4.7.2.2 Valores da Condutividade elétrica (CE)	85
4.7.2.3 Variabilidade da Relação de Adsorção de sódio (RAS)	87
4.7.2.4 Variabilidade dos ânions sulfato e fosfato (SO_4^- e PO_4^{3-})	87
4.7.2.5 Variabilidade do N-amoniaco e do Nitrato (NH_4^- e NO_3^-).....	90
4.8 Direção do fluxo de drenagem do lençol freático	93
4.9 Classificação das águas do DIBAU.....	95
5. CONCLUSÕES.....	100
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICA	103

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Tipos de aquíferos quanto à porosidade.....	22
Figura 2 - Localização do DIBAU na bacia hidrográfica do rio Acaraú	40
Figura 3 - Altitude média do Distrito de Irrigação do Baixo Acaraú, determinada através dos dados fornecidos pelo SRTM	41
Figura 4 - Classes de solo predominantes no DIBAU	42
Figura 5 - Levantamento detalhado das classes de solos presente na área útil do DIBAU	43
Figura 6 - Georreferenciamento do poço de coleta P4 (Lote irrigado)	45
Figura 7 - Tradagem de solo no Distrito de Irrigação do Baixo Acaraú.....	47
Figura 8 - Precipitações pluviométricas mensais da estação meteorológica do Acaraú (FUNCEME 2007)	49
Figura 9 - Diagrama de Piper proposto por Davies e Dewiest (1966).....	52
Figura 10 - Fluxograma para determinação da direção do fluxo de drenagem do lençol freático do DIBAU	55
Figura 11 - Granulometria textural (%) e umidade gravimétrica do solo (%) na área não cultivada (P8).....	56
Figura 12 - Granulometria textural (%) e umidade do solo (%) na área irrigada (P4) .	58
Figura 13 - Variação do nível freático (%) dos poços na área irrigada (P4 e P5) e na área não cultivada (P2 e P8)	60
Figura 14 - Concentração de sódio no perfil dos solos da área irrigada (P4) e não cultivada (P8) no período de estiagem (nov/2006) e chuvoso (maio/2007)	62

Figura 15 - Concentração de cloreto no perfil dos solos da área irrigada (P4) e não cultivada (P8) no período de estiagem (nov/2006) e chuvoso (maio/2007)	64
Figura 16 - Distância do DIBAU ao Oceano Atlântico	65
Figura 17 - Concentração de nitrato no perfil dos solos da área irrigada (P4) e não cultivadas (P8) no período de estiagem (nov/2006) e chuvoso (maio/2007)	67
Figura 18 - Relação entre a altura da lâmina de água do lençol freático (m) e a concentração de nitrato (mg L^{-1}) dos poços da área irrigada (P4 e P5) - A e não cultivada (P2 e P8)- B	69
Figura 19 - Variação do lençol freático do DIBAU.....	72
Figura 20 - Dendograma referente às águas do DIBAU	76
Figura 21 - Distribuição dos poços dentro dos agrupamentos formados	77
Figura 22 - Mapa de variação do íon sódio ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$) das águas do lençol freático do Baixo Acaraú	79
Figura 23 - Mapa de variação do íon cloro ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$) das águas do lençol freático do Baixo Acaraú	81
Figura 24 - Lâmina de água do lençol freático e a concentração de cloreto dos poços da área irrigada (P4 e P5) - A e área não cultivada (P2 e P8)- B	82
Figura 25 - Mapa de variação da condutividade elétrica (dS m^{-1}) das águas do lençol freático no Baixo Acaraú.....	86
Figura 26 - Mapa de variação do fósforo (mg L^{-1}) das águas do lençol freático do Baixo Acaraú	88
Figura 27 - Poço localizado na comunidade indígena de Queimadas, Baixo Acaraú. .	89
Figura 28 - Mapa de variação do NO_3^- (mg L^{-1}) nas águas do lençol freático do Baixo Acaraú	91
Figura 29 - Coleta de água do P6, Baixo Acaraú	92

Figura 30 - Mapa do fluxo de drenagem dos riachos da área pertencente ao Distrito de Irrigação do Baixo Acaraú.....	93
Figura 31 - Cotas de altitude do lençol subterrâneo e direção da linha de fluxo do lençol freático do DIBAU no período chuvoso, fevereiro de 2004.....	94
Figura 32 - Cotas de altitude do lençol subterrâneo e direção da linha de fluxo do lençol freático do DIBAU no período de estiagem, novembro de 2005.....	94
Figura 33 - Classificação das águas subterrâneas dos Grupos de poços 1 e 2 do Distrito de Irrigação do Baixo Acaraú.....	97
Figura 34 - Classificação das águas subterrâneas dos Grupos de poços 3 e 4 do Distrito de Irrigação do Baixo Acaraú.....	98

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Distribuição por região hidrográfica dos poços subterrâneos no estado do Ceará, segundo CPRM, 2000	20
Tabela 2- Identificação dos poços georreferenciados (UTM, SAD 69, Zona 24)	44
Tabela 3- Granulometria do perfil do solo no perímetro irrigado (P4) e na área não cultivada (P8)	47
Tabela 4- Variáveis analisadas para avaliação da qualidade das águas	48
Tabela 5- Esquema de aglomeração da análise hierárquica de agrupamento pelo método de Ward processada no SPSS 13.0	73
<i>(Continuação)</i> Tabela 5- Esquema de aglomeração da análise hierárquica de agrupamento pelo método de Ward processada no SPSS 13.0	74
Tabela 6- Variação do coeficiente de aglomeração para a análise hierárquica de agrupamentos.....	75
Tabela 7- Valores médios dos cátions e ânions para os grupos de poços do Distrito de Irrigação do Baixo Acaraú definidos pela técnica da análise de “cluster”	78
Tabela 8- Valores médios do pH, CEa, RAS, SO_4^- , PO_4^{3-} , NH_4^- e NO_3^- dos grupos dos poços subterrâneos do Distrito de Irrigação do Baixo Acaraú.	84

RESUMO

A irrigação se constitui em um importante fator que contribui para a segurança alimentar e possibilita o desenvolvimento econômico de muitas regiões, principalmente áridas e semi-áridas. Entretanto, se não manejar adequadamente poderá vir a acarretar danos irreversíveis ao meio ambiente com potenciais riscos à saúde humana. Este trabalho teve por objetivo quantificar e qualificar o efeito da irrigação e da sazonalidade climática nos recursos solo e água do Distrito Irrigado do Baixo Acaraú – DIBAU, Ceará. Foram selecionados 10 poços rasos como estações de coletas de água, dos quais 2 (dois) estão inseridos no perímetro de irrigação. As coletas de água foram realizadas mensalmente de dezembro de 2003 a novembro de 2005, novembro de 2006, março e maio de 2007. As análises químicas foram realizadas no Laboratório de Solo e Água da EMBRAPA Agroindústria Tropical. Foram analisados: pH, CEa, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , P-PO_4^- , Cl^- , NH_4^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} e RAS. As coletas de solo foram efetuadas em 2 pontos amostrais inseridos nas imediações de dois dos 10 poços estudados, ambas coletadas no período seco e chuvoso, a cada 50 cm de profundidade da superfície até a zona de saturação do lençol freático. Para se classificar os poços em grupos de categorias semelhantes quanto à qualidade da água empregou-se a técnica de estatística multivariada, análise de agrupamento, empregando-se o pacote estatístico SPSS 13.0. Empregou-se também a plataforma SIG e os softwares: Global Mapper 5.0, ArcGis 9.1 e o Surfer 7.0 no processamento da geoestatística para determinação da variabilidade espacial do Na^+ , Cl^- , CE, P-PO_4^- e NO_3^- na água do lençol freático; como também para determinação da direção da linha de fluxo do lençol freático. Pelos resultados obtidos, verifica-se que as águas do PI(Alparcatas) destacam-se por apresentar os valores mais elevados das bases trocáveis (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+), Cl^- , RAS e NO_3^- , concentrações sempre acima dos limites máximos aceitáveis para Classe 1 da Resolução 357/05 do CONAMA. Ocorreu uma grande variabilidade espacial entre os poços estudados para as variáveis analisadas, ademais não se observou variabilidade temporal. O manejo praticado nos solos onde estão inseridos os poços P4 e P5, perímetro irrigado, por ainda não estarem contribuindo com a contaminação de sais na água do lençol freático do DIBAU. Já se percebe um aumento preocupante dos teores de nitrato nas águas dos poços influenciados pela agricultura irrigada (P4 e P5), excedendo significativamente aos limites máximos aceitáveis pela Resolução 357/05 e pela Portaria 518/2004 para consumo humano.

PALAVRAS CHAVES: Irrigação, Contaminação antrópica, Água subterrânea, Nitrato.

ABSTRACT

Irrigation is an essential input that has enhanced, substantially, food production and has improved economic development in arid regions. Irrigation, also, has generated negative impacts to the environment and to human health. The aim of this work was to quantify and qualify the irrigation impacts and of the climatic seasonality over soil and water resource in Irrigated District of Baixo Acaraú, Ceará, Brazil. Ten points spread out over the studied area were selected as monitoring stations. Two of them were sited in irrigated fields. Samples were collected monthly from Dezember/2003 to November/2005, November/2006, March and May/2007. The samples were analyzed for: pH, electrical conductivity (EC), Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , PO_4^{-2} , Cl^- , NH_4^+ , NO_3^- , SO_4^{-2} and Sodium Adsorption Ratio (SAR). Soil samples were collected in two different types of land use: irrigated field and uncultivated area field. Soils samples were taken for each 50 cm until water table (7 m) was reached, during wet and irrigation seasons. Multivariate statistical method, cluster analysis, was applied to classify the shallow wells into similar groups in relation to water quality. To identify spacial variability of Na^+ , Cl^- , CE, PO_4^{-2} e NO_3^- in the water table it was used a GIS platform and the software: Global Mapper 5.0, ArcGis 9.1. The geostatistic process was performed using the Surfer 7.0. According to the results the highest values of changeable bases (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+), Cl^- , SAR AND NO_3^- were presented in the water of P1 (sample station 1). These values were over the acceptable limit of Class 1 defined by CONAMA (Resolution 357/05). The analyzed variables showed a high spacial variability and a low temporal variability. The used soil management in the irrigated field, where shallow wells (P3 and P4) were sited, is not contributing to the contamination or water table by salts, yet. Also, the results show have that irrigation caused the groundwater concentration of $\text{NO}_3\text{-N}$ to increase from 1.52 to 19.3 mg L^{-1} , thereby, exceeding the standards of the World Health Organization (WHO).

1. INTRODUÇÃO

A crise ambiental se manifesta pela degradação e escassez crescente dos recursos naturais com sério comprometimento da qualidade dos mesmos. Não só o aumento da população e a aceleração da economia ampliam a pressão sobre os recursos naturais; o desenvolvimento cultural faz com que outras necessidades sejam incorporadas, resultando em impactos diversificados e de maior amplitude (SILVA et al., 2006). Entre os recursos naturais, é indiscutivelmente, a água, o recurso que mais recebe pressão, seja pelo comprometimento da qualidade ou pela demanda crescente por parte da humanidade (VILLIERS, 2002).

Dentre as reservas de disponibilidade hídrica, destacam-se as águas subterrâneas, estas correspondem a aproximadamente 97% da água doce disponível no planeta e ao longo dos anos vem se projetando como uma alternativa de abastecimento para empreendimentos públicos e privados (FEITOSA; MANUEL FILHO, 2000). As águas subterrâneas correspondem a uma fonte cada vez mais importante para o uso do homem na medida em que, progressivamente, são degradadas outras fontes de abastecimento superficiais. As reservas de água subterrânea constituem uma reserva estratégica e hoje representa um fator competitivo no mercado global. A contaminação das águas subterrâneas por atividades antrópicas, principalmente, nas regiões semi-áridas vem resultando no abandono de muitos poços ou a perda de áreas importantes dos mananciais (MENESCAL et al., 2005).

As regiões áridas e semi-áridas do globo caracterizam-se por verões longos e secos, alternados por estações chuvosas de curta duração, com alta variabilidade espacial e temporal. Por outro lado, a produção agrícola dessas regiões depende da dotação artificial da água (ANDRADE et al., 2002). Em muitas situações, a irrigação é o único meio de garantir a produção agrícola em bases sustentáveis e com segurança (AYERS; WESTCOT, 1999).

Devido aos fatores climáticos, as condições edáficas e aos métodos de irrigação empregados, os sais dissolvidos na água de irrigação podem se acumular no perfil do solo. Tal acumulação comprometerá a qualidade do solo e, em conseqüência (através do ciclo da água no sistema), contribuirá, também, para a degradação da qualidade da água subterrânea e potenciais riscos à saúde humana. A agricultura irrigada, principalmente em zonas secas, tem pressionado o meio ambiente de forma que podem conduzir à degradação do solo, com perdas parciais ou totais da produtividade (ANDRADE et al., 2001).

No contexto da influência das atividades antrópicas na qualidade das águas, a agricultura irrigada é tida como a principal consumidora e uma das principais poluidoras dos recursos hídricos, sendo a salinidade e a contaminação por nitrato os principais indicadores de poluição das águas subterrâneas (Brown et al., 2000). Segundo Resende (2002), sob determinadas condições de solo e clima, o uso excessivo de fertilizantes ou o manejo inadequado da fertirrigação, podem acarretar o enriquecimento das fontes hídricas subterrâneas, promovendo a eutrofização de suas águas, com sérios prejuízos ao ambiente e à própria saúde humana.

Diante desta realidade, o presente trabalho teve por objetivo diagnosticar a influência do manejo de irrigação e da sazonalidade climática sobre a dinâmica de sais ao longo do perfil do solo e nas águas do lençol freático em valores qualitativos e quantitativos do Distrito Irrigado do Baixo Acaraú – DIBAU, Ceará.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 O recurso água: Considerações gerais

Através dos séculos, a complexidade dos usos múltiplos da água pelo homem aumentou, desencadeando degradação e poluição, acarretadas pela pressão de uso imposta pelo crescimento demográfico, aumento das áreas incorporadas à agricultura, instalações de complexos industriais, dentre outras (TUNDISI, 2003). Neste início de século estamos presenciando uma preocupação sem precedentes com a escassez dos recursos de água potável para satisfazer a demanda da população mundial. Se o problema de quantidade já é um assunto preocupante, a qualidade está inclusa em um problema ainda maior (PALÁCIO, 2004).

Estima-se que o volume de água disponível existente na Terra seja de aproximadamente: $1,36 \times 10^{18} \text{ m}^3$, sendo que essa cifra gerou uma falsa sensação de recurso inesgotável. Apesar do nosso planeta ser rico em água, este recurso não se encontra distribuído de forma uniforme, apresentando os seguintes percentuais de distribuição: água do mar = 97%; geleiras = 2,2%; água doce = 0,8%. Dos 0,8% de águas doces, 97% são águas subterrâneas; portanto, não são diretamente disponíveis ao consumo e 3% são águas superficiais de extração fácil. Esses valores ressaltam a grande importância de se preservar os recursos hídricos na Terra e de se evitar a contaminação da pequena fração mais facilmente disponível (SPERLING, 1996).

O Brasil dispõe de 15% da água doce existente no mundo (EMBRAPA, 1996), distribuída de forma desigual em relação à demanda populacional, sendo que as reservas de água subterrânea são estimadas em 112.000 km^3 (112 trilhões de m^3) e a contribuição multianual média à descarga dos rios é da ordem de $2.400 \text{ km}^3 \text{ ano}^{-1}$ (REBOUÇAS, 1988). No entanto, 70% das águas doces do Brasil estão na Amazônia, onde vivem apenas 7% da população. Esta distribuição irregular deixa apenas 3% de água para o Nordeste, sendo essa uma das causas do problema da escassez de água verificado em alguns pontos dessa região. No entanto a disponibilidade hídrica na região do Nordeste brasileiro é bem superior àquela registrada em países como Egito, África do Sul, Síria, Jordânia, Israel, Líbano, Haiti, Paquistão, Iraque e Índia, onde a escassez deste recurso já chega a níveis críticos (EMBRAPA, 1996).

A região Nordeste do Brasil apresenta deficiência de água em mais de 50% de sua área como decorrência, seja dos escassos depósitos subterrâneos (59% de sua área é de formação cristalina onde o armazenamento da água ocorre em fraturas) seja pela pluviosidade anual, que embora nos anos normais não atinja valores críticos, apresenta com o tempo, uma distribuição

irregular, concentrando-se em um único trimestre. Além das condições geológicas, da irregularidade e altura pluviométrica, a região caracteriza-se por uma escassez periódica de chuvas, as secas, que corresponde à falta de água para o desenvolvimento das atividades agropecuárias tradicionais e ao consumo humano (SANTIAGO, 1984).

2.2 Águas subterrâneas

O solo é definido como material mineral não consolidado que se estende desde a superfície até o embasamento da rocha, é constituído de ar ou vapor, água e uma variedade de sólidos orgânicos e minerais. O solo é dividido em duas zonas na sub-superfície: a zona não saturada e a zona saturada. A zona não saturada se estende desde a superfície do solo até o topo da franja capilar e contém gases e uma quantidade menor de água (FERNANDES, 1997). Ainda de acordo com este autor a zona saturada se estende desde o topo da franja capilar até o fundo do lençol freático. Nela os espaços vazios entre os sólidos do solo estão totalmente preenchidos por líquidos, e a água que se encontra nesta zona é chamada de água subterrânea. A franja capilar é a porção da zona saturada onde a água subterrânea se encontra, acima da superfície do lençol freático, devido às forças capilares. A partir da década de 60, a denominação de “águas subterrâneas” para águas do subsolo foi considerada mais apropriada (REBOUÇAS et al., 1999).

A água subterrânea é toda água que ocorre abaixo da superfície da Terra, preenchendo os poros vazios intergranulares das rochas sedimentares, ou as fraturas, falhas e fissuras das rochas compactas. Estas desempenham um papel essencial na manutenção da umidade do solo, do fluxo dos rios, lagos e brejos (BORGUETTI et al., 2004).

Vale ressaltar que ao tratar sobre fontes de poluição deve-se incluir ao sistema aquífero a zona insaturada, pois, esta inclui o solo biológico e quimicamente ativo, elemento importantíssimo por sua participação expressiva na retenção e degradação de muitas substâncias potencialmente poluentes. Ou seja, o sistema aquífero constitui-se pelas zonas saturada e não saturada do subsolo, com as quais tem contato a água que compõe o aquífero (MINDRISZ, 2006). As águas subterrâneas desempenham papel muito mais amplo, além de determinar a viabilidade de uso para fins de abastecimentos doméstico, industrial e na agricultura, pode também fornecer informações sobre a natureza dos solos e das rochas, por onde percolam,

contribuindo com informações acerca dos processos de alteração química e intensidade de erosão atuantes em determinada bacia hidrográfica (ARAÚJO et al., 2005).

A eminente crise de desabastecimento de água para o consumo humano provocada pela degradação dos recursos hídricos de superfície (aspectos quanti-qualitativos) vem promovendo uma exploração cada vez maior dos recursos hídricos subterrâneos. A redução da disponibilidade de água doce disponível para suprir as necessidades de consumo está relacionada principalmente ao aumento de demanda gerado pela explosão demográfica à nível mundial e pelo comprometimento da qualidade da água por contaminantes biológicos e químicos (OLIVEIRA, 2005).

Segundo o Censo de 2000 (IBGE, 2007), aproximadamente 61% da população brasileira é abastecida com água subterrânea para fins domésticos, dos quais 10% vindo de poços rasos, 20% de nascentes ou fontes e 70% de poços profundos. Com relação ao Ceará, o último cadastramento geral dos poços do estado foi realizado pela Companhia de Recursos Minerais (CPRM) em 1999. No total, foram cadastrados 13.970 poços, dos quais mais de 3.900 estão desativados ou abandonados. A Tabela 1 apresenta a distribuição desses poços por região hidrográfica.

Tabela 1- Distribuição por região hidrográfica dos poços subterrâneos no estado do Ceará, segundo CPRM, 2000.

Regiões Hidrográficas	Quantidade de poços	Profundidade média (m)	Vazão média (L h ⁻¹)	Famílias beneficiadas
Acaraú	1446	57,9	2567,8	36619
Alto Jaguaribe	1278	50,3	1773,6	35421
Banabuíu	1904	50,6	1556,1	51330
Coreaú	438	55,3	3339,8	14873
Curú	749	57,1	2223,1	18215
Litoral	821	54,4	2119,9	23217
Médio/Baixo Jaguaribe	1155	56,5	2798,8	41502
Metropolitana	2935	54,0	2416,9	101072
Parnaíba	1122	52,5	2274,5	46189
Salgado	1758	84,8	20879,3	43978

Antes dos anos 70, já se acreditava que as águas subterrâneas tinham certo nível de proteção natural contra a contaminação. Acreditava-se que os solos, as camadas de areia e as rochas do subsolo funcionassem como filtros, retendo os contaminantes antes que estes atingissem as águas subterrâneas. Mais recentemente se constatou que os contaminantes podem chegar às águas subterrâneas (MINDRISZ, 2006; ARAÚJO et al., 2005; BORGUETTI et al., 2004). As águas subterrâneas, embora ocorrendo em situações de relativa proteção, quando comparadas com as águas superficiais, exigem um adequado uso e ocupação do meio físico, assim como técnicas de captação adequadas (SERRA et al., 2003).

A poluição dos lençóis freáticos está relacionada a diversas fontes, onde se destacam principalmente os efluentes municipais e a carga difusa agrícola. A carga difusa agrícola depende das práticas agrícolas utilizadas na região de abrangência do manancial e da época do ano, em função também do período de preparação do solo para o plantio, aplicação de fertilizantes, defensivos agrícolas e da colheita (ARAÚJO et al., 2005).

A composição química da água subterrânea é resultado também do combinado da composição da água que percola o solo e da evolução química influenciada diretamente pela litologia local, sendo que o teor de substâncias dissolvidas nas águas subterrâneas aumenta à medida que prossegue no seu movimento no perfil do solo (PORTO, 1995; BORGUETTI et al., 2004). Portanto, o processo de armazenamento das águas no subsolo depende da formação geológica. A maior ou menor capacidade de armazenamento depende da porosidade do material, sendo classificado como: aquíferos porosos, fissural e cárstico.

Aquífero poroso ou sedimentar – é aquele formado por rochas sedimentares consolidadas, sedimentos não consolidados ou solos arenosos, onde a circulação da água se faz nos poros formados entre os grãos de areia, silte e argila de granulação variada. Constituem os mais importantes aquíferos, pelos grandes volumes de água que armazenam, e por sua ocorrência em grandes áreas (BORGUETTI et al., 2004; ZIMBRES, 2000).

Aquíferos cárstico – formado em rochas calcárias ou carbonáticas, onde a circulação da água se faz nas fraturas e outras discontinuidades que resultam da dissolução do carbonato pela água. Essas aberturas podem atingir grandes dimensões, criando nesse caso, verdadeiros rios subterrâneos. São aquíferos heterogêneos, descontínuos, com águas duras e com fluxo em canais. As rochas são o calcário, dolomítico e mármore (BORGUETTI et al., 2004; ZIMBRES, 2000).

Aqüífero fraturado ou fissural – é aquele formado por rochas ígneas, metamórficas ou cristalinas, duras ou maciças, onde a circulação das águas se dá nas fraturas, fendas e falhas, abertas devido ao movimento tectônico. A capacidade destas rochas de acumularem água está relacionada à quantidade de fraturas, suas aberturas e intercomunicação, permitindo a infiltração e fluxo de água. Poços perfurados nessas rochas fornecem poucas vazões de água (BORGUETTI et al., 2004; ZIMBRES, 2000).

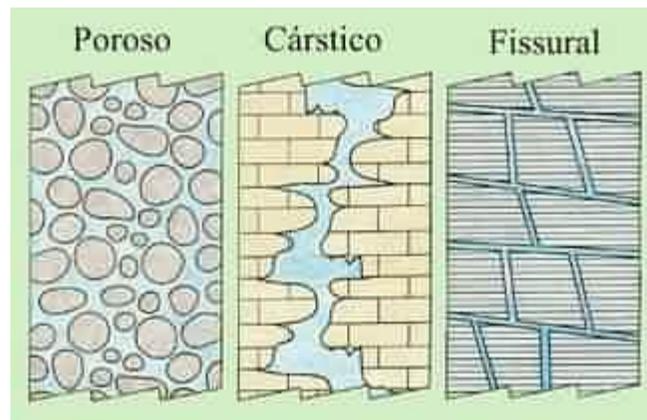


Figura 1- Tipos de aquíferos quanto à porosidade

A constituição geológica (porosidade/permeabilidade intergranular ou de fissuras) determina a velocidade da água em seu meio, a sua qualidade e possibilidade de funcionar como reservatório (ZIMBRES, 2000).

O conhecimento da hidrogeologia de locais abastecidos essencialmente por fontes provenientes de águas subterrâneas é imprescindível na garantia da oferta de água para as necessidades atuais, sem comprometer o abastecimento no futuro (BROOKS et al., 1993). Então, a quantificação e qualificação das reservas hídricas servem de subsídio para o gerenciamento eficiente dos recursos hídricos desses locais. Além dessa avaliação da quantidade e qualidade da água, é necessário fazer um estudo da demanda futura, uma vez que nesses casos, o abastecimento seria um fator limitante do desenvolvimento local (MENESCAL et al., 2005).

Neste contexto, o gerenciamento das águas subterrâneas se torna cada vez mais imprescindível para aumentar a disponibilidade hídrica da região nordeste, em longo prazo. No entanto, gerir os recursos hídricos subterrâneos dessa região revela-se um grande desafio devido à falta generalizada de informações hidrogeológicas (MENESCAL et al., 2005).

2.3 Influência da sazonalidade na qualidade das águas subterrâneas

No Brasil, a região semi-árida é caracterizada por um período curto de chuvas, seguido de um longo período de seca. Deste modo, os corpos d'água sofrem constantes alterações no seu volume hídrico, e conseqüentemente, nas suas características físicas e químicas (VIEIRA et al., 2005). Não obstante, um dos aspectos mais importantes observados no funcionamento destes ecossistemas é a alteração da qualidade da água devido à variação no volume hídrico (CRISPIM et al., 2000).

No Nordeste brasileiro existem milhares de poços subterrâneos cujas águas são utilizadas para irrigação e consumo humano, representando um importante insumo na cadeia produtiva; no entanto sua qualidade varia no tempo e no espaço. O uso de água de má qualidade pode trazer danos ao meio ambiente, com sérios reflexos sócio-econômicos (SILVA JÚNIOR et al., 1999).

Um inventário, apesar de reduzido e preliminar, deve mostrar que para elaborar um projeto de pequena irrigação na região cristalina do Nordeste é necessário considerar, imprescindivelmente, além da disponibilidade quantitativa da água, o fator qualidade e a variação sazonal desta qualidade. Segundo Audry e Suassuna (1990) esses parâmetros devem ser avaliados na época do ano em que as condições naturais sejam as mais adversas. Associado a esta escassez de água ocorre o problema da falta de garantia na oferta hídrica, uma vez que os rios não são perenes (MENESCAL et al., 2005).

Os períodos chuvosos tendem a gerar lâminas de recarga, estas contribuem para a lavagem de sais do solo, conduzindo-os para a zona saturada. Dependendo do grau de circulação do aquífero, os sais lixiviados tendem a ser naturalmente carreados das camadas superficiais promovendo, assim, diluições nas águas subterrâneas (MONTENEGRO et al., 2002).

Estudos desenvolvidos por Vieira et al. (2005) na região do semi-árido paraibano identificaram que a ocorrência de uma diminuição ou aumento da concentração dos nutrientes varia de acordo com o regime de chuva da região. Assim podemos dizer que a qualidade da água altera de forma cíclica nos ambientes estudados. As concentrações de sais no lençol freático e na solução do solo são variáveis, no espaço e no tempo, devido à natureza dinâmica dos efeitos e interações de diversos fatores edáficos, climáticos e a ação antrópica (MEIRELES et al., 2003; CRUZ et al., 2003).

A concentração de sais nas águas do lençol freático pode ser determinada por diversos fatores, sendo os mais prováveis a dissolução e o processo de evaporação. A concentração por dissolução nas águas subterrâneas tende a atingir um equilíbrio com as rochas que estão em contato e, quanto mais lenta a circulação, maior é o tempo de contato e, conseqüentemente, maior será o acréscimo de sais na água do aquífero. Já nas águas superficiais, o processo é influenciado essencialmente pelas condições climáticas, podendo verificar-se o aparecimento de maior concentração de sais nas regiões de climas quentes e secos (POHLING et al., 1981).

De acordo com Leprun (1983), de uma maneira geral, em termos médios, a salinidade das águas do Nordeste brasileiro apresenta a seguinte classificação: poços rasos>cacimbões>rios>açudes. Montenegro et al. (2002) analisando a recarga de origem pluviométrica e sua relação com a salinidade da água de aquífero aluvial no semi-árido do nordeste brasileiro, observaram que, com as primeiras chuvas há um ligeiro aumento na concentração salina da água do lençol freático, e com o decorrer da estação chuvosa, e conseqüente umedecimento progressivo da zona não-saturada, a condutividade elétrica tende a diminuir na zona saturada, provavelmente devido à lavagem do perfil seguida de drenagem natural do aquífero.

Afonseca et al. (2005) em estudo de ação do clima na dinâmica do nitrato e cloreto no lençol freático do Distrito de Irrigação do Baixo Acaraú (DIBAU-CE), observaram uma maior concentração do íon cloreto nas águas do lençol freático, durante e após a estação chuvosa. Isto pode ter ocorrido devido ao processo de lixiviação ser muito intenso na área em estudo, uma vez que os solos são classificados como arenosos, com alta permeabilidade propiciando o arraste destes elementos. Em estudos de qualidade das águas superficiais para a mesma bacia, Mesquita (2004) observou que as maiores concentrações de sais nas águas da parte baixa da bacia do Acaraú foram registradas no período seco.

Palácio (2004) observou uma tendência à melhoria da qualidade das águas superficiais e subterrâneas na parte baixa da bacia hidrográfica do rio Trussu, no município de Iguatu-Ce, para os meses de abril e maio de 2003, bem como para janeiro e fevereiro de 2004; meses de estação chuvosa na região. Esta mudança na qualidade das águas, quanto à CE, é devido à diluição dos sais em função das chuvas, que aumentam o nível dos reservatórios e a vazão do rio, fato comum nas regiões mais secas.

Ao se classificar a água, é necessário lembrar, ainda que procedente de uma mesma fonte, sua qualidade pode variar com o tempo. A variabilidade dos constituintes químicos encontrados

na água, expressa a dinâmica de sua qualidade no espaço ou no tempo, quer pela constituição do solo, alterações climáticas ou por intervenções antrópicas na área (VEGA et al., 1998). Desta forma as águas devem receber um monitoramento contínuo, e assim se obter o conhecimento de possíveis mudanças na qualidade e disponibilidade potencial e real dos mananciais hídricos.

2.4 Impactos dos Distritos de Irrigação na qualidade da água subterrânea

O desenvolvimento das civilizações sempre ocorreu tendo como suporte os recursos naturais. No entanto, nos últimos anos, a importância da água e do solo se torna cada vez mais evidente, tanto pela sua escassez como pela larga demanda em decorrência do crescimento da população mundial. Este fato parece ser mais verdadeiro nas regiões áridas e semi-áridas do globo, onde a demanda da água sempre excede ao suprimento e o meio ambiente é extremamente susceptível ao manejo inadequado (ANDRADE et al., 2002).

A irrigação é atualmente uma componente importante no desenvolvimento da agricultura não somente nas regiões áridas e semi-áridas, mas também em outras regiões, proporcionando o equilíbrio da produção e evitando as possíveis interferências ocasionais provocadas pela falta de água (COSTA, 2003). Com o crescimento populacional, a humanidade se vê compelida a usar a maior quantidade possível de solo agricultável, o que vem impulsionando o uso da irrigação, não só para complementar as necessidades hídricas das regiões úmidas, mas também para tornar produtivas as regiões áridas e semi-áridas do globo, que constituem cerca de 55% de sua área continental total. Atualmente, mais de 50% da população mundial depende de produtos irrigados (LIMA et al., 2004).

Nas regiões semi-áridas do mundo e do Brasil a carência de precipitações pluviais, durante pelo menos seis meses do ano, provoca deficiência hídrica no solo, inviabilizando o sistema produtivo (HOLANDA; AMORIM, 1997). Nestas situações, a irrigação se constitui em importante fator de produção de cereais e hortifrutigranjeiros para atender a atual e futura demanda de alimento pela população e suporte forrageiro para alimentação dos rebanhos (GHEYI; FAGEIRA, 1997). Em função dessas exigências, da crescente demanda por alimento e adversidade climática, a expansão de áreas irrigadas no mundo e especificamente no Brasil, torna-se um recurso de sobrevivência (CAVALCANTE; LIMA, 2001). Desta maneira a irrigação

vem desempenhando um papel indispensável no incremento da produtividade, possibilitando o desenvolvimento econômico de muitas regiões à medida em que grandes áreas passaram a incorporar-se ao sistema produtivo.

Com a introdução da irrigação na agricultura moderna, iniciada com a Revolução Verde, a partir do final da década de 60, com auge na década de 70, a irrigação passou a ser considerada como uma atividade industrial, onde se tinham os insumos (fertilizantes, máquinas e equipamentos, agrotóxicos, etc...), externos à unidade de produção (CARNEIRO NETO, 2005). Os pacotes tecnológicos, característicos dessa fase, não consideravam as diversidades regionais quanto às condições edafo-climáticas e utilizavam-se das técnicas de produção preconizadas, com o pressuposto de sua validade e eficiência para todas as situações. Indiscriminadamente, assumiu-se essa premissa de que tudo era bom e adequado para qualquer situação, uma vez que, até então, não se tinha, absolutamente, preocupação com a escassez e a qualidade dos recursos naturais (VENTURIM, 2002).

A agricultura irrigada é a atividade humana que demanda maior quantidade de água. Em termos mundiais, estima-se que esse uso responda por cerca de 80% das derivações de água. No Brasil, esse valor supera os 60% (GRAZIANO, 1998); e segundo Cristofidis (1999) a estimativa total de solos aptos à irrigação no país é de 29,6 milhões de hectares, representando 3,5% da área total do território nacional. Como um agravante a este alto consumo, Sands e Podmore (2000) comentam que de todas as atividades humanas, provavelmente, a agricultura é a que mais altera o meio ambiente, decorrente da extensão das áreas empregadas nesta atividade.

Uma das maiores conseqüências ambientais da agricultura intensiva pode ser a degradação da qualidade das águas (LEGG, 1997). Esta degradação atinge águas superficiais e subterrâneas, pelos aportes agrícolas (agrotóxicos, adubos minerais e aplicação de resíduos orgânicos). A contaminação das águas subterrâneas por atividades antrópicas vem promovendo o abandono de muitos poços ou a perda de áreas importantes dos mananciais. A limpeza de aquíferos é procedimento caro, demorado e ainda com muitas restrições técnicas. Por estas razões, elevados níveis de contaminação de um aquífero é considerado como irreversível, sobretudo em países de economias periféricas (HIRATA; SUHOGUSOFF, 2004).

A construção de Distritos que promovem a prática da irrigação, associado ao regime irregular das chuvas e as elevadas taxas de evapotranspiração na área tendem a causar alterações nos teores de sais nos solos e nas águas com conseqüente elevação na concentração de íons

tóxicos (PALÁCIO, 2004; WICHELNS et al., 2002). Andrade et al., (2004) estudando a evolução da concentração iônica da solução do solo em áreas irrigadas na Chapada do Apodi, Ceará, encontraram um maior acúmulo de sais, principalmente dos íons Cl^- e Na^+ , em uma área agricultável de Quixeré, quando comparado com os teores encontrados na mata nativa. Esta área vinha sendo irrigada há quatro anos com águas subterrâneas (C_3S_1) e onde a fertirrigação era praticada frequentemente. Já na área do DIJA (Distrito de Irrigação Jaguaribe-Apodi), que era irrigada há três anos com águas superficiais (C_2S_1), as concentrações dos íons, em decorrência da irrigação, de um modo geral, apresentaram valores inferiores àqueles encontrados na área de Quixeré, mas sempre superiores às concentrações encontradas na mata nativa.

Chaves (2006) estudando o impacto da irrigação no Distrito de Irrigação do perímetro Araras Norte, DIPAN, Ceará, encontrou os maiores incrementos dos íons cálcio, magnésio, sódio, potássio, cloreto e da RAS nos solos localizados na área do perímetro irrigado quando comparado com os incrementos encontrados na mata nativa.

Avaliando a condutividade elétrica e dos níveis do íon sódio no lençol freático do Baixo Acaraú, Rodrigues et al. (2005) observaram que em dois poços estudados, os valores da condutividade elétrica excediam a $2,5 \text{ dS m}^{-1}$. Os fatores responsáveis por essa grande concentração podem estar relacionados com os altos valores de sódio verificado nas análises e também com possíveis contaminações dos aquíferos em função da ação antrópica e da agricultura irrigada, uma vez que estes poços são utilizados essencialmente para consumo humano.

Pesquisadores como Silva Filho et al. (2002) e Lima (1997) argumentam que o processo de salinização dos solos pode não estar ligado diretamente à qualidade da água utilizada na irrigação, dependendo também das características físico-químicas do solo em seu estado natural e das técnicas de manejo aplicadas ao mesmo. Esses autores, ainda ressaltam que em áreas cultivadas sob irrigação é comum o surgimento de salinidade, principalmente naquelas cujas técnicas de manejo não visam uma aplicação eficiente de água, uma conservação da capacidade produtiva dos solos e um eficiente sistema de drenagem.

Enfim, o desenvolvimento da irrigação sem um manejo correto pode conduzir ao translocamento de sais e substâncias tóxicas (resíduos de fertilizantes e agrotóxicos), em grande escala, para as águas subterrâneas (D' ALMEIDA, 2002; RODRIGUES et al., 2005) Assim, dentro do contexto atual da necessidade de desenvolvimento sustentável, é essencial a adoção de

uma melhor gestão dos aportes agrícolas visando preservar os recursos hídricos, sejam eles superficiais (rios, lagos, reservatórios) e subterrâneos (aquíferos livres ou artesianos).

Frente à importância das águas subterrâneas, torna-se imprescindível à avaliação da qualidade dos aquíferos e à proteção dos mesmos, no tocante à prevenção e deterioração, sobretudo próximo aos grandes centros urbanos e em áreas sob influência direta de práticas agrícolas irrigáveis.

2.5 Avaliação da qualidade das águas subterrâneas para consumo humano

O monitoramento da quantidade e qualidade das águas superficiais e subterrâneas tem sido realizado por muitos pesquisadores e instituições, representando um poderoso instrumento que possibilita a avaliação da oferta hídrica, base para decisões de aproveitamento múltiplo e integrado da água, bem como para minimização de impactos ao meio ambiente (COIMBRA, 1991). A prática do monitoramento permite acompanhar as alterações das qualidades dos recursos hídricos a fim de que possa indicar as medidas necessárias, caso esteja ocorrendo degradação desse bem público, além de determinar sua adequabilidade para o uso proposto (abastecimento público, recreação, dessedentação dos animais, consumo humano ou irrigação).

O processo de avaliação da qualidade da água corresponde a um conjunto de medidas físicas, químicas e biológicas, diretamente relacionadas com a proposta de uso da água, ou seja, os parâmetros a serem medidos para avaliação da qualidade serão escolhidos considerando o uso a ser dado à água (OLIVEIRA et al., 2006). No Brasil, os mananciais são classificados segundo a Resolução N° 357 de 17 de março de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Este considera ser a classificação das águas doces (especial e classe de 1 a 4), águas salinas (classes 5 e 6) e águas salobras (classes 7 e 8). Esta classificação torna-se essencial à defesa dos níveis de qualidade das águas, avaliados por parâmetros e indicadores específicos, de modo a assegurar seus usos preponderantes, bem como estabelecer as condições e padrões de lançamento de efluentes.

Em julho de 2003, foi instituída a Secretaria de Vigilância em Saúde do Ministério da Saúde (SVS/MS), que assumiu as atribuições do Centro Nacional de Epidemiologia (CENEPI). Em virtude desse novo ordenamento na estrutura do Ministério da Saúde, a Portaria N°

1469/2000 foi revogada, passando a vigorar a Portaria 518, de 25 de março de 2004. Essa portaria estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

De uma maneira geral, a água de irrigação é a mesma que o homem rural usa para o seu consumo; portanto, a qualidade de água para irrigação não pode ser vista como a única diretriz de se estudar somente as limitações e alternativas para se obter uma maior produtividade ou conservação do solo. Torna-se necessário, também, se avaliar a água com relação ao consumo humano (GADELHA et al., 1997; PALÁCIO, 2004).

Os poços amazonas, apesar de constituírem uma alternativa viável economicamente, possuem sérias restrições de uso, devido aos riscos que impõe à saúde humana e ao manancial subterrâneo, tendo em vista que são construídos e utilizados sem critérios técnico-sanitários adequados. Acrescente-se ainda o fato de que na grande maioria dos Distritos de Irrigação não há sistema de coleta de esgoto sanitário e de águas servidas, utilizando-se em um alto percentual, fossas negras que constituem fontes pontuais diretas de contaminação, principalmente de orgânicos e patogênicos (OLIVEIRA et al., 2007).

Embora os sistemas aquíferos sejam muito menos vulneráveis à contaminação do que as águas superficiais, a contaminação das águas subterrâneas é um evento muito mais preocupante, visto que as águas superficiais se renovam rapidamente, recuperando-se após cessar a fonte de contaminação. No caso das águas subterrâneas, a recuperação da qualidade vai depender, entre outros fatores, do tipo de contaminante e pode ser tão demorada que, muitas vezes, se torna inviável, dando-se o aquífero como perdido (MENESCAL et al., 2005). A avaliação da vulnerabilidade de aquíferos à contaminação constitui-se em um dos aspectos de maior importância para subsidiar o planejamento de uso do solo e para gerenciar a instalação e o funcionamento de empreendimentos potencialmente impactantes aos recursos hídricos subterrâneos. Este tipo de avaliação, portanto, é de grande importância para subsidiar a gestão ambiental de territórios diante das mais diversas atividades antrópicas (BROLLO et al., 2000).

As características químicas das águas subterrâneas possuem uma estreita relação com os tipos de rochas drenados e com os produtos criados pelo homem, os quais entram em contato durante o trajeto das águas. Em áreas agricultáveis irrigadas encontra-se uma profunda influência das atividades humanas na qualidade química das águas. Tal relação pode-se notar em aquíferos

do tipo fissural, passíveis de fáceis influências das atividades humanas (SCOPEL et al., 2005; BRANCO; ROCHA, 1982).

De acordo com Silva et al. (2006) todas as águas naturais possuem, em graus distintos, um conjunto de sais em solução, sendo que as águas subterrâneas possuem, em geral, teores mais elevados dos que as águas superficiais. Em adição a este fato, o destino final do esgoto doméstico e industrial em fossas e tanques sépticos, a disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos e industriais, os postos de combustíveis e de lavagem e a modernização da agricultura representam fontes de contaminação das águas subterrâneas por bactérias e vírus patogênicos, parasitas, substâncias orgânicas e inorgânicas (SILVA; ARAÚJO, 2003).

Dada a preocupação com a poluição, são realizados por algumas Universidades e Centros de pesquisas, programas de monitoramento para verificar a qualidade dos mananciais hídricos. Essa prática é uma ferramenta que permite acompanhar a variação da qualidade da água e indicar as medidas necessárias, caso esteja ocorrendo degradação desse recurso.

2.6 Impactos e riscos na saúde humana pelo consumo de água contaminada

Entende-se que as necessidades de saúde da população são muito mais amplas do que as que podem ser satisfeitas com a garantia de cobertura dos serviços de saúde. Sua dimensão pode ser estimada quando se examinam, por exemplo, a precariedade dos sistemas de água e de esgotos sanitários e industriais; o uso abusivo de defensivos agrícolas; a inadequação das soluções utilizadas para o destino do lixo; a ausência ou insuficiência de medidas de proteção contra enchentes, erosão e a ausência de proteção aos mananciais; e os níveis de poluição e contaminação hídrica, atmosférica, do solo, do subsolo e alimentar (MAGALHÃES, 1995)

Um dos primeiros eventos mórbidos relacionados à qualidade da água foi à chamada “síndrome da água dura”, que se caracterizava pelo aparecimento - durante as sessões de diálise - de náuseas, vômitos, letargia, fraqueza muscular intensa e hipertensão arterial. Tal quadro estava diretamente associado à presença de grandes quantidades de cálcio na água não tratada. A remoção desse elemento por equipamentos denominados abrandadores acompanhava-se do desaparecimento dos sintomas e sinais descritos acima (FREEMAN, 1984).

Khaw e Barrett (1987) descrevem que o alto consumo de sódio em geral se acompanha de um baixo consumo de potássio, sendo que a ingestão diária recomendada de potássio tem um efeito protetor na redução da incidência de ocorrência de mortalidade por AVC (Acidente Cárdio Vascular). Dentre as variáveis estudadas e que se associa à alta prevalência de hipertensão arterial está o alto consumo de água com teores elevados de sódio. A hipertensão arterial é um dos mais importantes fatores de risco que levam ao desenvolvimento de acidente vascular cerebral e infarto do miocárdio. (MOLINA et al., 2003).

O Cloro livre e seus derivados (dióxido, hipocloritos, cloramina) são adicionados às águas naturais para eliminar microorganismos e/ou oxidar certos íons indesejáveis, como íon ferro e manganês. A cloramina, resultante da combinação de clorina e amônia, quando presente em concentrações elevadas, leva à meta-hemoglobinemia, condição clínica originada pela conversão excessiva da hemoglobina em meta-hemoglobinemia, tornando-se incapaz de ligar-se e transportar oxigênio; podendo acarretar hemólise e anemia severa (EATON, 1974).

O fósforo presente em ecossistemas aquáticos continentais tem origem de fontes naturais e artificiais. Entre as fontes naturais, as rochas da bacia de drenagem constituem a fonte básica de PO_4^{-3} para os ecossistemas aquáticos continentais, em outras palavras, significa dizer que a quantidade de PO_4^{-3} presente nos minerais primários provém das rochas da bacia de drenagem. Entre estas, a mais importante é a apatita (ESTEVEES, 1998). Outros fatores naturais que permitem o aporte de PO_4^{-3} podem ser apontados, como: material microscópico presente na atmosfera e o PO_4^{-3} resultante da decomposição de organismos alóctones. As fontes artificiais de fosfato mais importantes são: esgotos domésticos e industriais, material particulado de origem industrial contido na atmosfera (ESTEVEES, 1998). Os fertilizantes agrícolas também representam fontes de P para os sistemas aquáticos.

O fósforo é um elemento eutrofizante da água, pois a fertiliza contribuindo para a proliferação excessiva da micro flora (algas) nos rios. O material fecal que é um adubo orgânico, o qual por decomposição biológica pode resultar em fosfato que através de reações químicas libera o fósforo, e como este é um elemento essencial à nutrição das algas, proporcionará em um aumento da proliferação das mesmas. Porém, o excessivo desenvolvimento de algas ou de qualquer outro microorganismo, constitui um desequilíbrio ecológico que prejudica outros usos da água (BRANCO, 1983).

A amônia favorece a proliferação bacteriana e os nitratos e nitritos, quando ingeridos em excesso causam dor abdominal, vômitos, tonturas, cianose e choque pela formação de meta-hemoglobinemia (SILVA et al., 1996). O nitrato é o poluente de ocorrência mais freqüente nas águas subterrâneas. Em suas diferentes formas, o nitrogênio tem sido considerado um dos principais poluentes químicos das águas subterrâneas. O nitrato (NO_3^-) e o amônio (NH_4^+) ocorrem, naturalmente, em solos e água, como produtos da mineralização de material orgânico (plantas e animais). Entretanto, grandes concentrações destes íons podem ocorrer, quando há lançamento de material orgânico ou, então, aplicação excessiva de fertilizantes nitrogenados no solo (MUCHOVEJ; REHCIGL, 1994; FENG et al., 2005). O Nitrato é a principal forma de nitrogênio associada à contaminação da água pelas atividades agropecuárias. Em concentrações superiores a 10mg/L N- NO_3 , pode causar meta-hemoglobinemia e câncer. Além do uso de fertilizantes agrícolas e criação de animais, o sistema de saneamento in situ, quer por tanques sépticos ou fossas rudimentares constituem outra importante fonte de nitrato nas águas do lençol freático (MERTEN; MINELLA, 2000; VARNIER; HIRATA, 2002).

A ingestão de nitrato, através das águas de abastecimento, representa um potencial risco para a saúde, pois pode causar a meta-hemoglobinemia ("síndrome do bebê-azul") em recém-nascidos e mesmo em adultos com particular deficiência enzimática. A síndrome do bebê-azul ocorre porque o nitrito oxida os íons ferrosos da hemoglobina a íons férricos gerando a meta-hemoglobinemia, que é menos eficiente na absorção e transferência de oxigênio para as células e à formação potencial de nitrosaminas e nitrosamidas carcinogênicas, dois efeitos adversos à saúde (RAMOS et al., 2006; FIGUEREDO, 1987; ALABURDA; NISHIHARA, 1998).

Na solução do solo o nitrato fica muito propenso ao processo de lixiviação, devido a sua alta mobilidade e estabilidade nos sistemas aeróbios de águas subterrâneas e ao longo do tempo pode haver considerável incremento nos teores de nitrato nas águas do lençol freático (VARNIER; HIRATA, 2002). De acordo com Veldkamp (1999), o fluxo e a concentração de nitrato nos solos são extremamente variáveis no espaço e no tempo, decorrentes de sua alta mobilidade neste meio. A intensidade do processo de contaminação depende principalmente das quantidades de nitrato presentes ou adicionados ao solo, da permeabilidade do solo, das condições climáticas (pluviosidade), do manejo da irrigação e da profundidade do lençol freático (AFONSECA, 2005).

Apesar do aumento de evidências acerca dos efeitos nocivos à saúde provenientes do uso de água fora dos padrões adequados de potabilidade, os danos à saúde decorrentes do consumo de água contaminada são difíceis de serem avaliados e mensurados adequadamente. Os aspectos envolvidos nessa relação são múltiplos e nem sempre se baseiam em associações diretas. Fatores como estado nutricional, acesso aos serviços de saúde e à informação pode interferir nessa associação. Segundo a Organização Mundial da Saúde quase 25% de todos os leitos hospitalares do mundo estão ocupados por enfermos portadores de doenças veiculadas pela água. Além disso, fatores individuais também podem estabelecer diferentes respostas ao contato com água contaminada. Desta maneira a garantia do consumo humano de águas potáveis, livres de microorganismos patogênicos, de substâncias e elementos químicos prejudiciais à saúde, constitui-se em ação eficaz de prevenção das doenças causadas pela água (SILVA; ARAÚJO, 2003).

2.7 Sistema de Informação Geográfica

Geoprocessamento pode ser entendido como a utilização de técnicas matemáticas e computacionais para tratar dados obtidos de objetos ou fenômenos geograficamente identificados ou extrair informações destes fenômenos, quando eles são observados por um sistema sensor (Moreira, 2005). As ferramentas utilizadas na realização do geoprocessamento compõem um conjunto denominado de Sistema de Informação Geográfica.

O SIG (Sistema de Informação Geográfica) é uma ferramenta computacional que se encontra extensamente difundida nas diversas áreas. O SIG é um aplicativo capaz de relacionar dados tabulares a entidades geométricas vetoriais (pontos, linhas e superfície) ou imagens (raster). Esses dados são trabalhados a partir de camadas de informações e disponibilizados sob forma de mapas georreferenciados (ALMEIDA, 2006). Segundo Ferreira (1997), os Sistemas de Informações Geográficas vêm sendo considerado uma ferramenta poderosa no processo de mapear e descrever os mecanismos de mudanças que operam no meio ambiente, além de indicar respostas às várias questões sobre planejamentos urbanos, meio rural, regional e levantamento dos recursos renováveis.

A utilização do SIG possibilita a aquisição, manuseio e integração de dados temáticos proporcionando uma caracterização espacial e temporal de áreas submetidas a atividades antrópicas em bacias hidrográficas (VALÉRIO FILHO; ARAÚJO JÚNIOR, 1995).

Em seus estudos Simões (2001) pôde concluir que o geoprocessamento favorece a percepção holística do meio ambiente, principalmente quando aplicado a bacias hidrográficas. Possibilita a identificação de áreas poluídas bem como qual estratégia de manejo deve ser adotada. Estas são algumas das vantagens do uso do geoprocessamento.

Desta maneira o SIG, funciona como uma ferramenta de apoio, que possibilita complementar a ação dos programas de monitoramento e gerenciamento da qualidade da água e dos recursos de saneamento ambiental. O que permite que a informação seja analisada de forma georreferenciada no espaço geográfico, com um grau de precisão quase sempre satisfatório, tornando-o uma alternativa viável, fácil de implementar e barata para levantamentos envolvendo este tipo de evento (PETTA et al., 2005).

O uso de ferramentas como o SIG pode ser considerado como uma alternativa para modelagem do fluxo de água subterrânea, este permite o mapeamento da trajetória dos cursos subterrâneos e conseqüentemente das partículas contaminantes, servindo como importante ferramenta a todos os profissionais que trabalham com recursos hídricos, especialmente para aquíferos regionais.

Andrade et al., (2005) objetivando o gerenciamento dos poços de abastecimento público no município de Juazeiro do Norte – Ce, bem como a determinação de zonas de capturas de 21 poços gerenciados pela Companhia de Águas e Esgotos do Estado do Ceará (CAGECE), utilizaram o método de elementos analíticos e Sistema de Informações Geográficas na simulação computacional do comportamento do fluxo de água subterrânea na área em estudo. Wendland et al. (2005) utilizaram ferramenta Linux de Sistema de Informações Geográficas para simulação de processos de fluxo de água subterrânea e transporte de solutos no subsolo em aquíferos pelo método de elementos finitos.

Várias são as ferramentas que podem compor um SIG, entre as mais comuns podem ser citadas: elaboração e edição de mapas e tabelas de bancos de dados; determinação de propriedades geométricas de figuras (distância entre pontos, comprimentos de linhas, área de polígonos, etc.), realização de pesquisas espaciais; operação com entidades geométricas

(interseção, união, superposição, etc.) e traçados de modelos digitais de terrenos (MDT's) (ALMEIDA, 2006).

Vários autores consideram como ação direta da topografia, o transporte e o acúmulo de material orgânico e substâncias químicas nos mananciais subterrâneos, e recomendam o uso de modelos digitais e mapas de variáveis topográficas para levantamento, mapeamento e compreensão dos fenômenos dinâmicos do relevo sobre a poluição dos mananciais hídricos.

Um fator importante a favorecer a inclusão do relevo na identificação e na análise de sistemas terrestres advém de recentes coletas de dados topográficos por técnicas de sensoriamento remoto. A utilização de bases topográficas digitais obtidas por sensores orbitais representa uma alternativa de grande interesse para suprir a carência de mapeamentos, sobretudo na África, Oceania e América do Sul. (VALERIANO, 2004).

Com o advento e consolidação dos Sistemas de Informações Geográficas e, conseqüentemente, o surgimento de formas digitais consistentes de representação do relevo, como os Modelos Digitais de Elevação (MDEs), métodos automáticos para delimitação de bacias têm sido desenvolvidos desde então (GARBRECHT; MARTZ, 1999).

Diante da importância do conhecimento de dados topográficos da superfície terrestre, o projeto SRTM (*Shuttle Radar Topographic Mission*), advindo de cooperação entre a NASA e a NIMA (*National Imagery and Mapping Agency*), do DOD (*Departamento de Defesa*) dos Estados Unidos e das agências espaciais da Alemanha e da Itália, efetuou a coleta de dados de topografia em 80% da área terrestre do planeta.

O sobrevôo da SRTM ocorreu no período de 11 a 22 de fevereiro de 2000, durante o qual foram percorridas 16 órbitas por dia, num total de 176 órbitas. O sobrevôo foi concluído com a coleta de dados que vêm sendo processados para a formação de Modelos Digitais de Elevação (MDE). O processamento dos dados coletados visou à formação de um MDE mundial, elaborado continente por continente, iniciado com a América do Norte (VALERIANO, 2004).

Os dados do SRTM são disponibilizados gratuitamente pela *United States Geological Survey* (USGS) com resolução espacial de 92,72 m. A grade retangular original do SRTM da América do Sul encontra-se com resolução de 30 m (NÓBREGA et al., 2005). O SRTM possibilita assim, o armazenamento e processamento de dados altimétricos da topografia terrestre, dando subsídio na elaboração de mapas de declividade e apoio na análise de variáveis geofísicas

e geoquímicas de mananciais hídricos superficiais e subterrâneos influenciados diretamente pelos fatores topográficos.

2.8 Análise estatística multivariada

Na situação usual de determinação da qualidade de água adotam-se medidas de múltiplos parâmetros, feitos em diferentes épocas e originados de diferentes estações de monitoramento. Por esta razão, uma matriz completa de dados é, freqüentemente, necessária para avaliar a qualidade da água (WUNDERLIN et al., 2001).

Intuitivamente o ser humano tende a analisar as variáveis de um fenômeno qualquer isoladamente e a partir desta análise fazer inferências sobre a realidade. Esta simplificação tem vantagens e desvantagens. Quando um fenômeno depende de muitas variáveis, geralmente este tipo de análise falha, pois não basta conhecer informações estatísticas isoladas, mas é necessário também conhecer a totalidade destas informações fornecida pelo conjunto das variáveis. Desta maneira as relações existentes entre as variáveis não são percebidas e assim efeitos antagônicos ou sinérgicos entre variáveis complicam a interpretação do fenômeno (EVERITT, 1993).

A denominação “Análise Multivariada” corresponde a um grande número de métodos e técnicas que utilizam simultaneamente todas as variáveis na interpretação teórica do conjunto de dados obtidos, portanto ferramentas estatísticas que apresentam uma visão mais global do fenômeno que aquela possível numa abordagem univariada. (EVERITT; DUNN, 1991)

2.8.1 Análise de Agrupamento

Um dos métodos de análise multivariada mais utilizado para se classificar objetos em categorias de similaridade é a análise de agrupamento (*cluster analysis*). Essa técnica considera um conjunto inicial de objetos aos quais são associadas medidas de várias grandezas, denominadas variáveis classificatórias. Essas grandezas são utilizadas para se definir grupos de objetos similares em relação aos valores assumidos por essas variáveis (EVERITT, 1993).

De acordo com Hair Jr. et al. (2005) a análise de agrupamento consiste de uma técnica multivariada cuja finalidade primária é agregar objetos com base nas características semelhantes que eles possuem, de modo que cada objeto seja muito semelhante aos outros no agrupamento em

relação a algum critério de seleção predeterminado. Os agrupamentos resultantes de objetos devem então exibir elevada homogeneidade interna (dentro dos agrupamentos) e elevada heterogeneidade externa (entre agrupamentos).

Quando se aplica análise de agrupamento com o propósito de se gerar a homogeneização entre poços de água subterrânea, é muito importante a escolha da medida de similaridade, do algoritmo a ser usado e do número de *clusters* a ser formado (HAIR JR. et al., 2005).

Na análise de agrupamento, é fundamental a definição de uma medida de similaridade ou de distância entre os grupos a serem constituídos. Outro ponto que não pode ser esquecido por ocasião da definição de grupos hidrológicamente homogêneos é que a similaridade entre as variáveis é extremamente dependente da escala e das unidades em que as mesmas são expressas (ANDRADE, 1997).

2.8.1.1 Medidas de similaridade

A similaridade entre objetos é uma medida de correspondência ou semelhança entre objetos a serem agrupados. Esta pode ser medida de diversas maneiras, sendo que três métodos dominam as aplicações de análise de agrupamentos: medidas correlacionais, medidas de associação e medidas de distâncias. As medidas de similaridade baseadas em distância, as quais representam a similaridade como a proximidade entre observações ao longo das variáveis na variável estatística de agrupamento, é o método, freqüentemente, mais usado. As medidas de distância são, na verdade, uma medida de dissimilaridade, em que os valores maiores denotam menor similaridade, sendo a distância convertida em uma medida de similaridade pelo uso de uma relação inversa (HAIR JR. et al., 2005).

Na análise de agrupamentos (*cluster analysis*) a similaridade entre duas amostras pode ser expressa como uma função da distância entre os dois pontos representativos destas amostras no espaço n-dimensional. A maneira mais usual de calcular a distância entre dois pontos a e b no espaço n-dimensional é conhecida por distância euclidiana. No entanto, existem outros métodos para se calcular distâncias, tais como: quadrado da distância Euclidiana, a distância de Mahalanobis, entre outras (MOITA NETO; MOITA, 1998).

Na análise de agrupamento, é fundamental a definição de uma medida de similaridade ou de distância entre os grupos a serem constituídos. Como as variáveis classificatórias escolhidas são

variáveis reais e, portanto, são mensuradas em uma escala de intervalo, convencionou-se adotar uma medida de distância com propriedades métricas, tendo a escolha recaída no quadrado da distância Euclidiana, por ser essa a mais utilizada (Equação 1)(EVERITT, 1993).

$$de = \left[\sum_{j=1}^n (P_{p,j} - P_{k,j})^2 \right]^{0,5} \quad (1)$$

em que de é a distância euclidiana; e $P_{p,j}$ e $P_{k,j}$ são as variáveis quantitativas j dos poços p e k , respectivamente.

2.8.1.2 Análise de Agrupamento Hierárquico

O algoritmo ou conjunto de regras mais usado no agrupamento de objetos similares em grupos homogêneos podem ser classificados em duas categorias: hierárquicos e não hierárquicos. Os procedimentos hierárquicos envolvem a construção de uma hierarquia em estrutura do tipo árvore (dendrograma). Existem basicamente dois tipos de procedimentos hierárquicos de agrupamento aglomerativos e divisivos. Os cinco tipos de algoritmos aglomerativos populares mais utilizados para desenvolver agregados são: ligação individual, ligação completa, ligação média, método de Ward e método do centróide (HAIR JR. et al., 2005).

No método de Ward, a distância entre dois agrupamentos é a soma dos quadrados entre ambos, feita sobre todas as variáveis. Em cada estágio do procedimento de agrupamento, a soma interna de quadrados é minimizada sobre todas as partições (o conjunto completo de agrupamentos disjuntos ou separados) que podem ser obtidos pela combinação de dois agregados do estágio anterior. Esse procedimento tende a combinar agrupamentos com um pequeno número de observações (HAIR JR. et al., 2005).

A técnica de agrupamento hierárquico interliga as amostras por suas associações, produzindo um dendrograma onde as amostras semelhantes, segundo as variáveis escolhidas, são agrupadas entre si. A suposição básica de sua interpretação é esta: quanto menor a distância entre os pontos, maior a semelhança entre as amostras. (MOITA NETO; MOITA, 1998).

Vidal e Kiang (2002) estudando a caracterização hidroquímica dos aquíferos da bacia de Taubaté empregaram a análise multivariada de agrupamento para determinação dos tipos hidroquímicos heterogêneos, agrupando na forma de dendrograma, a composição química de diferentes qualidades de água.

Com o objetivo de desenvolver grupos homogêneos de bacias hidrográficas Andrade et al., (2002) utilizaram 16 Sub-bacias pertencentes à bacia hidrográfica Litorânea do Estado do Ceará. A identificação de regiões hidrologicamente homogêneas foi realizada através de análise de agrupamento, *Cluster analysis*, e assumindo-se a hipótese de que regiões semelhantes independem da continuidade geográfica, observaram claramente a formação de dois grupos de bacias homogêneas.

Keller Filho et al. (2005) objetivando identificar regiões homogêneas no Brasil quanto à distribuição de probabilidades de chuva, empregaram técnicas de análise hierárquica de agrupamento. Estes autores verificaram que a análise de agrupamento hierárquica apresentou-se como um instrumento bastante adequado na identificação de zonas semelhantes, permitindo identificar 25 zonas pluviometricamente homogêneas em todo o território brasileiro.

Lyra et al. (2006) utilizaram a medida de agrupamento Ward, na aplicação do método de análise hierárquica de agrupamento para determinação de regiões homogêneas de acordo com a sazonalidade da precipitação mensal, em várias regiões no Estado de Táchira, Venezuela.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Descrição da área de estudo

3.1.1 Localização

A área definida como objeto deste estudo, Distrito de Irrigação do Baixo Acaraú – DIBAU, esta inserida no divisor topográfico de duas bacias hidrográficas, na parte baixa da Bacia Hidrográfica do rio Acaraú e na Bacia Litorânea; região setentrional do Estado do Ceará, abrangendo o território dos municípios de Acaraú, Marco e Bela Cruz, distando 217 km de Fortaleza. Drenada pelo rio Acaraú, o qual nasce na serra da mata, em cotas superiores a 800 m, a bacia do Acaraú desenvolve-se no sentido sul-norte, com aproximadamente 315 km de extensão.

Segundo a COGERH (1998), a bacia do Acaraú contém 298 km de trechos de cursos perenizados artificialmente e uma capacidade de armazenamento de água de aproximadamente 1.426.670.000 m³.

O DIBAU ocupa uma área de aproximadamente 13 mil hectares, destas 8.840 hectares já foram licitadas. Localiza-se entre os paralelos de 3°01'00" - 3°09'00" de latitude sul e meridianos 40°01'00" - 40°09'00" de longitude oeste (Figura 2).

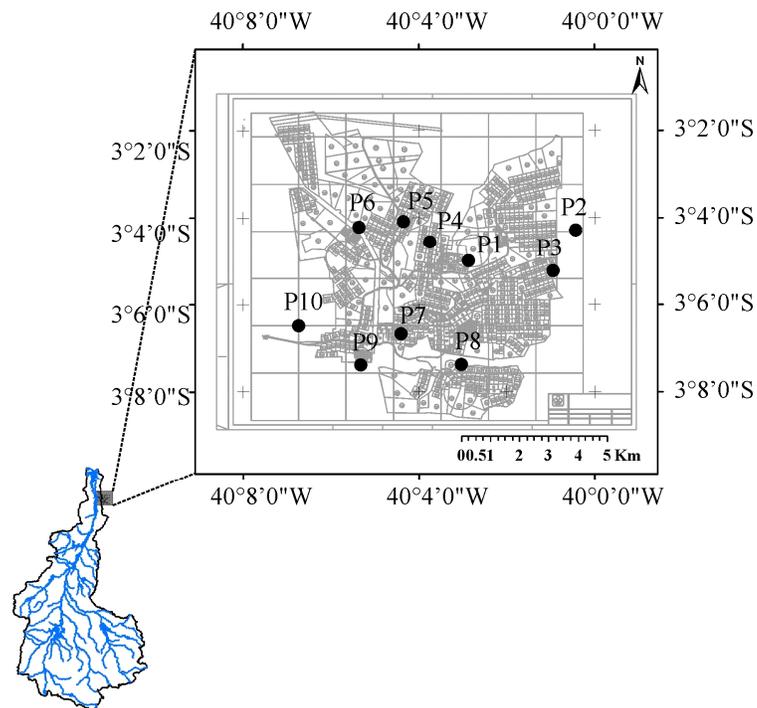


Figura 2- Localização do DIBAU na bacia hidrográfica do rio Acaraú

A fonte de abastecimento hídrico do DIBAU é o rio Acaraú, o qual é perenizado pelos açudes públicos: Paulo Sarasate (Araras Norte), Edson Queiroz, Ayres de Souza, Forquilha e Acaraú-Mirim (DNOCS, 2005). Os principais afluentes do rio Acaraú são: margem direita Groaíras e Riacho dos Macacos e margem esquerda Jaibaras e Acaraú Mirim.

3.1.2 Geologia, relevo e solo

A geologia da área de estudo é representada pela formação Terciária, Grupo Barreiras, caracterizada por depósitos pouco consolidados, de estratificação predominantemente horizontal e afossilífera, provenientes do intemperismo de rochas do embasamento cristalino. A granulometria é variada, aparecendo sedimentos arenosos e areno-argilosos, às vezes intercalados com camadas de cascalhos de quartzo desarestado e concentrações lateríticas a maiores profundidades. Geralmente essa formação origina solos profundos (MATIAS FILHO et al., 2001). A região é caracterizada por um relevo suave-ondulado, porém com uma forte declividade longitudinal (Figura 3).

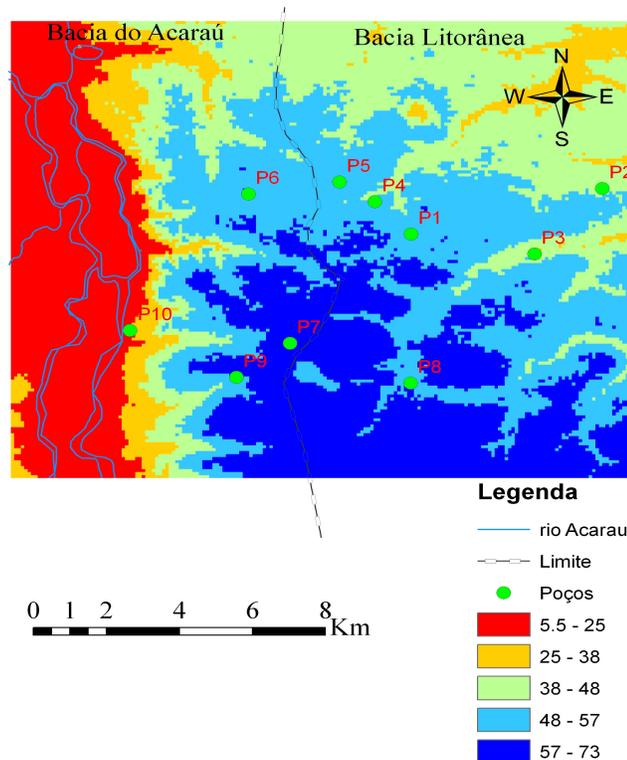


Figura 3- Altitude média (m) do Distrito de Irrigação do Baixo Acaraú, determinada através dos dados fornecidos pelo SRTM

O DIBAU situa-se em um trecho do divisor das águas dos rios Acaraú e Aracati Mirim, com uma declividade média de 1,3 m/100 m na direção Sul-Norte e 1,78 m/100 m na direção Leste-Oeste. Caracteriza-se por platôs de pequena declividade separados por córregos de profundidade variável, por vezes superior a 15 metros (MATIAS FILHO et al., 2001).

De acordo com a natureza do levantamento (1:600.000), conduzidos em parte no Vale do Acaraú e, especificamente, no Baixo Acaraú, na zona prioritária do Distrito de Irrigação do Baixo Acaraú, verificou as seguintes classes predominantes de solos: Neossolo flúvico e Argissolos Vermelho-Amarelo (Figura 4).

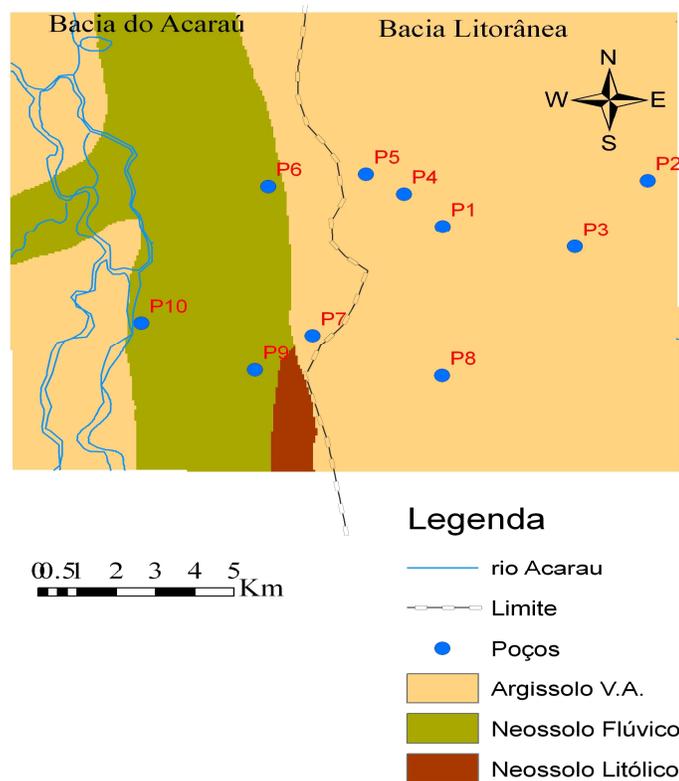
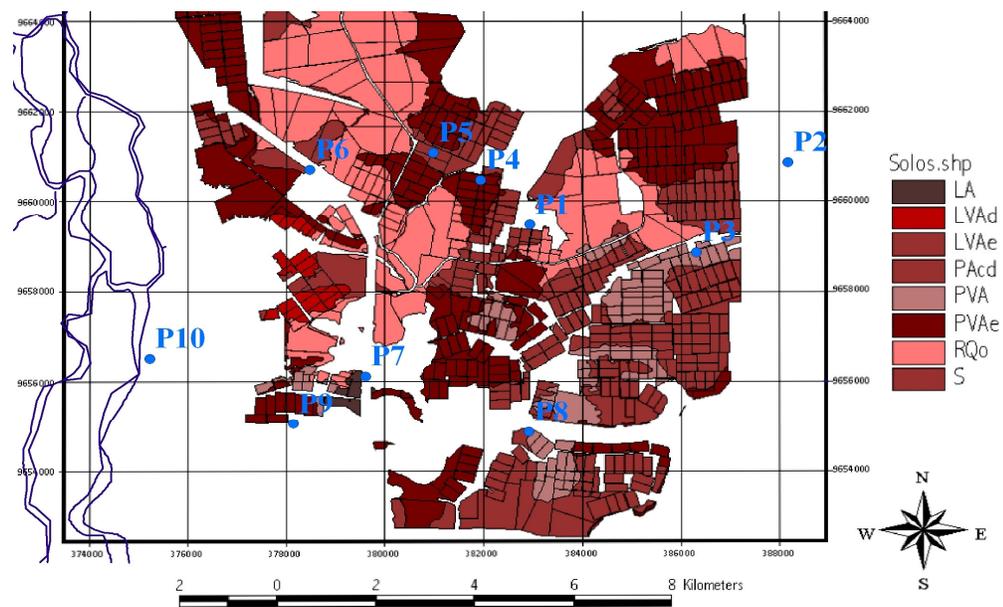


Figura 4- Classes de solo predominantes no DIBAU

A partir da Carta de solo da região onde se localiza o Distrito Irrigado, após a interação dos temas de classe de solo e área de lote no processamento de espacialização no Arcview 3.2, Alves (2006) identificou e atualizou todas as classes de solo segundo classificação proposta pela EMBRAPA (1999).

As principais classes de solos identificadas no DIBAU foram as seguintes: Neossolo Quartzarênico (RQo), Neossolo Flúvico (RUe), Argissolo Vermelho Amarelo Eutrófico (PVAe), Argissolo Vermelho Amarelo (PVA), Argissolo Acinzentado Distrófico (PAcd), Latossolo Amarelo (LA), Latossolo Bruno (LB), Latossolo Vermelho Amarelo Eutrófico (LVAe), Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (LVAd) e Planossolo (S) (Figura 5). Os resultados apresentados destacam a predominância de Argissolo Vermelho Amarelo Eutrófico, contribuindo com 28,87% dos solos inseridos nos lotes do Perímetro Irrigado do Baixo Acaraú.



Fonte: Alves, (2006)

Figura 5- Levantamento detalhado das classes de solos presente na área útil do DIBAU

3.1.3 Clima e vegetação

De acordo com a classificação de Köppen (1918), o clima da área de estudo é do tipo Aw', quente e úmido com chuvas de verão-outono, registrando temperaturas médias mensais sempre superiores a 18 °C e mais ou menos constantes no decorrer do ano, com amplitude térmica sempre inferior a 5 °C. Os meses mais quentes são novembro e dezembro. A região apresenta precipitação anual média de 960 mm e evaporação potencial de aproximadamente 1600 mm anuais.

A formação florestal dominante na área de estudo é a floresta sub-caducifólia de caráter semi-decíduo pelo qual parte dos componentes perde as folhas no período seco. Essa vegetação acha-se quase totalmente transformada em capoeira ou em extenso campo de cajueiros (MATIAS FILHO et. al., 2001), atualmente está sendo substituída pelo cultivo de frutíferas irrigadas.

3.2 Monitoramento

3.2.1 Pontos e época de Coleta das Amostras

Os pontos de coletas de água foram previamente escolhidos com auxílio de mapas do Distrito de Irrigação do Baixo Acaraú e através de visitas *in lócus*. Foram selecionados 10 poços rasos como estações de coletas. Os pontos foram selecionados tomando-se por base a maior disponibilidade para a realização da coleta. Mesmo sendo distribuídos de maneira aleatória, a maior preocupação foi a viabilidade das coletas, de modo que estas abrangessem toda área de estudo. Todas as 10 estações foram georreferenciadas e numeradas de 1 a 10, tomando então a nomenclatura de Poços (P), seguida do número correspondente (Tabela 2 e Figura 6).

Tabela 2- Identificação dos poços georreferenciados (UTM, SAD 69, Zona 24)

Pontos	Identificação	Latitude	Longitude
P1	Alpacartas	9659489	382923
P2	Córrego do Fernando	9660890	388152
P3	Queimadas	9658876	386296
P4	C17-sub 3C1	9660489	381929
P5	C33-sub 4A2	9661095	380962
P6	Res. José Alves	9660721	378466
P7	Cacimba da prefeitura	9656126	379601
P8	Nova Morada	9654896	382903
P9	Casa de Farinha 2	9655074	378132
P10	Santa Rosa	9656519	375226



Figura 6- Georreferenciamento do poço de coleta P4 (Lote irrigado)

Todos os pontos amostrados são poços cujas águas são utilizadas para consumo humano, sendo que no P1; P2; P3; P6; P7; P8; P9 e P10, embora estejam localizados na área do DIBAU, não se encontram inseridos em lotes onde se pratica agricultura irrigada. Por outro lado, os poços P4 e P5 estão sob a influência direta do manejo e práticas de irrigação. Vale destacar que as águas do P1 não são empregadas para consumo humano, sendo usada para lavagem em geral. Este ponto fica situado nas proximidades de um curral bovino, inserido na comunidade rural de Alpacartas, ponto situado na circunvizinhança do Distrito de irrigação; O P2 um dos únicos pontos situado fora da área útil do perímetro localiza-se na bacia litorânea; o P3 encontra-se em uma comunidade indígena, este é caracterizado pela ausência total de revestimento, ficando totalmente vulnerável à contaminação pontual por resíduos superficiais; atualmente encontra-se desativado; os poços P4 e P5 sofrem influência direta da irrigação; o P6, está situado na margem esquerda da rodovia CE 178, sendo comum a criação de pequenos animais domésticos como galinha e porcos pelo proprietário no quintal no qual este poço se encontra; o P7 é um poço que apresenta uma maior dinâmica de uso da água, visto que este é público e se encontra nas proximidades de uma comunidade na margem da rodovia; a área em que abrange as águas do P8 é caracterizada por uma intensa vegetação, principalmente por espécie frutíferas arbóreas; o P9 é caracterizado por solos com o impedimento físico (piçarra) situado bem próximo da superfície do

solo e bastante espessa, se encontra distante de aglomerado rural e por último o P10, poço localizado próximo do rio Acaraú e que talvez esteja recebendo influência direta de recarga do mesmo, visto que neste trecho o rio se encontra perenizado pela barragem Santa Rosa.

É comum encontrar nas residências situadas no DIBAU, fossas sépticas e sumidouros sem rede de saneamento nas proximidades de poços, situação que contribui para o lançamento direto no lençol freático dos resíduos sólidos produzidos pela população.

Visando acompanhar as alterações hidroquímicas espacial e sazonal ocorridas nas águas subterrâneas, bem como avaliar a adição de poluentes provenientes do manejo de irrigação adotado no Distrito irrigado do DIBAU, realizaram-se mensalmente as campanhas de coletas durante um período de 27 meses (dezembro/2003 a novembro/2005, novembro/2006 março e maio de 2007). O período de amostragem foi sempre entre 9 e 12 horas da manhã.

Para as análises químicas foram coletadas amostras em recipientes plásticos com volume de 1 L, nestas foram adicionado 1 mL de tolueno a fim de preservar o estado natural das amostras. No momento da coleta das águas, tinha-se o cuidado de realizar uma tríplice lavagem no recipiente com o propósito de diminuir a interferência de qualquer resíduo remanescente de coletas anteriores. As amostras foram acondicionadas em isopor térmico contendo gelo e encaminhadas no dia seguinte para análises hidroquímicas no Laboratório de Água e Solo Embrapa Agroindústria Tropical, segundo metodologia descrita por Richards (1954).

Para caracterização do acúmulo e da mobilidade dos íons sódio, cloreto, nitrato, da granulometria textural (Tabela 3) e do percentual de umidade gravimétrica ao longo do perfil do solo, coletaram-se amostras a cada 50 cm de profundidade através de tradagem com auxílio de trado Holandês (Figura 7).

As coletas foram realizadas desde a superfície até a região da franja capilar do lençol freático, efetuadas em 2 (dois) pontos amostrais de solo inseridos nas imediações de 2 (dois) dos 10 (dez) poços estudados. O primeiro ponto localiza-se em área irrigada, na projeção da copa de coqueiros anão precoce irrigados por microaspersão - P1 e o segundo, em área não cultivada (Nova Morada - P8) (Figura 2). As campanhas foram realizadas em nov/06 e mai/07, representando a estação seca e chuvosa, respectivamente. Em ambas as áreas, o solo foi amostrado da superfície até o início do lençol freático, nas seguintes profundidades: Área irrigada (no período seco: até 7,0 m enquanto no período chuvoso até a profundidade de 6,5m) e área sob área não cultivada (período seco: até 6,5 m e no período chuvoso: até 5,5m de profundidade).

Tabela 3- Granulometria do perfil do solo no perímetro irrigado (P4) e na área não cultivada (P8)

Profundidade (m)	Nova Morada			Perímetro Irrigado		
	Argila (%)	Silte (%)	Areia (%)	Argila (%)	Silte (%)	Areia (%)
0,5	14	9,5	76,6	9,1	4,1	86,8
1,0	18,6	4,3	77,1	20,3	3,8	75,7
1,5	27,9	6,4	65,7	16,2	3,6	80,3
2,0	21,2	8,8	70	20,3	3,9	75,9
2,5	31	12,8	56,2	19,7	3,2	77,2
3,0	28,3	12,2	59,5	20,6	4,8	74,7
3,5	32,2	13,4	54,4	21,5	5,8	72,7
4,0	39,7	11,5	48,8	20,2	6,6	72,7
4,5	53,7	12,2	34,3	20,4	7,5	72,2
5,0	55	14,3	30,7	18,8	7,6	73,6
5,5	52	13,3	34,7	18,9	7,1	74
6,0	52,4	11,7	35,9	19,8	7,6	72,6
6,5	49,7	12,9	37,4			

**Figura 7-** Tradagem de solo no Distrito de Irrigação do Baixo Acaraú

Coletaram-se três sub-amostras deformadas em cada profundidade, atribuindo assim o valor médio como representativo para cada parâmetro, o que resultou numa maior representatividade dos dados amostrados. Depois de coletadas, todas as amostras deformadas foram acondicionadas em sacos plásticos e recipientes metálicos hermeticamente fechados para posterior análise química e determinação do percentual de umidade gravimétrica. As análises dos atributos físicos e químicos do solo (granulometria, sódio, cloreto e nitrato) foram realizadas no Laboratório de

Água e Solo da Embrapa Agroindústria Tropical de acordo com a metodologia descrita por Richards (1954). A determinação da umidade gravimétrica em estufa a 105 – 110 °C foi efetuada no Laboratório de Hidráulica e Irrigação do Centro de Ciências Agrárias da UFC.

3.3 Variáveis analisadas nas águas dos poços

Nesta pesquisa foram analisadas as variáveis químicas listadas na Tabela 4.

Tabela 4- Variáveis analisadas para avaliação da qualidade das águas

Variáveis estudadas	Unidade
pH	-
Condutividade elétrica (CEa)	dS m ⁻¹
Cálcio (Ca ²⁺)	mmol _c L ⁻¹
Magnésio (Mg ²⁺)	mmol _c L ⁻¹
Sódio (Na ⁺)	mmol _c L ⁻¹
Potássio (K ⁺)	mmol _c L ⁻¹
Bicarbonato (HCO ₃ ⁻)	mmol _c L ⁻¹
Fosfato (PO ₄ ⁻²)	mg L ⁻¹
Cloreto (Cl ⁻)	mmol _c L ⁻¹
Amônio (NH ₄ ⁺)	mg L ⁻¹
Nitrato (NO ₃ ⁻)	mg L ⁻¹
Sulfato (SO ₄ ⁻²)	mmol _c L ⁻¹
Relação de Adsorção de sódio (RAS)	-

Para o cálculo da razão de adsorção de sódio (RAS) foi utilizada a Equação 2, fórmula desenvolvida pelo Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos.

$$RAS = \frac{Na^+}{\left(\frac{Ca^+ + Mg^+}{2}\right)^{1/2}} \quad (2)$$

Onde:

RAS – Razão de adsorção de sódio ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$)^{0,5}

Na^+ – Concentração de sódio ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$) na água de irrigação

Ca^{2+} – Concentração de cálcio ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$) na água de irrigação

Mg^{2+} – Concentração de magnésio ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$) na água de irrigação

Para melhor entendimento do efeito climático da precipitação sobre a variação espacial e sazonal da qualidade da água dos poços analisados, levantaram-se os dados de precipitação pluviométrica da área durante o período de estudado (Figura 8).

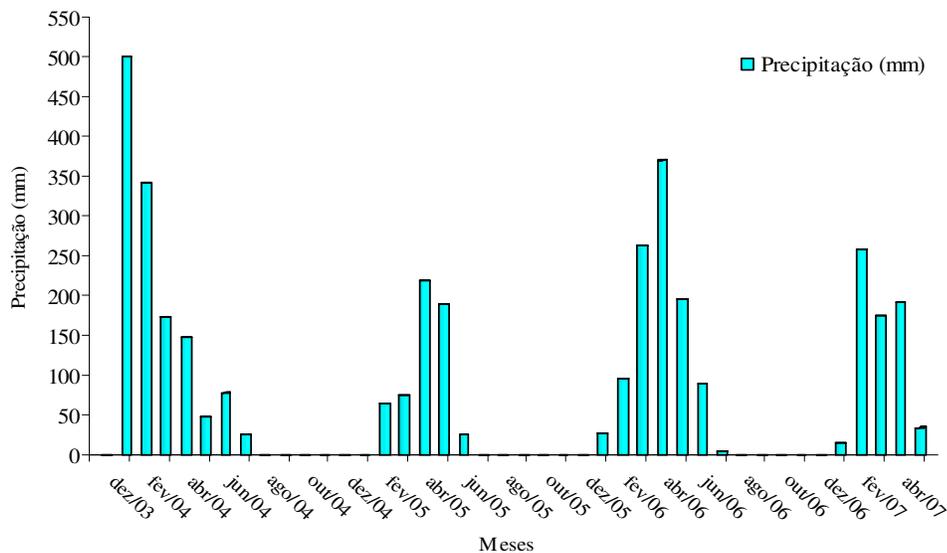


Figura 8- Precipitações pluviométricas mensais da estação meteorológica do Acaraú (FUNCEME 2007)

Observa-se um comportamento atípico da precipitação no ano de 2004, com uma elevada concentração de eventos no mês de janeiro, totalizando uma altura pluviométrica para o referido mês de 500 mm, sendo superior em 462% à média do referido mês. Verifica-se através da distribuição temporal da precipitação pluviométrica durante o período estudado, que as chuvas se concentraram nos meses de janeiro a junho, enquanto que os meses seguintes (agosto a dezembro) caracterizam-se por período de estiagem.

3.4 Análise de Agrupamento

As amostras de água foram agrupadas com base no seu grau de semelhança, com o objetivo de classificá-las em grupos similares. Para a identificação dos grupos semelhantes de poços amostrais que expressassem respostas hidroquímicas com tendências similares, utilizou-se a análise de agrupamento (*cluster analysis*) através do processamento no software SPSS 13.0.

Os erros devido às escalas e as unidades das variáveis selecionadas foram evitados fazendo-se a normalização dos dados. Neste estudo, os dados foram normalizadas ($x = 0$, $\sigma = 1$), pela seguinte relação:

$$Y_{ij} = \frac{X_{ij} - \bar{X}_i}{S_i}$$

Onde: X_{ij} representa o valor da j -ésima observação da i -ésima variável, \bar{X}_i é a média da variável X_{ij} , S_i representa o desvio padrão da variável X_{ij} , e Y_{ij} é a representação da j -ésima observação da i -ésima variável transformada.

Como as variáveis classificatórias adotadas neste estudo são variáveis reais e, portanto, são mensuradas em uma escala de intervalo, adotou-se uma medida de distância com propriedades métricas, tendo a escolha recaída na distância Euclidiana ao quadrado, por ser essa a mais utilizada (EVERITT, 1993). O algoritmo de agrupamento que foi utilizado na definição dos agregados neste trabalho foi o método Ward (HAIR JR. et al., 2005).

Na definição do número de classes considerada similar neste trabalho, tomou-se como base a técnica empírica descrita por Hair Jr. et al. (2005), a qual consiste em se analisar a diferença entre os níveis de fusão dos grupos no dendrograma e considerar a existência de um grupo de poços similares quando ocorrer uma grande variação entre os seus níveis de fusão. Este método baseia-se na identificação de um platô no sentido horizontal, o que significa que alguns grupos foram formados na mesma distância de ligação. Esta distância pode ser um ponto ótimo de corte no dendrograma determinando o número de grupos formados.

O dendrograma gerado pela análise fundamentou-se nas variáveis apresentadas na Tabela 4. Esse esquema que representa a formação do agrupamento, não informa por si só o número de cluster a ser formado; ficando esta definição à escolha do usuário. Esta flexibilidade é considerada por Gnanadesikan (1997) e Hair et al. (2005) entre outros autores como sendo um ponto subjetivo desta técnica, uma vez que tal fato permite um considerável grau de liberdade ao usuário na definição do número de grupos em função do resultado que se deseja alcançar. Neste

trabalho, o número de grupos foi definido com base no método proposto pelos autores supra citados.

Na definição de um número ótimo de agrupamentos que traduziu uma melhor situação prática da área estudada, bem como forneça uma estrutura de dados bem definida e maior variação em termo de variáveis de agrupamento, empregou-se “o coeficiente de aglomeração”. O uso de uma regra de parada ou ponto ótimo de corte para definição do número de grupos em cada estágio do processo hierárquico partiu do princípio de detectar aumentos repentinos no valor do coeficiente de aglomeração.

Os dados médios de cada parâmetro analisado dos respectivos grupos formados foram submetidos à análise de teste de média e confrontados pelo Teste T (1%), através do programa SPSS 13.0 for Windows.

Para identificar se as variações dos teores umidade gravimétrica e da concentração dos íons Na^+ , Cl^- e NO_3^- apresentavam diferenças estatísticas ao nível de significância de 5% entre os períodos de estiagem e chuvoso das coletas ao longo de todo perfil dos solos de Nova Morada (área não cultivada-P8) e da área irrigada (P4), respectivamente, empregou-se o teste de Wilcoxon para dados pareados (MILTON, 1992). O teste de Wilcoxon é adequado para identificar se a resposta de uma determinada variável submetida a condições diferenciadas é significativa ou não, e se fundamenta no somatório da diferença absoluta entre o par de observações; sendo a hipótese de nulidade (H_0) não rejeitada quando esta diferença tende para zero. Este teste é comumente empregado em ciências naturais e área de saúde (HALL, 1992).

3.5 Classificação e Avaliação das águas

Utilizando o software QUALIGRAF (FUNCEME, 2004) realizou-se a classificação das águas do Distrito de Irrigação do Baixo Acaraú quanto a sua composição iônica. Esta classificação é função das concentrações de cálcio, magnésio, da soma de sódio e potássio, e, ainda pelos ânions cloretos, sulfatos e a soma de carbonatos com bicarbonatos.

Davis e DeWiest (1966) sugerem um esquema de classificação com um diagrama apresentando a composição iônica da água de irrigação em escala percentual, em função das concentrações de cálcio, magnésio e da soma de sódio e potássio e, ainda, pelos ânions cloretos, sulfatos e soma dos carbonatos com bicarbonatos. Os autores apresentam esta classificação de

água como uma das mais rigorosas, porém com uma restrição, posto que nem sempre os laboratórios de análises de rotina expressa todos os cátions e ânions necessários para se obter a distribuição percentual (%) obtida a partir dos resultados analíticos expressos em $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$. Esta representação consiste em dois triângulos, um para os cátions e outro para os ânions. Um losango se encaixa entre os dois triângulos, utilizando os mesmos eixos e as mesmas escalas que os lados dos triângulos imediatamente paralelos. O “Triângulo de Piper” explicita os termos utilizados para exprimir, respectivamente para cátions e ânions, a dominância de tal ou qual íon ou grupo de íons, e mostra no losango como são combinados esses qualificativos para classificar uma água, por exemplo, de bicarbonatada-cálcica, cloretada-sódica etc. (Figura 9).

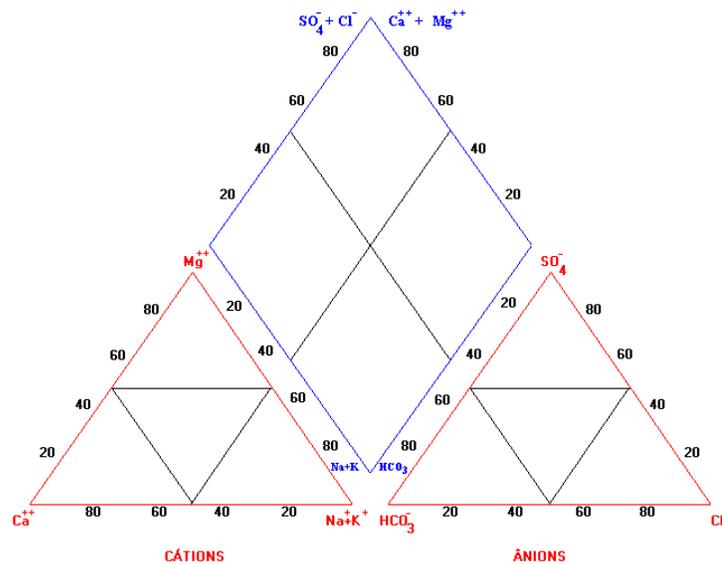


Figura 9- Diagrama de Piper proposto por Davies e Dewiest (1966)

3.6 Geoestatística

A geoestatística possibilita a descrição quantitativa de variáveis espaciais no solo ou na água, bem como a estimativa não tendenciosa e a variância mínima de certos parâmetros em locais não amostrados, permitindo assim a construção de mapas de valores e a identificação de esquemas de amostragem eficientes (WEBSTER, 1985).

Para melhor representatividade da espacialização de algumas das variáveis estudadas (CE, Na^+ , Cl^- , PO_4^{3-} e NO_3^-), procedeu-se uma análise geoestatística com base no semivariograma para minimização dos erros e definição do melhor método de análise.

Couto et al. (2000) sugere o emprego do semivariograma definido como o gráfico da função semivariância dada pela Equação 3:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2 \quad (3)$$

Onde:

γ : é o valor da semivariância estimada a partir dos dados experimentais;

$N(h)$ é o número de pares de observações;

$Z(x_i)$ e $Z(x_i+h)$ separados por uma distância h .

Assim, o semivariograma é ferramenta adequada para medir a dependência entre pontos amostrais separados pela distância h_i , distribuídos em um sistema espacial de referência. O semivariograma fornece, também, os parâmetros alcance (a), patamar ($C_0 + C_1$) e efeito pepita (C_0), necessários no método de interpolação de valores (krigagem), para a construção de mapas de isolinhas e superfícies.

O semivariograma experimental consiste em alguns pontos estimados ao longo de uma função, a partir dos pontos experimentais, ou seja, de posse dos pontos experimentais e do semivariograma, estima-se o valor da propriedade em locais não amostrados, portanto, através da função de semivariograma gerada, procede-se a krigagem.

Nesse estudo, para a geração de mapas (grids) usou-se o método da krigagem, sendo este o de maior confiabilidade de dados na estimação de variáveis espaciais (LANDIM, 2000). No processamento estatístico dos dados e na confecção dos mapas foi utilizando o software Golden Software Surfer 7.0.

3.7 Determinação da direção do fluxo de drenagem do lençol subterrâneo

Para determinação da direção da linha de fluxo selecionaram-se os dados de variação do lençol freático referente ao mês de fevereiro de 2004, representativo do período chuvoso e novembro de 2005, período de estiagem.

O delineamento da linha de fluxo do lençol freático foi realizado com auxílio da Plataforma SIG e emprego dos softwares Global Mapper 5.0, ArcGis 9.1 e do Surfer 7.0. Esses softwares possibilitaram a transformação de dados analógicos provenientes de fotografias aéreas obtidas pelo radar *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), fornecidos pela NASA, disponível no site: ftp://e0srp01u.ecs.nasa.gov/srtm/version2/SRTM3/South_America/ em matrizes de dados contínuos de altitudes.

Inicialmente obteve-se o modelo numérico do terreno da região do Baixo Acaraú, através da manipulação da imagem com o software Global Mapper 5.0, o que possibilitou a exportação dos mesmos no formato ASCII e interface com Microsoft Office e posteriormente com a plataforma ArcGis 9.1, possibilitando o processamento dos dados.

Com as coordenadas geográficas dos poços, criou-se um vetor com os 10 pontos e posteriormente convertendo-os para o modelo Raster. Em seguida com o auxílio da ferramenta *Arctobox* e do aplicativo *Spatial Analyst Tools – Map Algebra – Single output Map Algebra* do ArcGis 9.1, efetuou-se uma multiplicação entre o Raster *MNT* e *Poços Georreferenciados*, obtendo-se assim apenas as altitudes referentes a cada poço monitorado.

Tomando-se por base as leituras mensais da altura do lençol freático, e subtraindo-se essas da altitude encontrada, obteve-se a cota de fluxo superficial d'água para cada poço estudado. De posse destes valores pontuais de cotas de altitudes, gerou-se grids, através do método da krikagem e posterior confecção dos mapas de vetores de direção do fluxo da água com a utilização do Software Surfer 7.0 (Figura 10).

A determinação da trajetória dos fluxos subterrâneos será de grande valor, uma vez que se poderá inferir a direção do regime hídrico de alguns poços e verificar se há interferência de alguma atividade antrópica pontual na poluição da água de poços vizinhos.

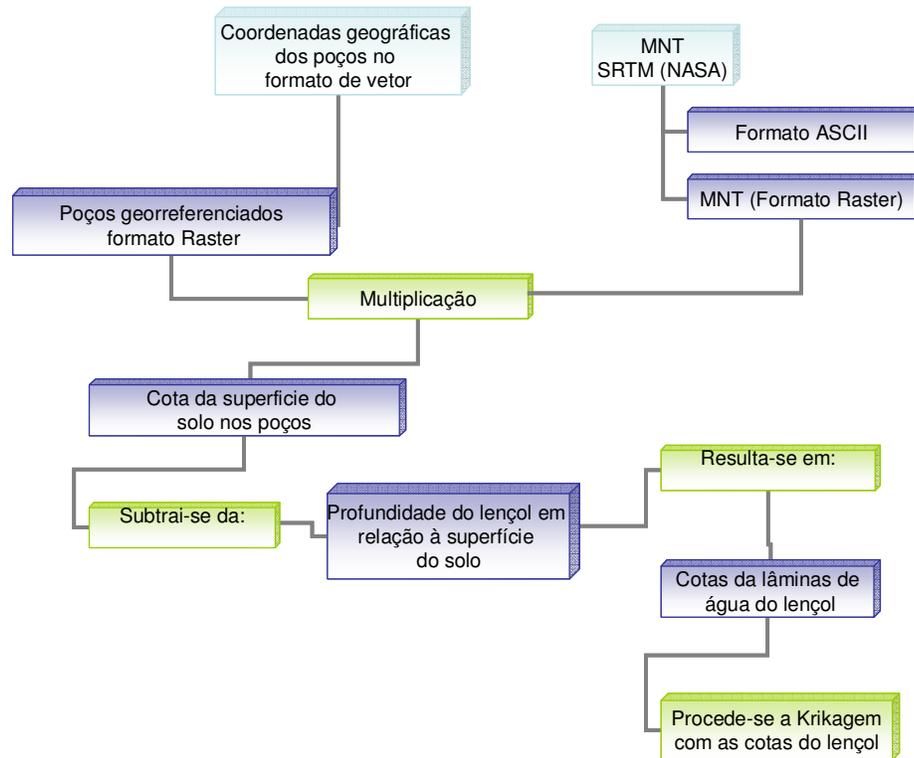


Figura 10 - Fluxograma para determinação da direção do fluxo de drenagem do lençol freático do DIBAU

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Granulometria e umidade ao longo do perfil do solo do DIBAU

Para melhor entendimento do efeito edáfico sobre a variação espacial e sazonal da qualidade da água dos poços analisados, levantaram-se os dados de textura e dos teores de umidades gravimétricas ao longo de todo perfil vertical, amostrando desde a superfície até o lençol freático em duas áreas distintas do DIBAU. A composição granulométrica e o teor de água ao longo do perfil do solo da área não cultivada (P8), para os períodos de estiagem e chuvoso, podem ser vistas nas Figuras 11A e 11B, respectivamente.

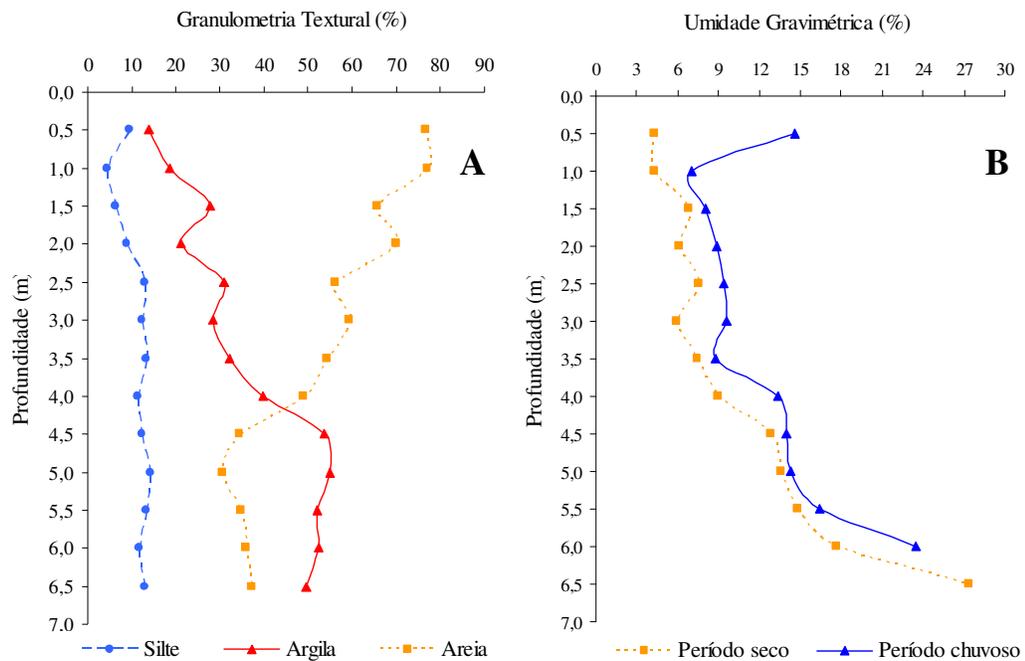


Figura 11- Granulometria textural (%) e umidade gravimétrica do solo (%) na área não cultivada (P8)

Verifica-se na Figura 11A a existência de uma redução gradual na percentagem dos teores de areia acompanhada de um aumento contínuo no teor de argila com a profundidade, enquanto que o teor de silte permanece sem apresentar variações ao longo de todas as camadas estudadas. De acordo com a Figura 5 o solo de Nova Morada se enquadra dentro dos Argissolos Acinzentado Distrófico (EMBRAPA, 2006).

A eluviação de argila dispersa dos horizontes superficiais para horizontes subsuperficiais do solo é um processo natural, denominado argiluviação (FANNING; FANNING, 1989). Este processo é mais freqüente em regiões que apresentam uma precipitação anual elevada. Com relação à movimentação dos nutrientes e colóides minerais de argilas ao longo do perfil do solo, observa-se que a mesma depende de diversos fatores, dentre vários, pode-se destacar o conteúdo de água (PADILLA et al., 1999) e a macroporosidade do solo (KIRKBY et al., 1997). O processo de migração de partículas de argila para horizontes subsuperficiais pode ser acelerado nos solos cultivados, como uma consequência das modificações ocorridas na estrutura do solo pelos sistemas de manejo, que deixam a fração argila num maior grau de dispersão em relação às condições originais do solo. A migração de argila fina para maiores profundidades pode provocar mudanças importantes nas propriedades físicas do solo, bem como originar camadas mais adensadas, aumento da coesão do solo, retenção de água e restrição à penetração de raízes (SILVA, 2003).

Em virtude das proporções relativas de areia, silte e argila ao longo do perfil, verificou-se que as maiores umidades foram identificadas na camada arável durante o período chuvoso, com valores em torno de 15%. Observa-se ainda que o perfil de umidade do solo é semelhante ao dos teores de argila, havendo um aumento maior nas taxas de umidade gravimétrica a partir dos 4,5 m de profundidade, em ambos os períodos estudados. Este comportamento se explica pelo aumento dos teores de argila ao longo do perfil, visto que estas micelas apresentam uma grande capacidade de retenção de umidade. Segundo Reichardt (1990), vários fatores afetam a retenção da água em um solo, mas o principal deles é a textura, pois ela, diretamente, determina a área de contato entre as partículas sólidas e a água, determinando assim as proporções de poros de diferentes tamanhos.

As diferenças na umidade do solo de uma estação climática para outra foram significativa ($P < 0,005$) de acordo teste Wilcoxon. (Figura 11B). Tal comportamento era esperado visto que se trata de uma área não cultivada e que a única fonte de suprimento hídrico é a precipitação. Outro ponto a ser considerado é que na estação seca, a disponibilidade de energia para o processo de evapotranspiração é maior que na estação chuvosa.

A distribuição granulométrica textural e a umidade ao longo do perfil do solo da área irrigada (P4) são apresentadas nas Figuras 12A e 12B.

Na Figura 12A observa-se uma predominância da textura arenosa ao longo de todo perfil do solo do P4, assim pode-se inferir que nesta área, a umidade será fator determinante na lixiviação e variação da uniformidade de distribuição de nutrientes ao longo do perfil do solo, visto que solos de textura arenosa apresentam baixa capacidade de retenção de umidade e adsorção de cátions, além do caráter distrófico, apresenta virtual ausência de minerais primários facilmente intemperizáveis na fração grosseira. Apesar da classificação encontrada na Figura 5 enquadrar as manchas de solos da área ao qual está localizado o P4 como Argissolo Vermelho Amarelo, acredita-se que se trata de um Neossolo Quartzarênico pela predominância da textura arenosa da superfície até à zona de saturação, argumento justificado por se tratar de uma classificação em um levantamento espacial não muito detalhada (1:600.000).

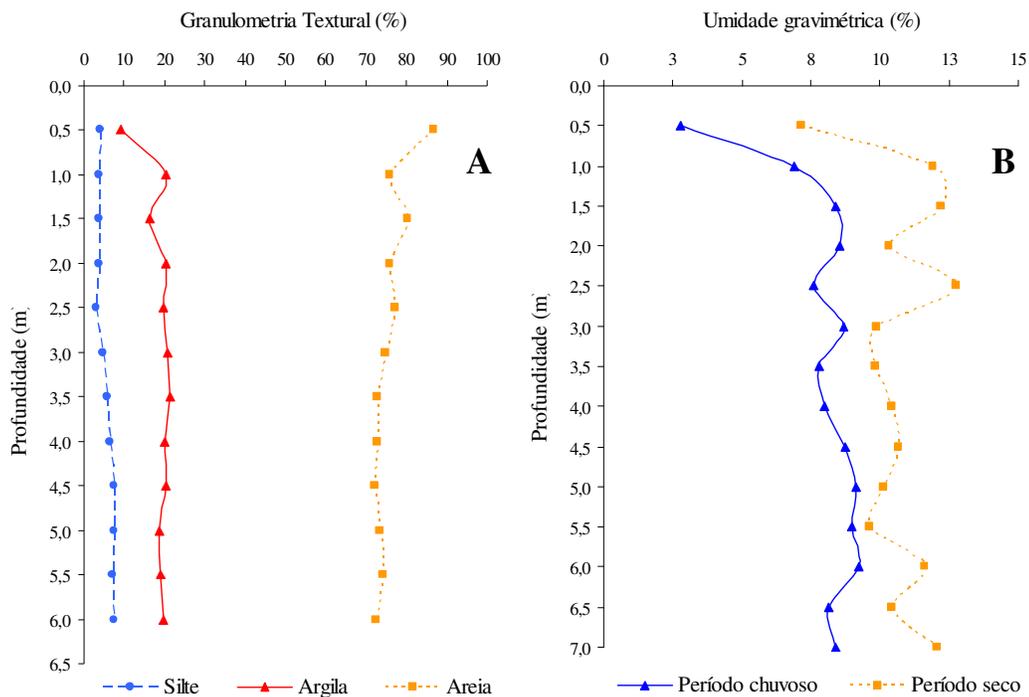


Figura 12- Granulometria textural (%) e umidade do solo (%) na área irrigada (P4)

Em geral, os solos arenosos apresentam uma série de limitações em relação à sua baixa fertilidade natural: são deficientes em quase todos os nutrientes essenciais para as plantas, apresentam pH ácido e baixíssimos teores de matéria orgânica, podem ter deficiência de cálcio e apresenta toxidez de alumínio no subsolo, possuem uma baixa retenção de água, alta suscetibilidade ao processo erosivo e baixa estruturação (LOPES, 2007).

Os teores de areia ao longo do perfil do solo variaram de 90% na superfície para 70% nas maiores profundidades, valores sempre superiores aos encontrados na área não cultivada (Figura 12A). Na Figura 12B, vê-se claramente um comportamento bastante semelhante de distribuição da umidade gravimétrica ao longo do perfil vertical, havendo um incremento médio nos primeiros 1,5 m de profundidade em ambos os períodos, talvez em decorrência do pequeno acréscimo de argila e redução de areia até a profundidade de 1 metro.

Observa-se que, com exceção da camada superior, o solo apresenta, predominantemente, valores de umidade variando entre 10 e 13%, inclusive na proximidade da franja capilar (7 metros de profundidade). As menores concentrações determinadas na camada superficial podem ser explicadas pelo processo de evapotranspiração. Pesquisadores como Ayers e Westcot (1999) mostram que quando o nível do lençol freático se encontra a uma profundidade superior a 2 m, o processo da ascensão capilar não atinge alturas superiores a 0,7 m do nível do freático, principalmente, em solos arenosos, onde ocorre a predominância de macroporos e, assim, a umidade do solo em profundidades inferiores a 2 metros passa a ser determinada pela água adicionada (chuva ou irrigação).

Ao contrário do que ocorre no P8, vê-se claramente que as maiores umidades gravimétricas registradas na área irrigada (P4), encontram-se na coleta realizada na estação seca, expressando assim um uso excessivo de água na irrigação de acordo teste Wilcoxon ao nível de 0,5% ($P < 0,005$), (Figura 12B).

Chaves (2006), estudando o impacto da irrigação no Perímetro Araras Norte, verificou que os maiores incrementos de sais (Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} e Cl^-) foram encontrados nas camadas mais profundas da área irrigada quando comparado com a mata nativa, atribuído esse comportamento à lixiviação destes sais das camadas superiores para as inferiores em decorrência de uma lâmina excessiva de irrigação adotada na área.

O emprego excessivo de lâminas de água na irrigação pode ser comprovado através da Figura 13. A referida figura apresenta a dinâmica do nível do lençol freático em quatro poços rasos, sendo dois em áreas de campos irrigados (recebendo a influência direta da irrigação) e dois localizados em áreas sem influência da irrigação.

Tomou-se como indicativo dessa dinâmica a diferença (\pm) do nível do lençol em relação à média do nível de cada poço durante o período estudado (27 meses). Com relação aos poços inseridos na área irrigada, o P4 apresentou incremento quase sempre positivo, enquanto o P5

apresentou incrementos sempre positivos até o mês de janeiro de 2005. Todos os poços com exceção do P4 apresentaram um comportamento dependente do regime pluviométrico da região. Vê-se claramente um acréscimo nos níveis do lençol decorrentes das elevadas precipitações de janeiro e fevereiro de 2004, ademais se observa redução dos mesmos de janeiro de 2005 a junho de 2006, comportamento influenciados pelas baixas precipitações ocorridas em 2005. Observa-se ainda que o nível do lençol freático monitorado através do P4 apresenta a pior condição, com uma ascensão do freático superior a 13% do nível da água em março de 2007, o que correspondeu a uma ascensão do nível da água de 1,2 metro em um período inferior a três anos.

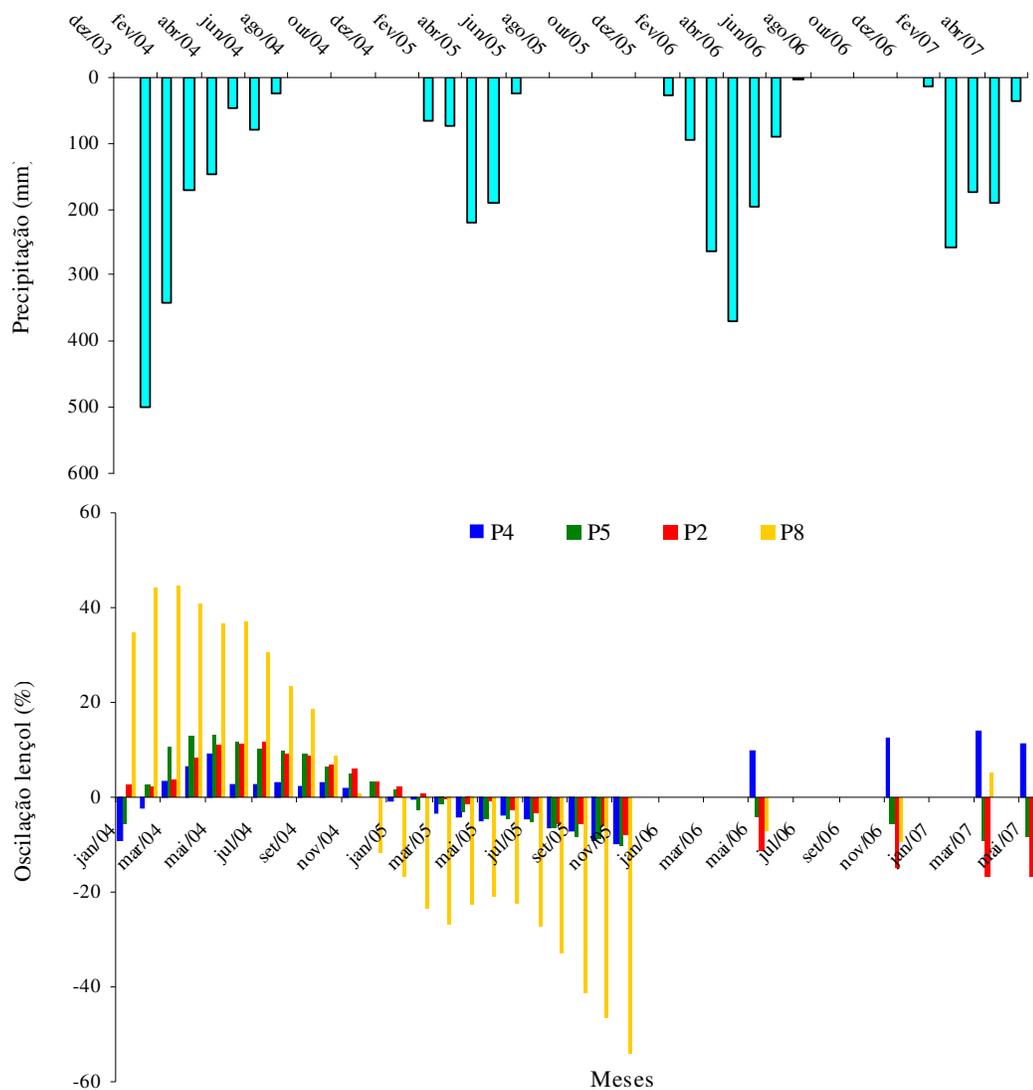


Figura 13 - Variação do nível freático (%) dos poços na área irrigada (P4 e P5) e na área não cultivada (P2 e P8)

Ascensões elevadas no nível do freático e aumentos de resíduos de fertilizantes nas águas subterrâneas vêm sendo identificadas por pesquisadores como Feng et al. (2005) no Distrito de irrigação de Hetao na China bem como Ersahin e Karaman (2001) em Tokat na Turquia. Essa constatação comprova que grande parte da água aplicada via irrigação drena além do sistema radicular das culturas, expressando um manejo inadequado da irrigação (frequência e lâmina de água); havendo, portanto, a necessidade de um ajuste no calendário das práticas de irrigação onde seja considerada a capacidade de retenção de água pelo solo.

Já para os poços inseridos na área não cultivada (P2 e P8), observou-se maiores sensibilidades nas variações dos níveis do lençol freático do P8 principalmente durante as elevadas precipitações ocorridas na estação chuvosa de 2004 e nas baixas intensidades de chuvas em 2005 (Figura 13), em especial no mês de janeiro, quando o total precipitado foi 462% superior à média do referido mês. Para o restante do período estudado, a partir de março de 2005, o nível freático do P2 apresentou depressões sempre negativas, chegando a reduções da lâmina de até 54%. Essa variação corresponde a rebaixamento de 3,2 metros na lâmina de água. A recarga do lençol freático durante a estação chuvosa não foi suficiente para os poços atingirem os níveis registrados, principalmente a partir de janeiro de 2005, onde se verificou uma tendência sempre crescente da redução dos níveis de água do P2 e P8. Esse fato evidencia que, durante o período estudado, a demanda hídrica subterrânea foi superior à capacidade de suporte do regime pluviométrico da região para reabastecimento do lençol freático, havendo, portanto, a necessidade urgente de um monitoramento e gestão no uso das águas subterrâneas do Distrito de Irrigação do Baixo Acaraú.

4.2. Íon Na⁺ ao longo do perfil dos solos no DIBAU

A Figura 14 apresenta as concentrações de sódio ao longo do perfil vertical dos solos da área de Nova Morada (P8) e do lote de irrigação (P4) para os períodos de estiagem e chuvoso. Em ambas as áreas, houve uma maior lavagem do sódio da superfície durante o período chuvoso.

As concentrações de sódio na estação chuvosa foram inferiores às registradas no período seco até a profundidade de 2 m no solo do P8; enquanto que na área irrigada, as menores concentrações durante o período chuvoso foram registradas até a profundidade de 3,5 m.

Ademais, há um acréscimo significativo na concentração deste elemento com o aumento da profundidade no período chuvoso para área de Nova Morada, verificando as maiores concentrações entre as profundidades de 4 a 4,5 m, atingindo valores de $5,61 \text{ mmolc L}^{-1}$.

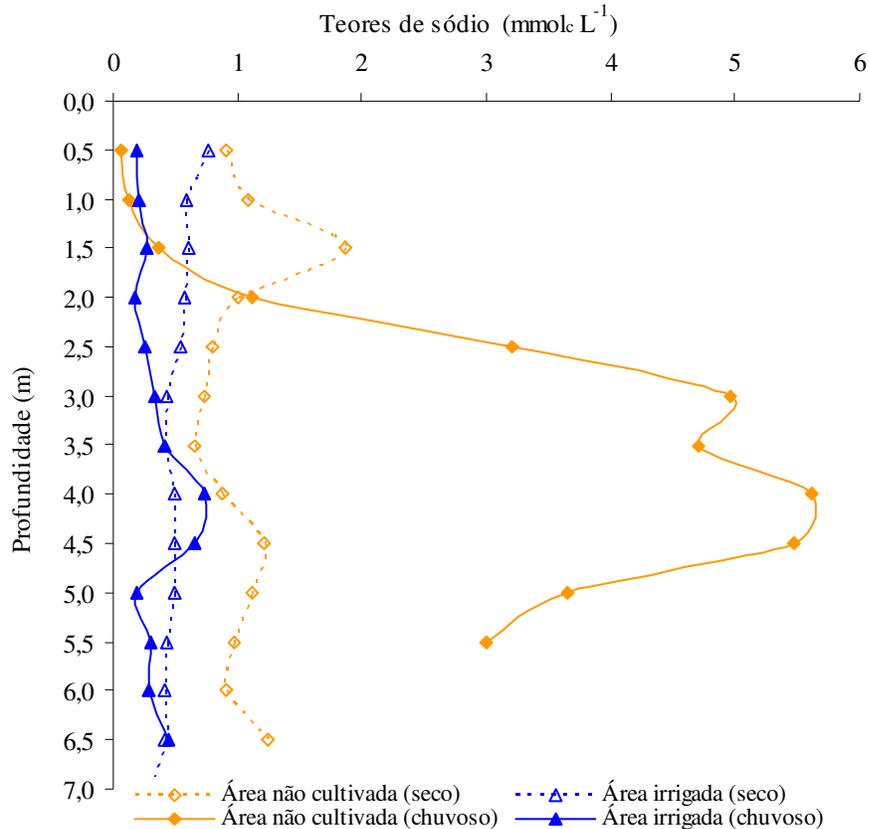


Figura 14- Concentração de sódio no perfil dos solos da área irrigada (P4) e não cultivada (P8) no período de estiagem (nov/2006) e chuvoso (mai/2007).

Esse comportamento pode ser explicado pela Figura 11A, onde se observa que a partir de 4,5 m de profundidade há uma alteração nas proporções texturais do solo, aumento dos teores de argila em relação aos teores de areia, originando assim camadas mais adensadas, aumento da coesão do solo, retenção de água e restrição à lixiviação deste íon. Desta maneira verifica-se claramente na Figura 14 que os maiores teores de sódio em ambas as áreas ocorrem na profundidade de 4,5 m.

Observa-se ainda na Figura 14 que para a área sob manejo não cultivado, nas proximidades da zona de saturação do lençol freático durante o período chuvoso há uma pequena redução na

concentração de sódio. De uma maneira geral a concentração de sódio ao longo do perfil do solo da área não cultivada verificada na coleta do período chuvoso foi estatisticamente superior ao do período de estiagem pelo teste Wilcoxon ao nível de 2,5% ($P < 0,025$). O íon sódio apresentou valores relativamente baixos nas camadas superficiais da área irrigada, cuja maior concentração foi aproximadamente $0,8 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ durante o período seco (irrigação). Essas concentrações são bem inferiores às encontradas por D' Almeida (2002) no extrato de saturação em Cambissolos irrigados na Chapada do Apodi, que variaram de 21,99 a $12,28 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$.

As concentrações do referido íon no solo da área irrigada assumiram valores mais ou menos semelhantes ao longo de todo perfil. Esta homogeneidade é decorrente da predominância da textura arenosa ao longo de todo perfil do solo, assim pode-se inferir que nesta área, a textura do solo é fator determinante na lixiviação e variação da uniformidade de distribuição de sódio no solo e a baixa adsorção deste na partícula de solo.

Tanto no período chuvoso (exceção, até 1,5 m) quanto no de estiagem, as concentrações de sódio ao longo do perfil do solo da área irrigada foram sempre inferiores às encontradas em Nova Morada, evidenciando a lixiviação deste em ambas as estações climáticas para a área irrigada. A concentração de sódio no solo da área irrigada durante o período seco (irrigação) foi bem superior ao do período chuvoso através do teste Wilcoxon ao nível de 2,5% ($P < 0,025$), evidenciando assim a lavagem deste íon do perfil do solo pela elevada concentração das precipitações nos meses de janeiro, fevereiro, março, abril e maio (672 mm) como foi apresentado pela Figura 8.

As maiores concentrações do íon sódio durante o período de estiagem (irrigação) na superfície do solo da área irrigada, caracterizado ainda por concentrações muito baixas, estão de acordo com os resultados encontrados por Andrade et al. (2002) e Chaves (2006).

4.3 Íon Cl^- ao longo do perfil dos solos no DIBAU

As concentrações de cloreto no perfil do solo das duas áreas monitoradas apresentam-se, em sua maioria, muito baixos na superfície do solo em ambos os períodos de amostragem (Figura 15).

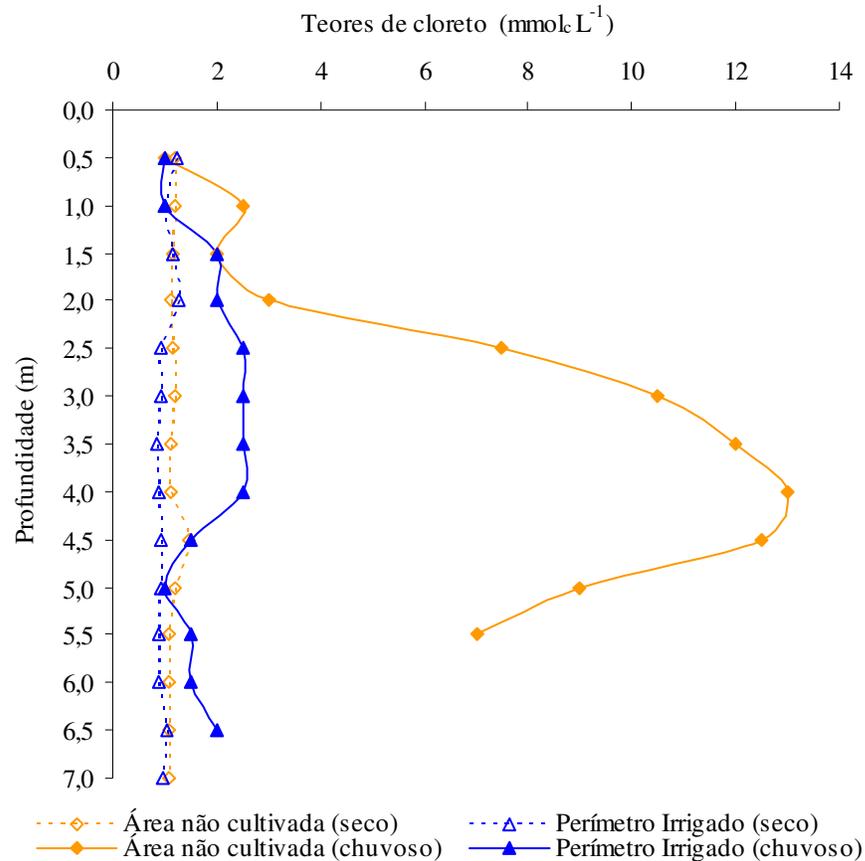


Figura 15- Concentração de cloreto no perfil dos solos da área irrigada (P4) e não cultivada (P8) no período de estiagem (nov/2006) e chuvoso (mai/2007).

As concentrações do íon cloreto ao longo do perfil do solo durante a estação chuvosa foram superiores às registradas durante o período de estiagem ao nível de 0,5% ($P < 0,005$) pelo teste de Wilcoxon. Possivelmente, tal comportamento pode ser explicado pela influência dos aerossóis marinhos contendo Cl^- , o que proporciona o aporte deste íon via precipitação pluviométrica, visto que o DIBAU situa-se nas proximidades da costa litorânea, a aproximadamente 29 km a Sudoeste da Costa marítima (Figura 16). Souza et al. (2006),

estudando a composição química da chuva e o aporte atmosférico na Ilha Grande no Rio de Janeiro, observaram que em média, 80% da concentração (molar) total de íons inorgânicos dissolvidos na água da chuva da Ilha Grande foram atribuídos aos íons Cl^- (44%) e Na^+ (36%). Estes resultados sugerem a forte influência dos aerossóis de sal marinho ("sea-salt aerosols") na composição química da água da chuva, uma vez que estes íons representam os principais constituintes iônicos da água do mar (RILEY; CHESTER, 1971). Santiago (1984) e Gomes (2005) mostram que no processo de salinização das águas superficiais deve-se considerar a atmosfera como fonte de sais, principalmente nas regiões próximas ao litoral.

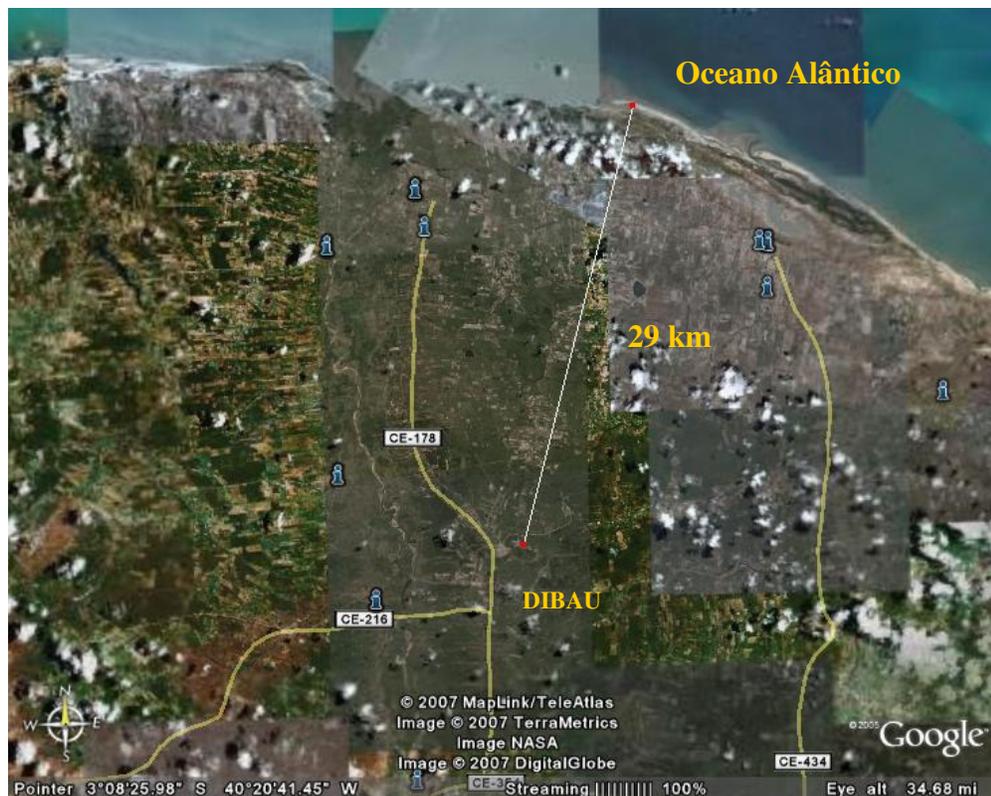


Figura 16- Distância do DIBAU ao Oceano Atlântico

Os sais podem ser transportados aos reservatórios, quer por precipitação direta, escoamento superficial e lixiviação, transportando os aerossóis continuamente depositados no solo. Santiago (1984) apresenta ainda os valores de concentração de cloro nas águas das chuvas nas localidades de Fortaleza, Pentecoste, Inhuporanga e Paramoti, e comprova que a concentração de Cl^- nas chuvas é função da distância do mar, diminuindo à medida que o local se afasta da costa.

Meireles (2007) observou um grande aumento da concentração de cloreto nas águas superficiais do açude Acaraú Mirim. Após o período de intensa precipitação, o aporte de cloreto na forma de aerossóis pode estar ocorrendo neste açude, uma vez que este dista aproximadamente 90 km da costa.

Voltando a Figura 15, verifica-se que as maiores concentrações de cloreto encontraram-se entre as camadas de 2 e 4 m de profundidade, durante o período chuvoso, com concentrações máximas de aproximadamente $12 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ (Figura 15). As baixas concentrações deste elemento nas camadas superiores da área irrigada não ultrapassam o limiar de tolerância para provocar sintomas de toxicidade bem como redução nos rendimentos das principais frutíferas cultivadas no DIBAU (AYERS; WESTCOT, 1999).

Andrade et al. (2002), estimando uma modelagem da concentração de íons no extrato de saturação do solo, na região da Chapada do Apodi no Ceará, observaram que os maiores valores registrados de Cl^- ocorrem na camada superior, havendo um decréscimo com a profundidade. Esta maior concentração do íon cloreto, na profundidade de 0 - 20 cm, é uma decorrência da qualidade da água empregada na irrigação (C_3S_1), da deposição de sais na camada superficial através do processo de evapotranspiração e das elevadas doses de fertilizantes químicos, $570 \text{ g planta}^{-1} \text{ mês}^{-1}$, empregados na irrigação localizada (D'ALMEIDA, 2002).

Meireles et al. (2003) constataram que o ânion Cl^- foi o elemento em maior concentração na solução do solo da área irrigada da Chapada do Apodi, atribuindo isso ao uso do cloreto de potássio e ao conteúdo desse ânion na água de irrigação.

Em profundidades inferiores a 1 m no solo da área não cultivada (P8), todas as concentrações de Cl^- ultrapassaram os da área irrigada, sendo a maior concentração registrada na profundidade de 4,5 m de profundidade, aproximadamente $12,5 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ no período das chuvas e $1,45 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ na estiagem (Figura 15). Comportamento semelhante foi observado para o íon sódio, podendo esse acúmulo ser decorrente de algum impedimento de natureza física ou química ou através do aporte de aerossóis marítimos. Esse argumento se fundamenta na Figura 11A, onde se verifica que a partir da profundidade de 4,5 m, os teores de argila ultrapassam os de areia; logo com o aumento das proporções de microporos do solo, cria-se uma barreira natural para lixiviação deste elemento, resultando em um acúmulo do referido íon nessa profundidade.

4.4 Íon NO_3^- ao longo do perfil do solo no DIBAU

As concentrações de nitrato, ao longo do perfil do solo são apresentadas na Figura 17. Os resultados comprovam os baixos valores de nitrato na camada superficial, principalmente no período das chuvas. As maiores concentrações desse ânion na área irrigada foram detectadas abaixo da camada de maior absorção pelas plantas, atingindo valores de aproximadamente 5 mg kg^{-1} nas profundidades de 5 a 6 m.

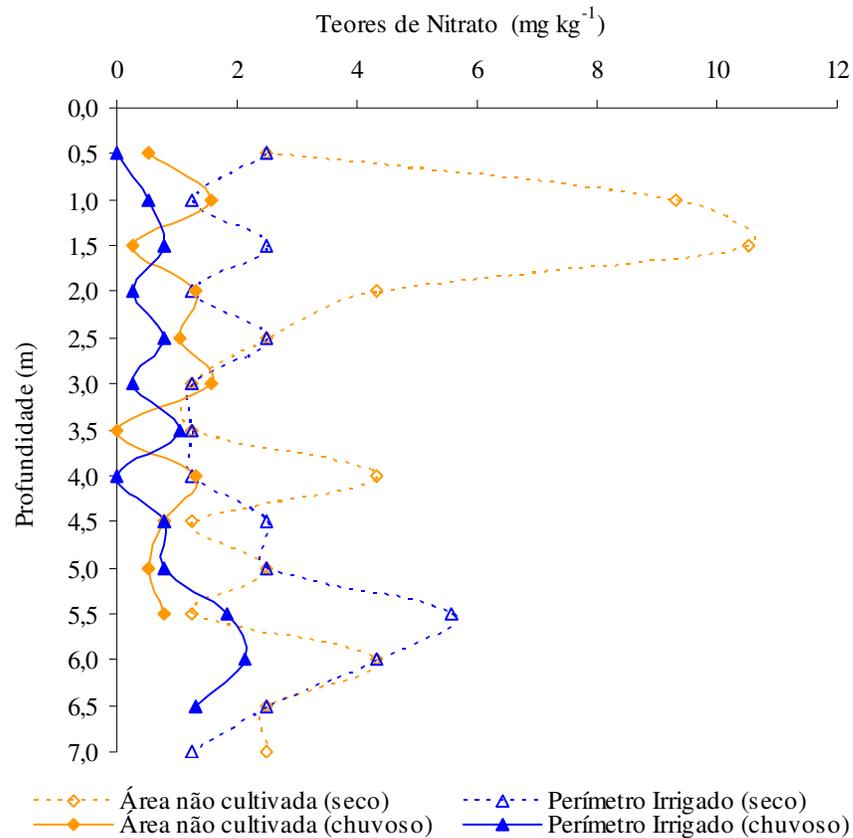


Figura 17- Concentração de nitrato no perfil dos solos da área irrigada (P4) e não cultivadas (P8) no período de estiagem (nov/2006) e chuvoso (mai/2007).

Pela maior concentração desse íon nos solos da área irrigada durante o período seco (irrigação), época da aplicação de água e fertilizantes via fertirrigação, evidencia-se, possivelmente, o aporte do NO_3^- através de fontes alóctones, como fertilizantes minerais nitrogenados. Na área irrigada, a lixiviação do nitrato é potencializada pelas propriedades físicas do solo (Figura 12A), das práticas agrícolas intensivas, precipitação pluviométrica e do excesso

de lâminas de irrigação, apresentando assim, teoricamente, maior vulnerabilidade para contaminação do lençol freático. Ante todos estes fatores, há teoricamente maior vulnerabilidade para contaminação do lençol freático neste ponto. Hipótese justificada, pois no período de estiagem há um aumento na frequência de irrigação, aplicação de adubação nitrogenada via fertirrigação e excessos das lâminas percoladas da água de irrigação.

Os riscos de contaminação de águas subterrâneas com nitrato são maiores em regiões onde há altos índices pluviométricos ou ocorre à aplicação de excessivas lâminas de águas residuárias e o solo apresente alta permeabilidade. Oliveira (1993) detectou valores de concentração de nitrato 10 vezes superiores ao normal nas águas subterrâneas de uma área fertirrigada, durante vários anos, com águas residuárias ($160 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) provenientes da atividade suinícola. Veldkamp et al. (1999) encontraram valores bem acima dos observados neste estudo. Para a camada de 0-10 cm de florestas nativas, determinaram concentrações de $15,1 \text{ mg kg}^{-1}$ de N-NO_3^- e valores de 1,5 a $9,7 \text{ mg kg}^{-1}$ em solos de áreas de pasto de diferentes idades.

A concentração de nitrato ao longo do perfil do solo para P8 verificada na coleta do período chuvoso foi estatisticamente inferior ao do período de estiagem pelo teste Wilcoxon ($P < 0,025$), evidenciando assim a lavagem deste íon do perfil do solo em decorrência de sua alta mobilidade bem como da concentração das chuvas nos meses de janeiro a maio de 2007 (Figura 8).

Ainda de acordo com a Figura 17, verifica-se que as maiores concentrações de nitrato para o solo da área não cultivada foram encontradas na estação seca entre as camadas de 1 a 1,5 m de profundidade ($\approx 11 \text{ mg kg}^{-1}$). As precipitações pluviométricas constituem-se num dos principais fatores a serem considerados nas avaliações de lixiviação de nitrato, em função da sua alta solubilidade e correlação com esse íon (WALKER et al., 2000).

As baixas concentrações de nitrato, encontradas nas camadas mais profundas, evidenciam que houve mobilidade relativamente pequena desse íon no solo da área não cultivada na estação de estiagem. Como essa área não se encontra sob irrigação durante o período seco, o processo de evapotranspiração gera a ascensão capilar da solução do solo que juntamente com a textura do solo promoveu um maior acúmulo do nitrato nas camadas mais superficiais.

No período chuvoso, em ambas as áreas, foram registradas uma alta mobilidade do $\text{NO}_3^- \text{N}$ (Figura 17), comportamento esperado em decorrência da lavagem deste pelas chuvas, reduzindo assim as concentrações do nitrato no extrato de saturação do solo no final da estação chuvosa. A maior parte das cargas do solo são negativas e estas atraem cargas positivas, ademais sendo o

nitrato um ânion (NO_3^-), fica predisposto a maiores chances de lixiviação. Assim com chuvas fortes, ele tem grande chance de ser lixiviado a maiores profundidades, antes de ser absorvido pelas plantas.

4.5 Impacto do Nitrato na água subterrânea

A dinâmica da concentração do nitrato nas águas e o nível do freático nos poços monitorados podem ser vistos nas Figuras 18A e 18B.

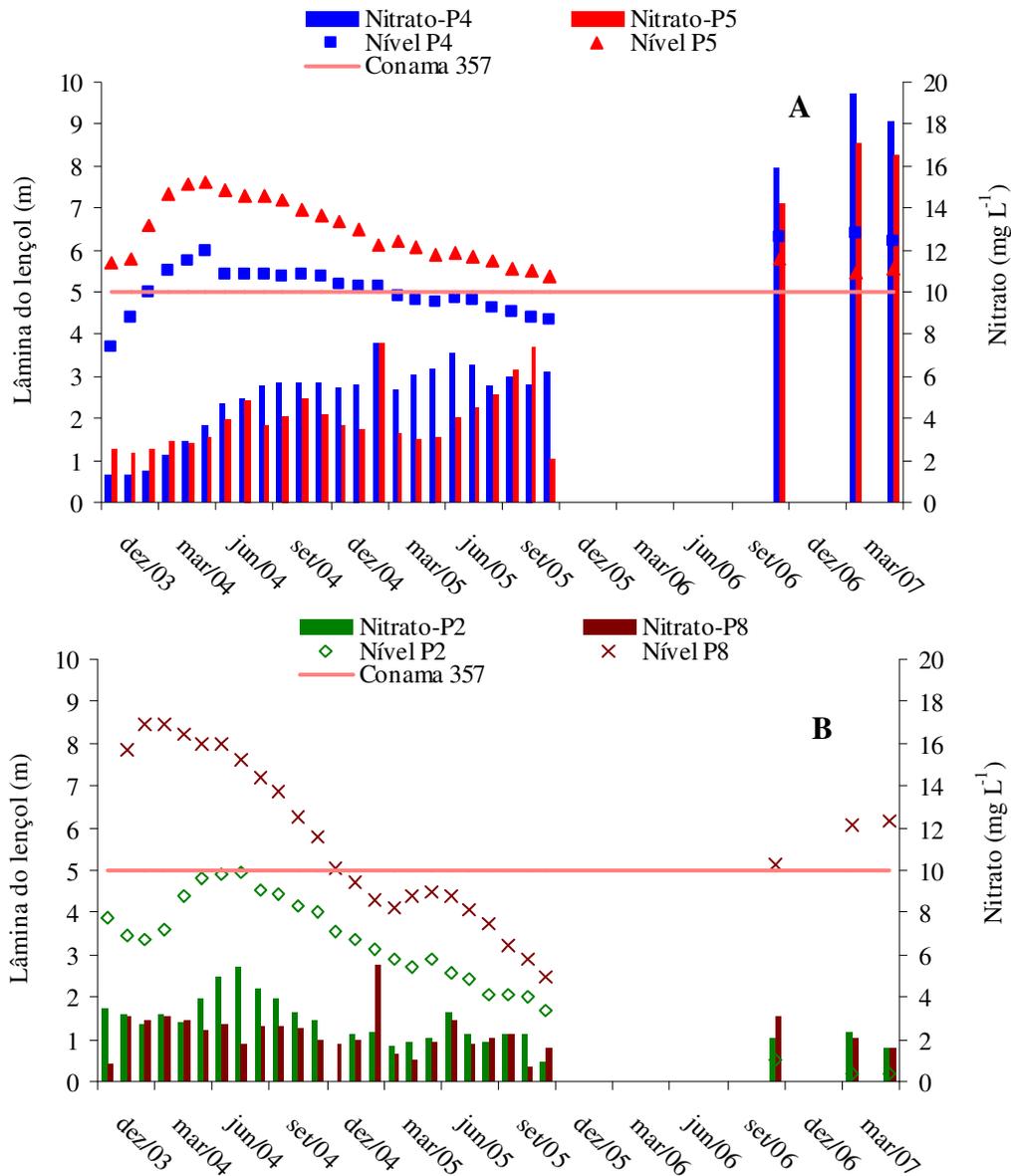


Figura 18- Relação entre a altura da lâmina de água do lençol freático (m) e a concentração de nitrato (mg L^{-1}) dos poços da área irrigada (P4 e P5) - A e não cultivada (P2 e P8)- B

Apenas nos meses iniciais de coleta de água os teores de nitrato presentes em P2 e P8 foram superiores aqueles registrados nos poços inseridos nas áreas irrigadas (P4 e P5). Acredita-se que tal comportamento seja devido a uma maior lavagem decorrente das elevadas precipitações pluviométricas, atípicas, ocorridas em janeiro de 2004, quando o total precipitado (500 mm) foi 462% superior à média normal do referido mês, carreando, assim, os sais presentes no solo até o lençol freático. Outro fator que pode estar contribuindo para este comportamento é a idade dos poços e da implantação dos lotes de irrigação, visto que os lotes e os poços foram implantados no ano de 2003, logo caracteriza-se por áreas recentes quanto ao manejo da agricultura.

Apesar das águas nos poços P4 e P5 apresentarem valores de nitrato inferiores ao limite (10 mg L^{-1}) recomendado pelo CONAMA (BRASIL, 2005) até a coleta do mês de outubro de 2005, a dinâmica na concentração do nitrato evidencia um efeito acumulativo ao longo do período estudado para os dois poços inseridos na área irrigada (P4 e P5) (Figura 18A).

Observa-se também na Figura 18A que a partir de junho de 2004 até a última coleta (maio/2007), as concentrações de nitrato nas águas dos poços P4 e P5 apresentaram um comportamento sempre crescente e superior às encontradas nas águas dos poços da área não cultivada (Figura 18B). Ademais se constata um aumento brusco deste ânion nos meses de nov/2006, março e maio/07, encontrando-se sempre acima dos limites máximos estabelecidos pela Resolução 357/05 do CONAMA para consumo humano (10 mg L^{-1}). As maiores concentrações de nitrato nas águas de P1 e P2 ocorreram nos meses de março e maio de 2007, ($19,40$ e $17,10 \text{ mg L}^{-1}$), respectivamente, estando 94% e 71% acima do limite máximo legal aceitável. Uma vez que o efeito acumulativo foi constatado somente nos poços inseridos na área irrigada, acredita-se ser o mesmo decorrente da aplicação dos nutrientes minerais nitrogenados, expressando a necessidade de mudanças no manejo da irrigação adotado nas áreas do DIBAU. Um acúmulo excessivo de nitrato nas águas do freático de campos irrigados foi, também, identificados por Muñoz-Carpena et al. (2002) nas Ilhas Canárias, Espanha e Feng et al., 2005 em áreas do Distrito de Irrigação Hetao, China.

Outras variáveis que podem ter influenciado nas concentrações desse íon são: a precipitação pluviométrica e a idade dos poços, pois o P4 e P5 eram poços que tinham sido perfurados a menos de um ano quando se iniciou a pesquisa, enquanto que P2 e P8 já vinham sendo empregados para consumo humano a mais de dez anos.

Verificam-se, também nas Figuras 18A e 18B uma melhoria na qualidade da água dos poços no período chuvoso de 2004. Esta melhoria quanto aos teores de nitrato, foi devido à diluição do ânion pelas elevadas precipitações que levou ao aumento do nível do lençol freático. Este fato é comum nas regiões mais secas e já foi constatado por Cruz et al. (2003) e Palácio (2004).

Os poços P4 e P5 inseridos na área irrigada apresentaram uma flutuação no nível do freático diferenciada daqueles localizados na área não cultivada (Figura 18B). Os poços localizados fora da área de irrigação P2 e P8 mostraram-se mais sensíveis às precipitações ocorridas na estação chuvosa, havendo uma elevação do freático nos períodos de mar-jun/2004 e mar/jun/2007, expressando uma maior variabilidade temporal de alteração na altura da lâmina do lençol durante o período de estudo. Já os poços P4 e P5 apresentaram uma dinâmica diferenciada, com as depleções atenuadas, o que sugere existência de outra fonte de abastecimento para o freático além das precipitações. Portanto, inferiu-se que os mesmos estão recebendo água proveniente de lâminas excedentes da irrigação, ratificando os resultados encontrados por Feng et al. (2005).

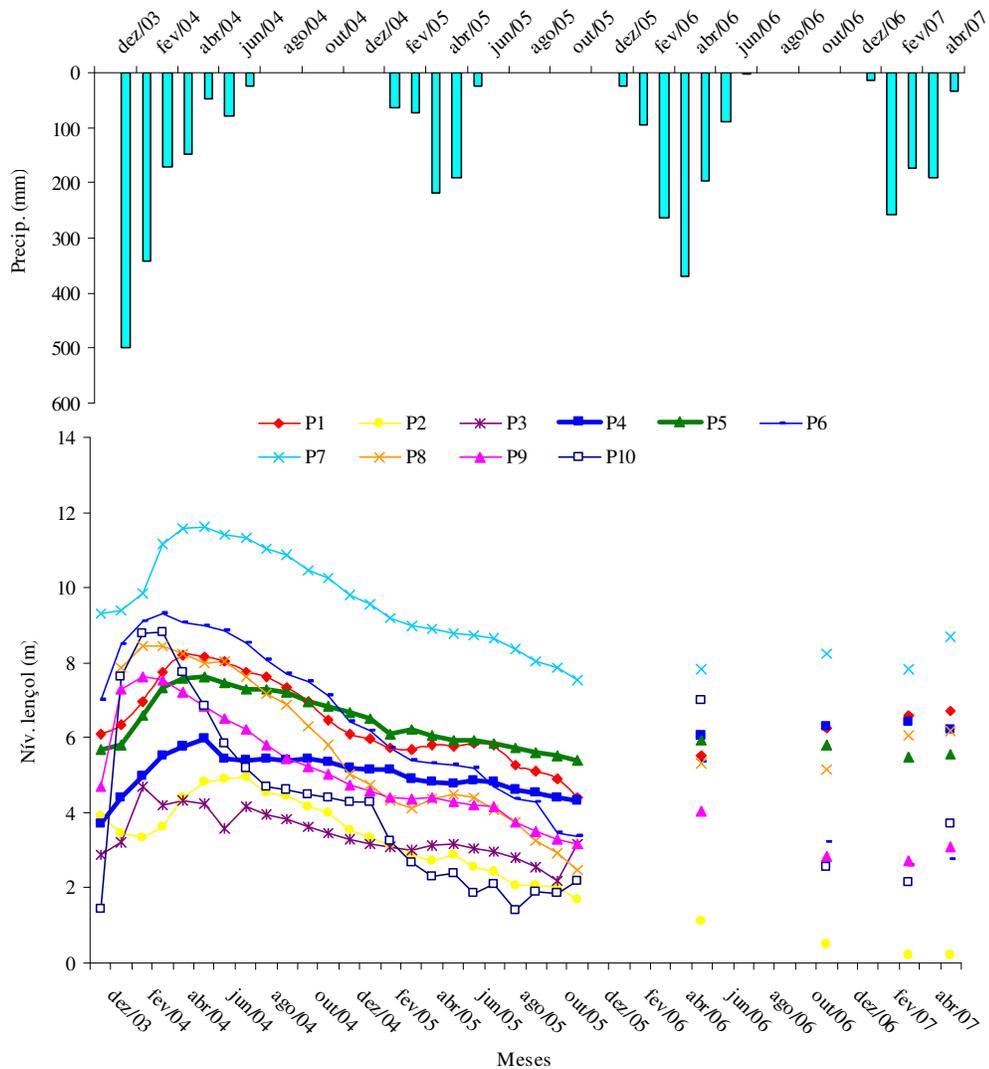
4.6 Influência da precipitação pluviométrica na flutuação nos níveis do lençol freático

Para melhor entendimento do efeito climático da precipitação sobre a variação espacial e sazonal dos níveis da profundidade das lâminas e conseqüentemente da qualidade da água dos poços analisados, levantaram-se os dados de precipitação pluviométrica da área durante o período de estudo (Figura 8). A variabilidade sazonal do nível do lençol freático no DIBAU associado à precipitação pluviométrica mensal, durante o período estudado pode ser observada na Figura 19.

Os poços presentes na área irrigada, P4 e P5, apresentaram uma depleção do nível da água inferior a todos os demais poços, logo se pode inferir que os mesmos estão recebendo água proveniente de lâminas excedentes da irrigação no período de estiagem. Observando ainda na Figura 19, nota-se que os poços localizados fora da área de irrigação P1, P6, P8, P9 e P10, mostraram-se mais sensível às flutuações da estação chuvosa, expressando uma maior variabilidade temporal de alteração na altura da lâmina do lençol durante o período estudado.

Dentre todos os poços pesquisados, o P10 apresentou a maior variabilidade temporal no nível médio da água do lençol, ascendendo ao nível de 9 m de profundidade nas chuvas de janeiro de 2004, reduzindo significativamente à profundidade de 2 m no mês de novembro de

2005, oscilação de 6 m de coluna de água em apenas 2 (dois) anos. A dinâmica do nível do lençol freático registrado no poço 10 é explicada pela proximidade do mesmo ao rio Acaraú (Figura 2), passando a receber forte influência direta do nível do referido rio. A influência direta do nível das águas de rios sobre a recarga do nível do lençol freático nos aluviões é discutida por autores como Rodrigues et al. (2006), Palácio et al. (2004) e Montenegro et al. (2003).



O P7 apresenta profundidade do lençol superior aos demais poços, tal comportamento já se esperava, visto que este poço localiza-se no divisor topográfico das bacias hidrográficas do rio Acaraú e Litorânea, logo apresenta cotas mais elevadas. Este comportamento verificado no P7 encontra-se condizente com os encontrados por Matias Filho et al. (2001). Esses pesquisadores

observaram que as cotas do lençol freático seguiram uma tendência semelhante às cotas da superfície natural do terreno, logo pontos topográficos mais elevados proporcionam maiores profundidades do nível do lençol freático.

4.7 Análise de agrupamento

O estudo da semelhança na qualidade das águas entre um poço e outro foi desenvolvido pelo emprego da técnica de análise multivariada, análise de agrupamento. O número de cluster definido no estudo de agrupamento depende do maior ou menor grau de homogeneidade que se desejar impor ao grupo formado (ANDRADE et al., 2002). O esquema obtido do modelo de agrupamento aplicado neste estudo pode ser observado na Tabela 5.

Tabela 5- Esquema de aglomeração da análise hierárquica de agrupamento pelo método de Ward processada no SPSS 13.0

Estágio	Agrupamento combinado		Coeficiente de aglomeração	Estágio	Agrupamento combinado		Coeficiente de aglomeração
	Grupo 1	Grupo 2			Grupo 1	Grupo 2	
1	72	73	0,040	44	68	72	13,69
2	108	110	0,091	45	14	15	14,313
3	89	90	0,154	46	51	98	14,953
4	42	91	0,271	47	44	47	15,601
5	47	93	0,394	48	95	106	16,25
6	101	105	0,524	49	77	78	16,966
7	19	23	0,658	50	37	94	17,745
8	51	54	0,795	51	11	12	18,576
9	44	49	0,938	52	40	44	19,427
10	40	41	1,083	53	3	5	20,299
11	40	43	1,261	54	28	31	21,172
12	48	97	1,444	55	103	120	22,085
13	83	85	1,651	56	6	8	23,031
14	56	59	1,864	57	63	67	23,984
15	16	18	2,080	58	118	121	25,001
16	45	69	2,300	59	79	83	26,059
17	79	80	2,528	60	21	38	27,163
18	89	92	2,762	61	45	111	28,297
19	57	60	3,008	62	27	36	29,507
20	50	100	3,256	63	37	61	30,743
21	118	122	3,520	64	50	68	31,993
22	114	115	3,784	65	51	89	33,248
23	19	24	4,057	66	64	66	34,522

24	106	108	4,342	67	2	6	35,816
25	15	16	4,669	68	14	19	37,120
26	55	62	4,998	69	26	76	38,452
27	39	101	5,330	70	52	56	39,835
28	47	48	5,681	71	39	102	41,277
29	106	107	6,045	72	113	118	42,744
30	113	117	6,415	73	3	4	44,241
31	95	104	6,820	74	82	84	45,738
32	46	99	7,242	75	17	42	47,437
33	64	65	7,694	76	27	70	49,137
34	52	57	8,177	77	32	35	50,870
35	56	58	8,663	78	29	71	52,697
36	68	75	9,171	79	113	124	54,548
37	21	22	9,683	80	30	74	56,400
38	89	96	10,219	81	79	81	58,405
39	6	10	10,756	82	20	45	60,440
40	19	25	11,307	83	114	116	62,493
41	39	109	11,877	84	39	88	64,584
42	102	112	12,461	85	50	63	66,744
43	118	123	13,067	86	17	103	69,174

Tabela 5- Esquema de aglomeração da análise hierárquica de agrupamento pelo método de Ward processada no SPSS 13.0
(Continuação)..

Agrupamento combinado				Agrupamento combinado			
Estágio	Grupo 1	Grupo 2	Coefficiente de aglomeração	Estágio	Grupo 1	Grupo 2	Coefficiente de aglomeração
87	32	34	71,745	106	40	50	152,744
88	27	55	74,357	107	14	39	161,365
89	1	3	77,022	108	17	29	171,474
90	2	13	79,809	109	1	2	181,686
91	40	51	82,626	110	26	86	193,528
92	39	95	85,504	111	113	119	205,976
93	2	11	88,740	112	26	82	219,582
94	14	21	92,048	113	28	33	235,416
95	82	87	95,596	114	17	64	251,945
96	2	9	99,235	115	17	40	273,051
97	26	77	102,897	116	28	30	295,992
98	27	53	106,580	117	14	17	323,813
99	29	114	110,310	118	14	27	381,724
100	40	46	114,599	119	14	20	460,099
101	26	79	119,008	120	28	113	546,509
102	20	37	123,985	121	1	26	754,642
103	27	52	129,740	122	14	28	971,052
104	2	7	136,937	123	1	14	1599,000
105	28	32	144,823				

Neste estudo, tomou-se como base para se definir o número de cluster, a variação percentual entre os coeficientes de dois agrupamentos consecutivos (Tabela 6). Pela referida tabela verifica-se que a primeira maior variação percentual do coeficiente (546,509 – 381,72), foi de 43,17% a qual ocorreu na passagem da formação de 6 para 4 grupos deixando explícito que o número mais adequado de cluster para os dados analisados seria 4 (quatro) agrupamentos.

Tabela 6- Variação do coeficiente de aglomeração para a análise hierárquica de agrupamentos

Número de Agrupamentos	Agrupamento combinado		Coeficiente	Variação percentual no coeficiente para o próximo nível
	Agrupamento 1	Agrupamento 2		
8	28	30	295,992	9,40
7	14	17	323,813	17,88
6	14	27	381,724	43,17
4	28	113	546,509	38,08
2	1	26	754,640	111,89
1	1	14	1599,00	

A Figura 20 apresenta o dendograma que identifica a formação de cada grupo. Analisando a referida figura, fica evidenciado que o ponto ótimo de corte da distância reescalada de combinação se encontra entre 5,95 e 8,95, a qual é determinada através de interpolação; pois a partir desta, há um maior distanciamento na medida de similaridade para a formação de posteriores agrupamentos. Para efeito de “corte” do dendograma e assim, definir-se o número de grupos, optou-se por se efetuar o “corte” na distancia reescalada de valor 7, dando origem a quatro grupos distintos.

O dendograma mostra claramente que o agrupamento da qualidade das águas subterrâneas no Distrito de Irrigação do Baixo Acaraú foi definido pela variabilidade espacial das variáveis hidroquímicas analisadas, não ocorrendo uma influencia maior da variabilidade temporal (Figura 20). A dinâmica da condutividade elétrica, do sódio e do cloreto nas águas subterrâneas, apresenta uma maior relação com situações espaciais do que com as temporais; comportamento contrário ocorre nas águas superficiais (PALÁCIO, 2004; VEGA et al., 1998; VIDAL; KIANG, 2002).

O Grupo 1 foi formado unicamente pelas águas provenientes do P7; o Grupo 2 foi composto exclusivamente pelas águas oriundas do P1; o Grupo 3 se compõe por águas coletadas no P3 (sete amostras) e no P10 (oito amostras), e por fim o Grupo 4 foi composto pelas águas

coletadas no P2, P4, P5, P6, P8, P9 e pelas águas coletadas no P3 dos meses de: (jan e mai/04) e (jul, set e nov/05) e do P10 (coletas de fev, abr e jun/04) (Figuras 20 e 21).

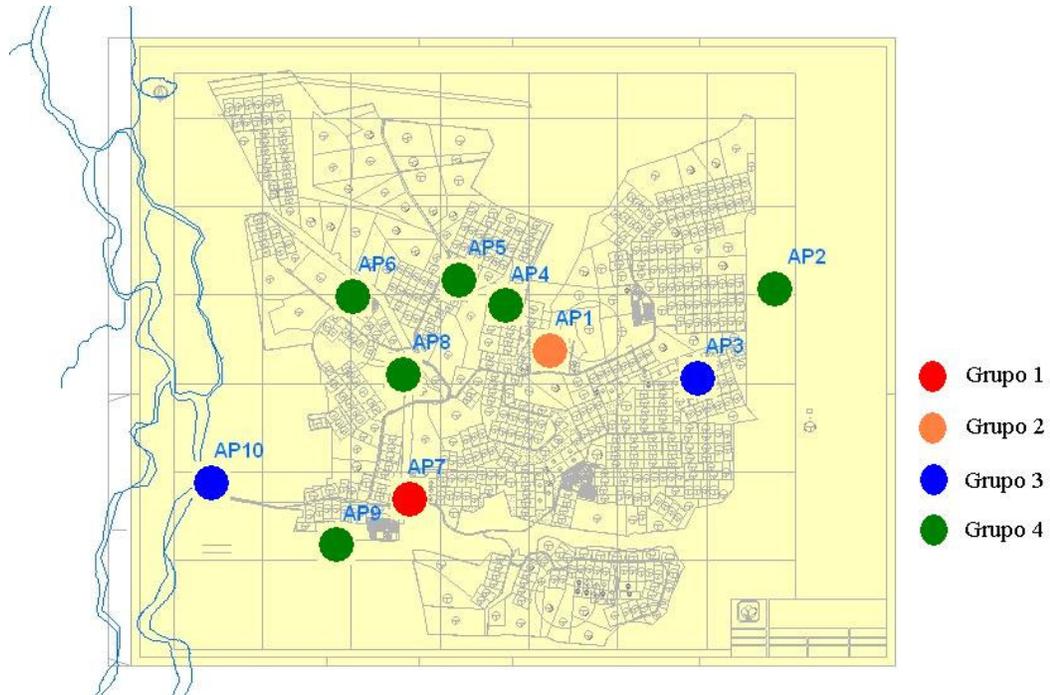


Figura 21- Distribuição dos poços dentro dos agrupamentos formados

Vidal e Kiang (2002) empregando análise multivariada de agrupamento através do emprego das variáveis: sódio, potássio, cálcio, magnésio, bicarbonato, cloreto e sílica aquosa, visando à caracterização hidroquímica dos aquíferos da bacia de Taubaté, identificaram quatro agrupamentos hidroquímicos heterogêneos de qualidade da água, número de agrupamentos semelhantes ao encontrados nessa pesquisa.

4.7.1 Variabilidade espacial da soma de bases (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+) e ânions (Cl^- , CO_3^{2-} e HCO_3^-) nas águas dos poços subterrâneos do DIBAU

A composição média, desvio padrão, valores máximos e mínimos dos cátions (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+) e dos ânions (Cl^- , CO_3^{2-} e HCO_3^-) para as águas de cada grupo de poços do Distrito de Irrigação do Baixo Acaraú, podem ser vistas na Tabela 7.

Tabela 7- Valores médios dos cátions e ânions para os grupos de poços do Distrito de Irrigação do Baixo Acaraú definidos pela técnica da análise de “cluster”

Parâmetros Descritivos		Ca ²⁺ (mmolc L ⁻¹)	Mg ²⁺ (mmolc L ⁻¹)	Na ⁺ (mmolc L ⁻¹)	K ⁺ (mmolc L ⁻¹)	Cl ⁻ (mmolc L ⁻¹)	CO ₃ ⁻ (mmolc L ⁻¹)	HCO ₃ ⁻ (mmolc L ⁻¹)
GRUPO 1	Média	0,38 ± 0,26 b	2,73 ± 0,83 b	16,88 ± 3,67 a	0,19 ± 0,04 c	21,43 ± 3,45 a	0,00 ± 0,0 a	0,09 ± 0,26 b
	Mínimo	0,06	1,09	11,57	0,16	14,70	0,01	0,01
	Maximo	1,05	4,21	23,91	0,33	28,00	0,01	0,95
GRUPO 2	Média	1,41 ± 0,37 a	6,62 ± 0,93 a	17,11 ± 1,85 a	1,11 ± 0,11 a	22,78 ± 1,37 a	0,00 ± 0,0 a	0,09 ± 0,09 b
	Mínimo	0,95	4,69	14,20	0,93	20,00	0,00	0,01
	Maximo	2,21	8,33	20,75	1,31	24,80	0,00	0,31
GRUPO 3	Média	0,48 ± 0,27 b	1,11 ± 0,68 c	3,27 ± 1,52 b	0,44 ± 0,11 b	4,29 ± 1,70 b	0,00 ± 0,0 a	1,53 ± 0,55 a
	Mínimo	0,10	0,23	1,48	0,22	1,70	0,00	0,54
	Maximo	0,95	1,97	5,47	0,64	6,30	0,00	2,45
GRUPO 4	Média	0,18 ± 0,24 c	0,77 ± 0,50 c	3,33 ± 1,56 b	0,27 ± 0,12 c	4,44 ± 1,90 b	0,00 ± 0,0 a	0,11 ± 0,12 b
	Mínimo	0,01	0,24	1,48	0,13	0,70	0,00	0,01
	Maximo	1,03	3,08	5,47	0,65	8,50	0,00	0,56

*médias seguidas de letra minúscula diferente, diferem entre si na coluna pelo Teste T ao nível de 1% de probabilidade.

Verifica-se que as águas do Grupo 2 destacam-se por apresentar os maiores valores médios de bases trocáveis (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ e K⁺) apresentando diferença significativa (p<0,01) pelo Teste T dos demais grupos.

O Grupo 2 é constituído pelas águas do P1, e este não se encontra sob influência direta do aporte de fertilizantes agrícolas. Por se tratar de uma área ainda não agricultável, acredita-se que o aporte destes cátions seja pela deposição de resíduos oriundos de atividades antrópicas da população da comunidade local, bem como da influência direta de um curral bovino. Ademais como se observou na Figura 5 pode-se inferir que os solos assentados sobre o lençol freático do P1, são classificados como Argissolos Acinzentados Distróficos. De acordo com a Embrapa (2006) são solos com argila de atividade baixa ou com argila de atividade alta, mas com saturação por base baixa, contribuindo assim para que neste ponto haja uma grande perda das bases trocáveis por lixiviação para o lençol freático. Portanto é preciso considerar as limitações de propriedades físicas destes solos em planejamento futuros, caso se pretenda alocá-los para atividades agrícolas irrigadas, a fim de minimizar a contaminação direta e pontual do lençol freático.

4.7.1.1 Variabilidade do íon Sódio (Na^+)

Pelos resultados obtidos (Tabela 7), fica evidente que as águas dos poços que compõem os Grupos 1 e 2 detêm os maiores valores de Na^+ , não diferindo estatisticamente pelo Teste T ao nível de 1% de significância. Estes valores ao longo de todo período estudado encontram-se fora do padrão de conformidade para consumo humano, pois apresentaram concentrações acima dos limites aceitáveis estabelecidos pela Portaria 518/04 (200 mg Na L^{-1}). A maior concentração deste elemento foi no Grupo 2, $17,11 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ ($393,53 \text{ mg Na L}^{-1}$), este resultado excedeu em 97% do limite tolerável. Estas concentrações são preocupantes, pois o alto consumo de sódio é atualmente utilizado como preditor de doenças cardiovasculares (MOLINA et al., 2003).

Esses valores encontrados no Grupo 1 e 2 mostraram-se, também, com restrição severa de uso para irrigação ($>9,0 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$) conforme (AYERS E WESTCOT, 1999), representando também riscos de toxidez para as plantas. De acordo com a Figura 22, no que se refere ao consumo humano, somente os poços P1, $17,11 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ ($393,53 \text{ mg L}^{-1}$) e P7, $16,96 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ ($390,08 \text{ mg L}^{-1}$); apresentaram concentrações de sódio acima do permitido pela Portaria 518/04, para enquadramento como água potável.

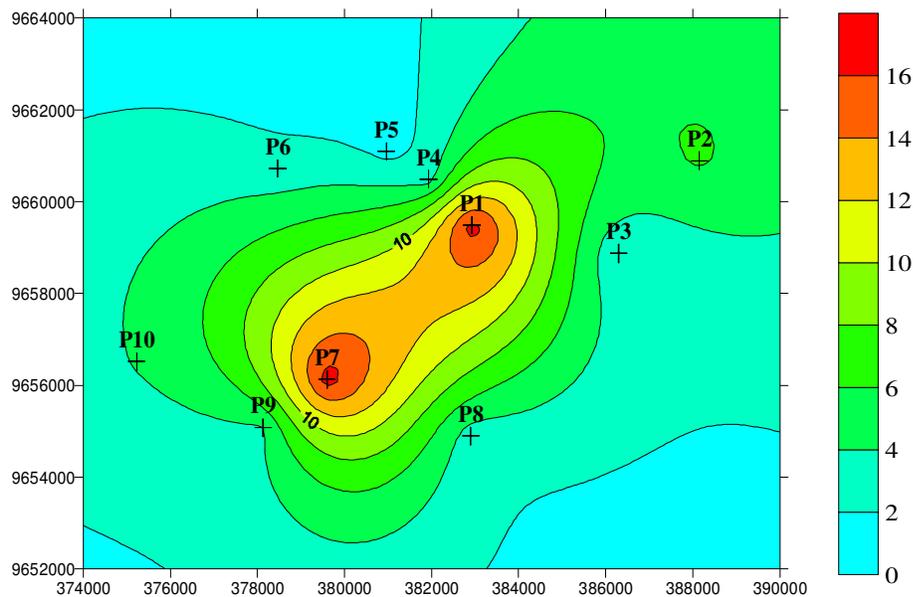


Figura 22- Mapa de variação do íon sódio ($\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$) das águas do lençol freático do Baixo Acaraú

Para os poços influenciados pela irrigação, P4 e P5, verifica-se na Figura 22, que a concentração máxima de sódio não ultrapassou em $4 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ para ambos os poços, estando bem abaixo dos padrões máximos estabelecidos pelo CONAMA. Acredita-se que tal comportamento foi em decorrência de uma maior concentração deste elemento nas camadas mais próximas da superfície, bem como pouca adição deste elemento pela água de irrigação, não contribuindo assim para um aumento da lixiviação deste elemento a maiores profundidades como se observou na Figura 14. A análise do comportamento de acumulação do sódio ao longo do perfil do solo presente na Figura 14 justifica as baixas concentrações deste elemento nas águas subterrâneas do P4 e P8.

4.7.1.2 Variabilidade do íon cloreto (Cl^-)

Semelhante ao comportamento do Na^+ as maiores concentrações de Cl^- foram encontradas no Grupo 1 (P7), $21,43 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ ($759,69 \text{ mg L}^{-1}$) e Grupo 2 (P1) $22,78 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ ($807,55 \text{ mg L}^{-1}$), estes excederam em 204% e 223%, respectivamente, aos teores máximos estabelecidos pela resolução do 357/05 do CONAMA (Tabela 7). Os altos teores deste íon podem ser decorrentes da lixiviação dos resíduos produzidos pelas fossas sépticas das residências comunitárias situadas na proximidade destes poços, visto que os P7 e P1 estão inseridas em um aglomerado populacional rural, sendo ainda agravadas pelo fato da maioria das residências utilizar o sistema de coleta de esgotos através de fossas ou sumidouros, localizado diretamente no aquífero livre.

Vanier e Hirata (2002) estudando a contaminação de águas subterrâneas pelos resíduos oriundos das fossas sépticas verificaram que as concentrações de cloreto foram maiores nos poços situados próximos à fossa, reduzindo-se com o distanciamento. O aumento nos teores de cloreto nas águas do lençol freático, ocasionado por poluição antrópica foi, também, detectado por Palácio, (2004).

De acordo com os resultados da Tabela 7 as concentrações do íon cloreto nas águas que compõem os Grupos 1 e 2 não diferiram entre si ao nível de 1%, mas diferiram das concentrações registradas nas águas que compõem os Grupos 3 e 4 para o mesmo nível de significância. As menores concentrações foram registradas nas águas que representam os dois últimos grupos. Os valores médios foram, sempre, inferiores a $5 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ ($177,25 \text{ mg L}^{-1}$), não expressando assim

limitações de uso para consumo humano. No entanto não podemos desconsiderar que tanto no Grupo 3 como 4 o cloreto atinge concentrações inferiores ao limite recomendado pelo CONAMA (2005).

Ademais este comportamento mostra que o manejo dado nos solos onde estão inseridos os poços P4 e P5, perímetro irrigado, não contribui significativamente para o aporte nas águas do lençol freático, de resíduos agrícolas que contém este íon (Figura 23). Resultados contrários foram observados por Palácio (2004), estudando a qualidade das águas superficiais e subterrâneas em trechos perenizados da bacia do Trussu, Iguatu-CE.

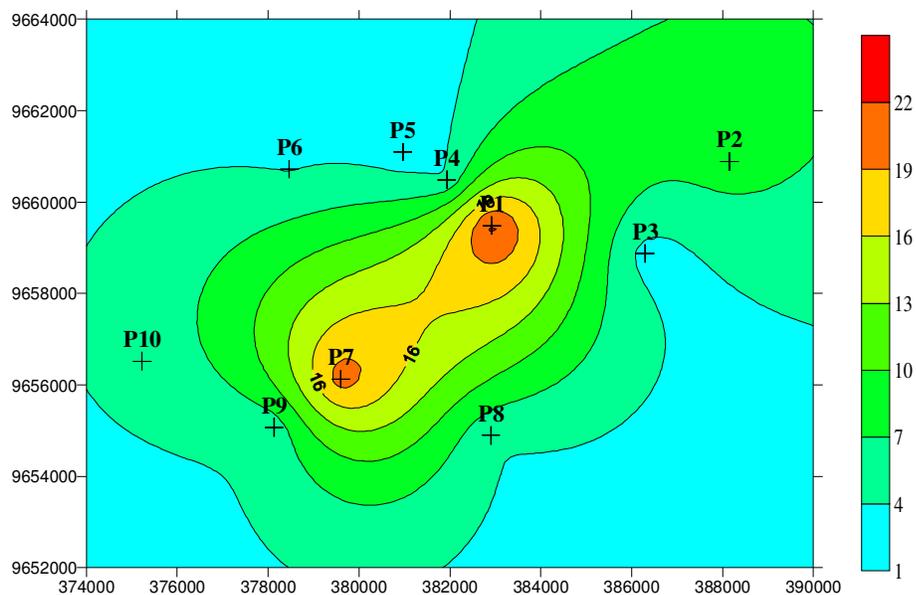


Figura 23- Mapa de variação do íon cloro ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$) das águas do lençol freático do Baixo Acaraú

Verifica-se na figura 24 a dinâmica temporal do nível e dos teores de cloreto na água do lençol freático para dois poços inseridos na área irrigada (P4 e P5) e outros dois fora dos limites da área cultivada (P2 e P8). Pode-se observar na Figura 24A que apenas na coleta do mês de outubro de 2005 o poço inserido na área irrigada (P4), apresentou concentração de cloreto superior ao limite ($7 \text{ mmol}_c \text{L}^{-1}$) recomendado para consumo humano pela Resolução 357 do CONAMA (BRASIL, 2005).

Este comportamento pode ser explicado pela redução da lâmina de água do lençol freático, principalmente dos poços P4, P2 e P8 para este mês (Figuras 24A e 24B). Ademais, constata-se

que os maiores teores de Cl⁻ foram encontrados nos poços que apresentavam as menores lâminas de água, especificamente o P2, que deteve concentrações sempre acima dos padrões estabelecidos pela Resolução 357 do CONAMA, exceção dezembro/03 e janeiro/04 (Figura 24B).

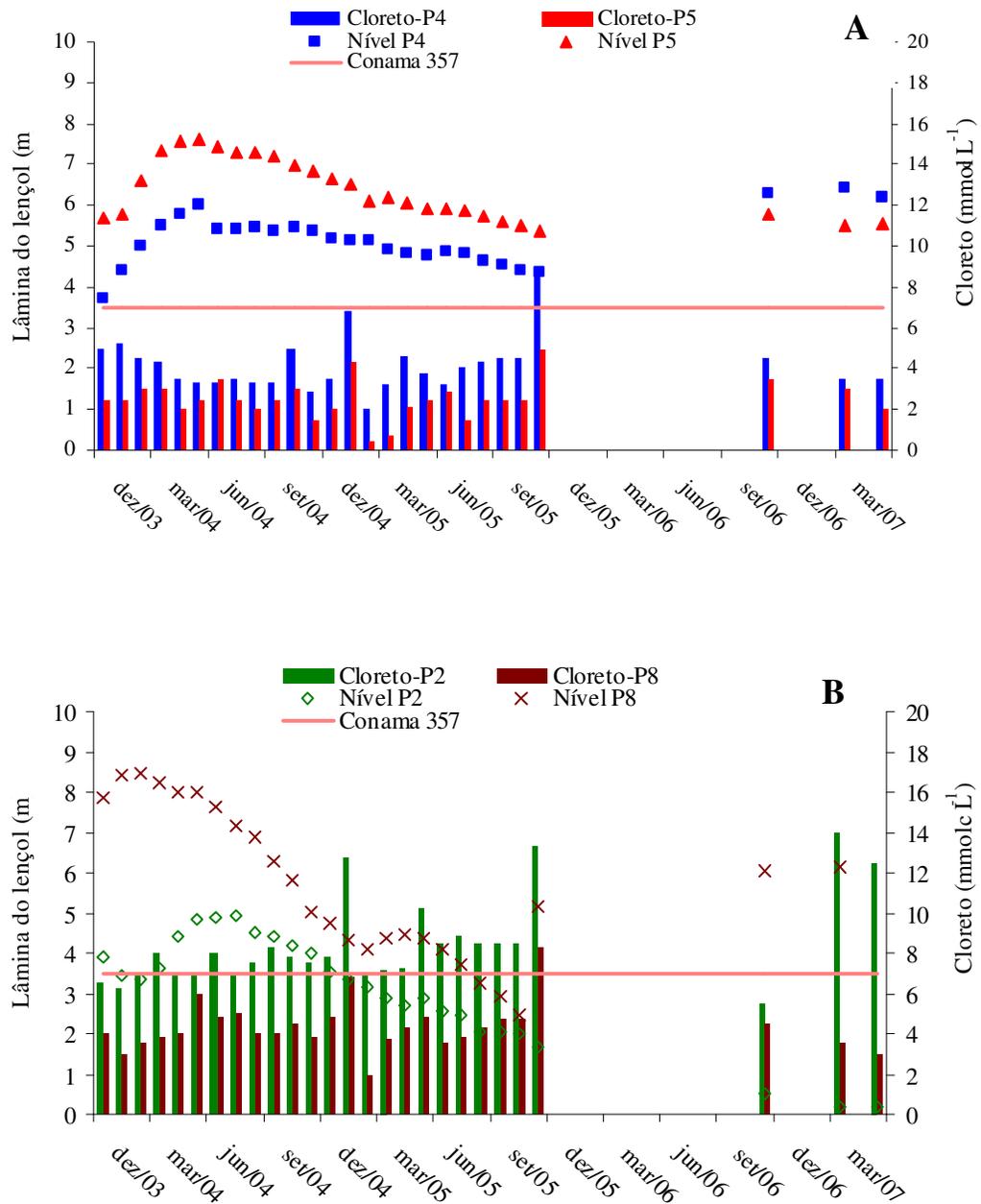


Figura 24- Lâmina de água do lençol freático e a concentração de cloreto dos poços da área irrigada (P4 e P5) - A e sob área não cultivada (P2 e P8)- B

Cruz et al. (2003) avaliando a qualidade das águas superficiais e subterrâneas do Distrito de irrigação Jaguaribe-Apodi verificaram concentrações máximas de cloreto em um poço subterrâneo durante o mês de outubro de 2000, período de estiagem, encontrando-se elevada neste período ($14 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$), resultados de acordo com os encontrados nesta pesquisa. Evidencia-se assim a interdependência entre o nível do freático e a concentração do cloreto quando se identifica uma melhoria na qualidade da água dos poços durante o período chuvoso nos anos de 2004 e 2005. Esta melhoria quanto aos teores de cloreto, é decorrente da diluição do ânion pelas precipitações ocorridas nesta época.

A Figura 24A comprova a não contribuição da agricultura no aporte de Cl^- nas águas do lençol freático dos poços P4 e P5, pois durante a estação seca (irrigação) há uma tendência de acréscimo na concentração de Cl^- na água dos 4 (quatro) poços, acréscimos decorrentes da redução do nível de água. Desta maneira pode-se inferir que os teores de Cl^- na água do lençol freático da área irrigada do DIBAU ainda não estão sendo influenciados diretamente pela agricultura irrigada, mas sim por fatores climáticos.

4.7.1.3 Variabilidade dos ânions carbonato e bicarbonato (CO_3^{2-} e HCO_3^-)

Os valores encontrados de CO_3^{2-} para todos os Grupos de poços estudados estiveram sempre abaixo dos limites de detecção do método adotado pelo laboratório (Tabela 7). Verifica-se na Tabela 7 que as águas dos Grupos 3 apresentaram os menores teores de Na^+ e as maiores concentrações de HCO_3^- , $3,27 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ ($75,21 \text{ mg L}^{-1}$) e $1,53 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ ($93,35 \text{ mg L}^{-1}$) quando comparado com as águas dos poços dos demais grupos.

Observa-se ainda na Tabela 7 que os valores médios do bicarbonato na água dos poços estudados do DIBAU, sempre foram inferiores aos do cloreto, confirmando os resultados encontrados por Audry e Suassuna (1990). Esses pesquisadores estudando a qualidade da água para irrigação no nordeste brasileiro (PE, CE, RN e PB) mostraram que águas com CE superior a $0,5 \text{ dS m}^{-1}$, apresentam teores de bicarbonato sempre menores que o de cloreto.

Os valores de cátions e ânions encontrados nesse estudo estão de acordo com àqueles observados por Silva Júnior et al. (1999) em estudo da composição química de águas do cristalino brasileiro em Pau-dos-Ferros (RN) e Picuí (PB). Os referidos autores observaram

predominância do Cl^- e do Na^+ a medida em que havia aumento na salinidade, e os teores percentuais de HCO_3^- e Ca^{2+} contrariamente diminuem com o aumento da salinidade. De acordo com Leprun (1983) o aumento da concentração salina das águas favorecem cada vez mais os teores de cloreto de sódio, em detrimentos de bicarbonatos de cálcio e magnésio que tendem a precipitar em virtude da baixa solubilidade.

4.7.2 Variabilidade espacial do pH, CEa, RAS, SO_4^- , PO_4^{3-} , NH_4^- e NO_3^- nas águas dos poços subterrâneos do DIBAU

A composição média, desvio padrão, valores máximos e mínimos do pH, CEa, RAS, SO_4^- , PO_4^{3-} , NH_4^- e NO_3^- das águas em cada agrupamento de poços rasos do Distrito de Irrigação do Baixo Acaraú, constam nas Tabela 8.

Tabela 8- Valores médios do pH, CEa, RAS, SO_4^- , PO_4^{3-} , NH_4^- e NO_3^- dos grupos dos poços subterrâneos do Distrito de Irrigação do Baixo Acaraú.

Parâmetros Descritivos		pH	CE (dS m ⁻¹)	RAS	SO_4^- (mmol L ⁻¹)	PO_4^{3-} (mg L ⁻¹)	NH_4^- (mg L ⁻¹)	NO_3^- (mg L ⁻¹)
GRUPO 1	Média	3,79 ± 0,35 c	2,30 ± 0,40 b	13,88 ± 3,87 a	0,07 ± 0,03 bc	1,00 ± 1,27 a	0,62 ± 0,34 b	3,37 ± 1,48 b
	Mínimo	2,81	1,75	9,58	0,05	0,07	0,10	0,60
	Maximo	4,36	3,30	24,22	0,15	5,00	1,30	5,90
GRUPO 2	Média	4,63 ± 0,47 b	2,79 ± 0,17 a	8,28 ± 3,87 b	0,06 ± 0,03 c	1,01 ± 1,26 a	0,59 ± 0,36 b	50,58 ± 10,43 a
	Mínimo	3,62	2,39	2,91	0,01	0,10	0,10	28,80
	Maximo	5,30	3,00	10,07	0,10	5,00	1,20	67,30
GRUPO 3	Média	6,46 ± 0,62 a	0,60 ± 0,20 c	3,71 ± 1,22 d	0,29 ± 1,13 a	1,89 ± 1,74 a	4,00 ± 4,00 a	1,47 ± 2,13 b
	Mínimo	4,70	0,34	1,70	0,12	0,07	0,10	0,10
	Maximo	7,50	0,83	6,51	0,58	6,00	12,10	7,60
GRUPO 4	Média	4,68 ± 0,75 b	0,54 ± 0,22 c	5,27 ± 2,26 c	0,12 ± 0,08 b	1,14 ± 1,60 a	0,79 ± 0,74 b	4,90 ± 7,16 b
	Mínimo	3,35	0,21	1,89	0,01	0,01	0,10	0,10
	Maximo	6,30	1,00	11,25	0,38	6,00	3,70	41,80

*médias seguidas de letra minúscula diferente, diferem entre si na coluna pelo Teste de T ao nível de 1% de probabilidade

4.7.2.1 Variabilidade do Potencial hidrogeniônico (pH)

As águas apresentaram valores de pH tendendo para acidez, exceto a água do Grupo 3, que apresentou o maior valor médio, em torno de 6,46, sendo estatisticamente diferente dos demais

grupos ao nível de significância de 1% de probabilidade (Tabela 8). Este comportamento pode ser explicado pela quantidade de CO_2 dissolvido que geralmente é maior em águas subterrâneas e que contribuem para a formação do ácido carbônico (ZULIANI, 2003). Em geral as águas subterrâneas não têm material em suspensão e o pH situa-se entre 6,5 e 8 numa espécie de tamponamento pela presença de CO_2 e HCO_3^- dissolvidos (HOLANDA; AMORIM, 1997).

Os valores de pH das águas dos poços dos Grupos 2 e 4, mostraram-se estatisticamente semelhantes ($p < 0,01$), sendo que estes, juntamente com o poço do Grupo 1, estão fora de enquadramento para consumo humano, de acordo com a Classe 1 da resolução do CONAMA 357/05. Esta Resolução estabelece como aptas para o consumo as águas que apresentarem valores de pH compreendido entre 6 e 9 (Tabela 8).

Os valores mais elevados de HCO_3^- no Grupo 3, $1,53 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ ($93,35 \text{ mg L}^{-1}$), quando comparado com os teores nas águas dos demais grupos, devem ter contribuído para o aumento do pH nessas águas; pois de acordo com Hermes e Silva (2002) os valores de pH tendem a ser mais elevado quando ocorre a presença de bicarbonatos na água.

4.7.2.2 Valores da Condutividade elétrica (CE)

Os valores médios de CE da água para os grupos 3 e 4 permaneceram inferiores a $0,7 \text{ dS m}^{-1}$, indicando baixos teores de sais dissolvidos, não apresentando restrição para uso na irrigação e adequada para todas as espécies de gado, aves confinadas e consumo humano (AYRES; WESTCOT, 1999; BRASIL, 2005) (Tabela 8). Para efeito da Resolução 357/05 do CONAMA são consideradas águas doces as que apresentarem salinidade igual ou inferior a $0,5\text{‰}$ ($0,78 \text{ dS m}^{-1}$), águas salobras: águas com salinidade superior a $0,5\text{‰}$ ($0,78 \text{ dS m}^{-1}$) e inferior a 3‰ ($4,68 \text{ dS m}^{-1}$), e águas salinas: águas com salinidade igual ou superior a 30‰ ($4,68 \text{ dS m}^{-1}$). Desta maneira as águas dos poços pertencentes aos Grupos 3 e 4 apresentam valores de CE dentro da classe de águas doces, enquanto as do Grupo 1 e 2 são enquadradas como salobra; logo com algumas restrições ao consumo humano no que concerne aos sais totais. Os valores baixos de CE para as águas do Grupo 3 e 4 podem ser explicados porque estas águas drenam uma região de solos de textura arenosa.

Após o processamento de análise dos dados pelo Teste T ($p < 0,01$), verificam-se que as águas do grupo 2 apresentaram a maior média de condutividade elétrica, $2,79 \text{ dS m}^{-1}$, resultado que está condizente com os dados mais elevados dos componentes catiônicos (Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+) e da RAS para este grupo (Tabela 8).

De acordo com a Tabela 8, observa-se que apesar dos valores de CE nos Grupos 1 e 2 apresentarem grau de restrição de ligeiro a moderado para uso na irrigação, estas águas se encontram adequadas para consumo de todas as espécies de gado, aves confinadas, mas inadequada para seres humanos, entretanto pode provocar diarreia temporária em gado não acostumado e excrementos aquosos nas aves (AYRES; WESTCOT, 1999). Estes valores mais elevados de CE podem ser explicados pela ação pontual antrópica, uma vez que a água do Grupo 1 é representada pelo P7, cacimba de coleta comunitária, e a do Grupo 2, pelo P1, localizada na proximidade de um curral bovino. Outro fator que pode vir a explicar estes altos valores da CE na água do lençol freático destes poços pode estar relacionado à característica da geologia local.

Nos P1 e P7 da Figura 25, verifica-se que os valores médios registrados de condutividade elétrica durante todo o tempo de pesquisa foram superiores 2 dS m^{-1} , representando riscos em potenciais para a saúde humana quando empregadas no consumo.

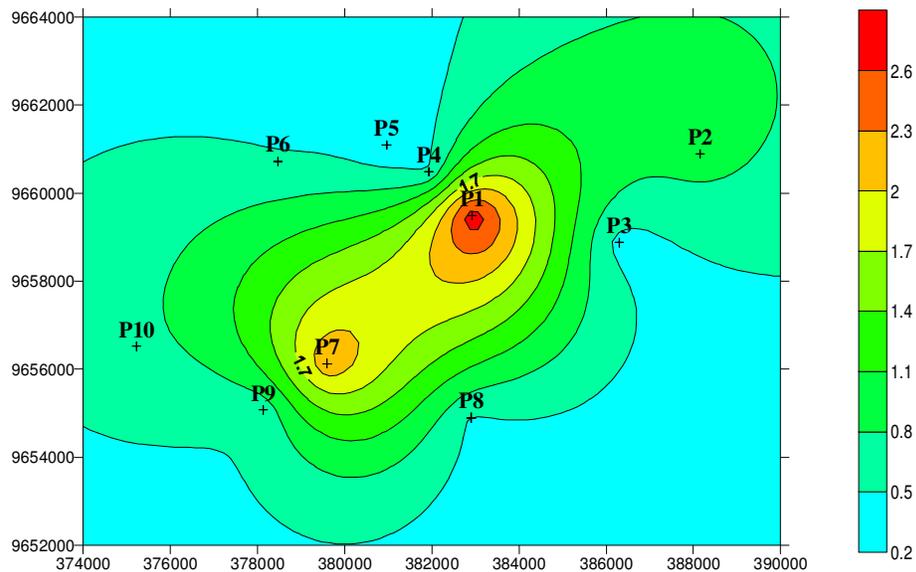


Figura 25- Mapa de variação da condutividade elétrica (dS m^{-1}) das águas do lençol freático no Baixo Acaraú

Os fatores responsáveis pelos valores elevados da CE nos poços P1 e P7, estão relacionados com as altas concentrações de sódio verificado nas análises, bem como possíveis contaminações dos aquíferos em função da ação antrópica, uma vez que esses poços estão próximos a aglomerados comunitários, sofrendo assim influência direta das práticas de uso e manejo adotadas pela população (RODRIGUES et al., 2005).

As amostras coletadas nos poços localizados na área irrigada, P4 e P5, apresentaram os menores índices de salinidade, condutividade elétrica inferior a $0,8 \text{ dS m}^{-1}$, as águas destes poços poderão ser empregadas no consumo humano sem nenhum grau de restrição no que diz respeito a variável especificada (Figura 25).

4.7.2.3 Variabilidade da Relação de Adsorção de sódio (RAS)

O valor da RAS aumenta o risco de gerar problemas de infiltração quando a proporção Ca/Mg é menor que um e que, quanto mais baixa for esta proporção, maior será o perigo da RAS (RAHMAN; ROWELL, 1979). Pelo exposto acima, demonstra-se na Tabela 8, que além dos Grupos 1 e 2 apresentarem as maiores ocorrências da RAS, este último possui as menores proporções Ca/Mg, 0,21.

Como a RAS depende diretamente dos teores de Na^+ na água, os maiores valores dessa variável foram registrados no Grupo 1, os quais diferiram estatisticamente ao nível de 1% dos outros três grupos. De fato os quatro grupos formados pela análise de agrupamento apresentaram valores da RAS que diferiram estatisticamente entre se ($P < 0,01$).

4.7.2.4 Variabilidade dos ânions sulfato e fosfato (SO_4^- e PO_4^{-3})

Os valores de SO_4^{-2} foram sempre inferiores a $1 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ ($48,03 \text{ mg SO}_4^{-2} \text{ L}^{-1}$) e estão muito abaixo do limite da classe 1 da resolução CONAMA 357/2005, que é de $250 \text{ mg SO}_4^{-2} \text{ L}^{-1}$; fortalecendo a hipótese de que as águas do Grupo 1; 2 e 4 tendem para acidez (Tabela 8), devido à presença de uma fonte natural e não proveniente de uma fonte alóctone de enxofre.

Em todos os grupos de poços analisados, as águas mantiveram os valores de fósforo com pouca variação não havendo diferença significativa ao nível de 1% entre as médias (Tabela 8). Os valores médios das concentrações do PO_4^{-3} presente nas águas de cada grupo encontram-se acima do valor limite estabelecido como padrão de potabilidade para consumo humano dentro da classe 1 da Resolução 357/05 do CONAMA para ambientes lóticos, $0,1 \text{ mg PO}_4^{-3} \text{ L}^{-1}$. Apesar de todos os poços, com exceção do P3, apresentarem concentrações de PO_4^{-3} inferior a $1,1 \text{ mg L}^{-1}$ durante o período da pesquisa, 100% permaneceram em desacordo com os padrões legais (Figura 26).

Em termo absoluto, o poço que apresentou as maiores concentrações de fósforo foi o P3 ($2,44 \text{ mg PO}_4^{-3} \text{ L}^{-1}$), esse está inserido no Grupo 3, encontrando-se 2440% acima dos limites estabelecidos pelo CONAMA. Toledo e Nicolella (2002), avaliando a composição química das águas de uma microbacia em Guairá-SP, encontraram valores médios bem abaixo dos encontrados neste estudo, teores de $0,044 \text{ mg PO}_4^{-3} \text{ L}^{-1}$.

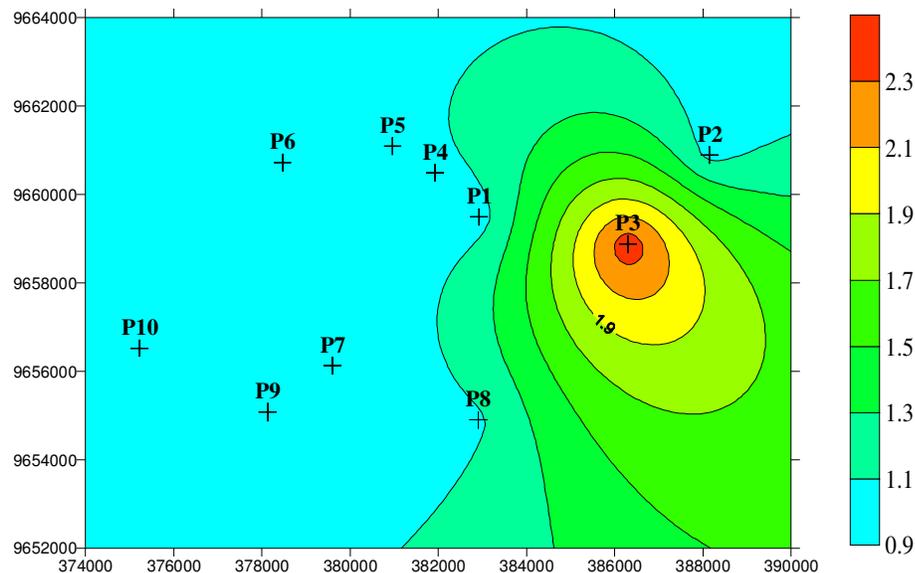


Figura 26- Mapa de variação do fósforo (mg L^{-1}) das águas do lençol freático do Baixo Acaraú

A condição indesejável dos teores de fósforo nos poços estudados pode ser atribuída ao lançamento direto, pela grande maioria das residências do Distrito de Irrigação do Baixo Acaraú, do sistema de coleta de esgotos através de fossas ou sumidouros. Os resíduos sólidos da população são lançados pelos esgotos diretamente no aquífero livre, e é de conhecimento do meio científico que o fósforo está presente em fezes humanas, bovinas, detergentes, etc. A presença do

fósforo na água pode se dar de diversas formas, ele é originado naturalmente da dissolução de compostos do solo e da decomposição da matéria orgânica. A fonte antropogênica é oriunda dos despejos domésticos e industriais, detergentes, excrementos de animais e fertilizantes (VON SPERLING, 1996).

As altas concentrações de fósforo nas águas podem advir também de processos de lixiviação. A água percolada pode estar transportando esse elemento da superfície para camadas subjacentes e conseqüentemente para o lençol freático. Esta hipótese é pouco provável, pois o uso de fertilizantes pelos agricultores na região é mais intenso na área onde se localiza P4 e P5, área do Distrito que está sendo efetivamente irrigada, entretanto, a concentração de fósforo nesses poços estão bem inferiores às concentrações encontradas no P3 (Figura 26). Acredita-se que as elevadas concentrações de fósforos registrados no poço supracitado sejam devidas as condições de conservação em que se encontravam o P3, ou seja, sem revestimento (Figura 27) promovendo o acesso de escoamento superficial ao poço. Outro agravante era o desenvolvimento de arbustos nas paredes do poço.



Figura 27- Poço localizado na comunidade indígena de Queimadas, Baixo Acaraú

4.7.2.5 Variabilidade do N-amoniaco e do Nitrato (NH_4^- e NO_3^-)

Os valores de N-amoniaco encontrados foram sempre inferiores ao limite estabelecido pela Portaria 518/2004, que é de $1,5 \text{ mg L}^{-1}$, com exceção das águas do Grupo 3 (4 mg L^{-1}), este se encontra 266% acima dos limites toleráveis para consumo humano e acima das médias dos demais poços ($p < 0,01$) (Tabela 8). As altas concentrações tanto de fósforo quanto de N-amoniaco nestes poços podem ser justificadas pela poluição pontual das águas, causadas por dejetos orgânicos humanos e de animais, visto que este poço não apresenta mureta de proteção. Além de que na comunidade indígena próxima ao P3 é comum à criação de pequenos animais domésticos como galinha e porcos nas proximidades do poço (Figura 27).

Estudando a contaminação das águas subterrâneas do parque ecológico do Tietê em São Paulo Varnier e Hirata (2002), observaram que dos íons da série nitrogenada, houve a predominância dos compostos menos oxidados como nitrogênio orgânico e amônio, próximos ao sistema séptico, a uma distância de 7 m, uma vez que estes são estáveis em condições redutoras. A medida em que se afasta da fonte, ocorre uma diminuição na concentração destes íons e aumento gradativo na concentração relativa de nitrato. Na proximidade da fossa, o ambiente redutor é mantido pelo rápido consumo de oxigênio a partir da degradação de matéria orgânica. Compostos mais oxidados aparecem quando o carbono é degradado e pelo contato com águas mais ricas em oxigênio (VARNIER; HIRATA, 2002).

Verifica-se na Tabela 8, que o Grupo 2 (formado pelas águas do P1) destaca-se por apresentar as maiores concentrações de nitrato, diferindo dos demais grupos ao nível de 1% de significância pelo Teste T. Essas águas são usadas não usadas para beber, sendo utilizadas para banho, lavagem de roupa e utensílios domésticos, bem como dessedentação. De todos os poços estudados até o mês de novembro de 2006, apenas o P1 ($49,59 \text{ mg L}^{-1}$) e o P6 ($15,96 \text{ mg L}^{-1}$) apresentam concentrações médias de nitrato acima dos valores estabelecidos pela Resolução 357/05 do CONAMA para uso no consumo humano (10 mg L^{-1}) (Figura 28). Por outro lado às águas oriundas do P1 e P6 são empregadas para atender a demanda hídrica das famílias que residem nas proximidades destes.

As altas concentrações de nitrato nos poços P1 e P6 podem ser justificadas pela poluição das águas causadas por dejetos humanos e de animais. Estes poços estão localizados na circunvizinhança de um aglomerado de casas sem saneamento básico.

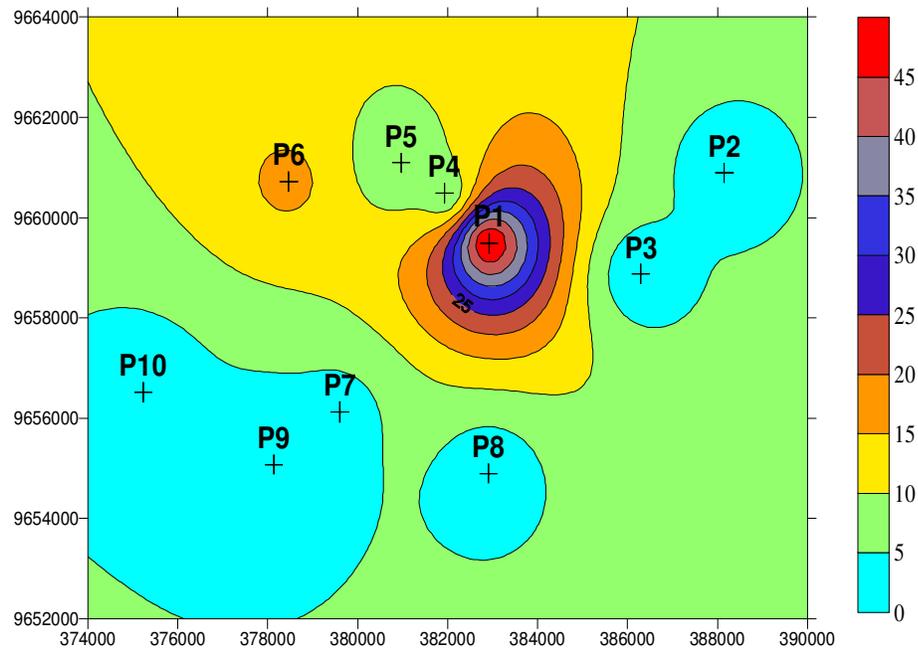


Figura 28- Mapa de variação do NO_3^- (mg L^{-1}) nas águas do lençol freático do Baixo Acaraú

Estudos evidenciam de forma bastante clara que a presença de fossas sépticas, e às vezes abertas, nas proximidades de poços, aliada à falta de proteção sanitária nestes, é uma das causas de contaminação por nitrato. Neste local é, também, comum a criação de pequenos animais domésticos como galinha (Figura 29) e porcos, além da proximidade de um curral bovino no P1, fonte potencial de aporte de nitrato. Com a chegada do período chuvoso, estes dejetos são facilmente lixiviados através de solo arenoso, característico da área, para as camadas mais profundas, alcançando rapidamente o lençol freático (AFONSECA et al., 2005; MERTEN; MINELLA, 2000).

Quando comparado com os demais poços, com exceção do P1 e P6, observa-se que os poços que estão localizados dentro da área irrigada, P4 e P5, apresentaram os valores médios mais elevados de nitrato nas águas: 6,4 e 5,3 $\text{mg de NO}_3^- \text{ L}^{-1}$, respectivamente. Apesar de estarem abaixo dos limites máximo estabelecidos pela Resolução 357 do CONAMA, são concentrações preocupantes, pois como foi visto na Figura 19, as últimas 3 coletas apresentaram uma tendência crescente de valores muitos acima dos limites máximos aceitáveis pela legislação.

Apesar da predisposição à contaminação da água do lençol freático do P4 (área irrigada) em decorrência da predominância da textura arenosa ao longo de todo perfil do solo, os valores

encontrados nas Figuras 19 e 28 indicam uma adição significativa de nitrato oriundo de fertilizantes agrícolas, pois, as lixiviações de nitrato pelas lâminas de irrigação neste poço proporcionaram acúmulo deste elemento na água do lençol freático, se encontrando sempre acima dos limites estabelecidos pela 357/05 do CONAMA apartir do mês de nov/06 (Figura 19).



Figura 29- Coleta de água do P6, Baixo Acaraú

Verifica-se que as menores concentrações de nitrato ocorreram nos poços P2, P3, P7, P8, P9 e P10 (Figura 28). Com relação às baixas concentrações observadas no poço 10, acredita-se que esteja recebendo influência direta das águas do rio Acaraú, pois esse poço dista menos de 200 m do leito do rio. Nesse local o rio Acaraú se encontra perenizado pela barragem Santa Rosa, portanto as baixas concentrações observadas refletem a renovação constante do lençol pelas águas do rio.

Constata-se que a ingestão de águas com altas taxas de nitrato apresentam forte correlação com o aparecimento de câncer gástrico nas populações. Em crianças, o nitrato em altas concentrações, pode ser reduzido a nitrito através das bactérias intestinais, que se liga com moléculas de hemoglobina impedindo-as de transportarem oxigênio para as demais células do organismo, causando a meta-hemoglobinemia (FIGUEREDO, 1987).

4.8 Direção do fluxo de drenagem do lençol freático

Através da Figura 30 observa-se que o DIBAU está inserido em uma área de divisor topográfico entre as bacias do Acaraú e a Litorânea.

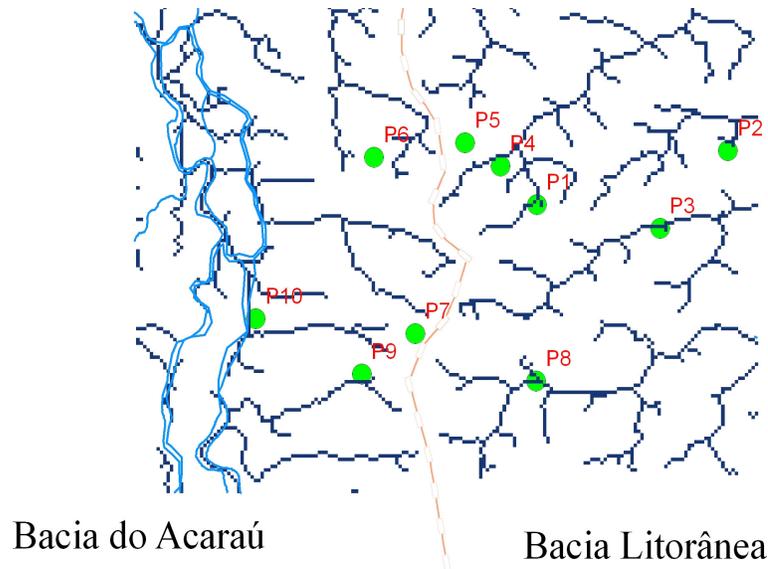


Figura 30- Mapa do fluxo de drenagem dos riachos da área pertencente ao Distrito de Irrigação do Baixo Acaraú

Outra informação importante a ser extraída da Figura 30 é que as estações amostrais estão distribuídas aleatoriamente em microbacias distintas, com exceção dos poços P1, P4 e P5. Desta maneira tornou-se imprescindível a determinação da direção do fluxo subterrâneo, com a finalidade de verificar a influência do manejo da agricultura intensiva na área do P4 e P5 sobre a alteração da qualidade da água do P1. Teoria pouco provável, pois como se vê na referida figura, o P1 está geograficamente em uma posição mais elevada, estando assim localizado na nascente de uma microbacia.

Como foi demonstrado anteriormente o poço que se encontra com maior contaminação é o P1, logo se poderia inferir, em virtude da sua proximidade com as áreas irrigadas, P4 e P5, que este possivelmente estivesse sendo influenciado pela lixiviação e fluxo da água residual contendo agroquímicos oriundos da irrigação. Autores como D' Almeida (2002) associa a má qualidade da água de irrigação e ao uso de fertirrigação na agricultura, incrementos de até 17000% nos valores de Na^+ em cambissolos irrigados da Chapada do Apodi.

Mas de acordo com as Figuras 31 e 32 vê-se claramente que as águas residuais provenientes de práticas agrícolas que alimentam o P4 e P5 não se direcionam para o P1.

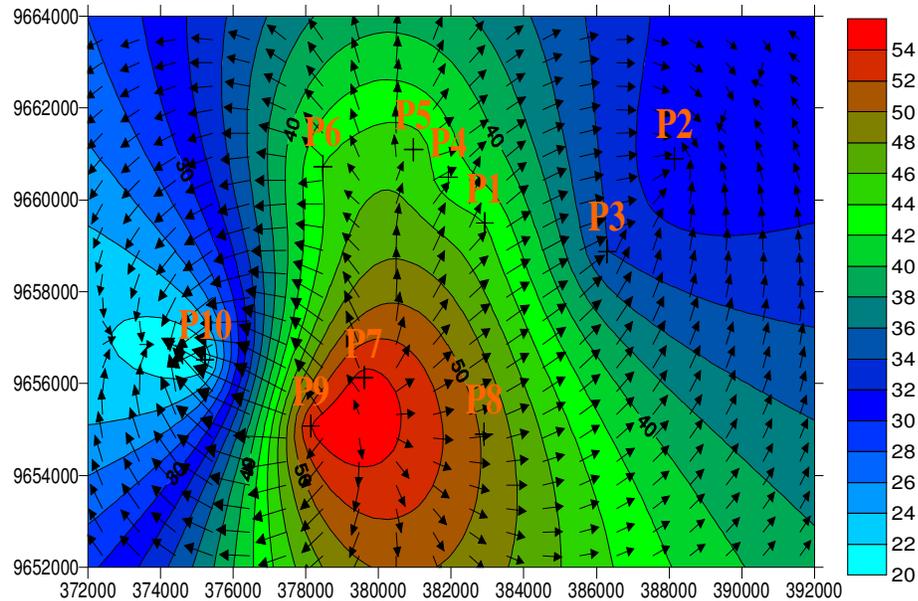


Figura 31- Cotas de altitude do lençol subterrâneo e direção da linha de fluxo do lençol freático do DIBAU no período chuvoso, fevereiro de 2004

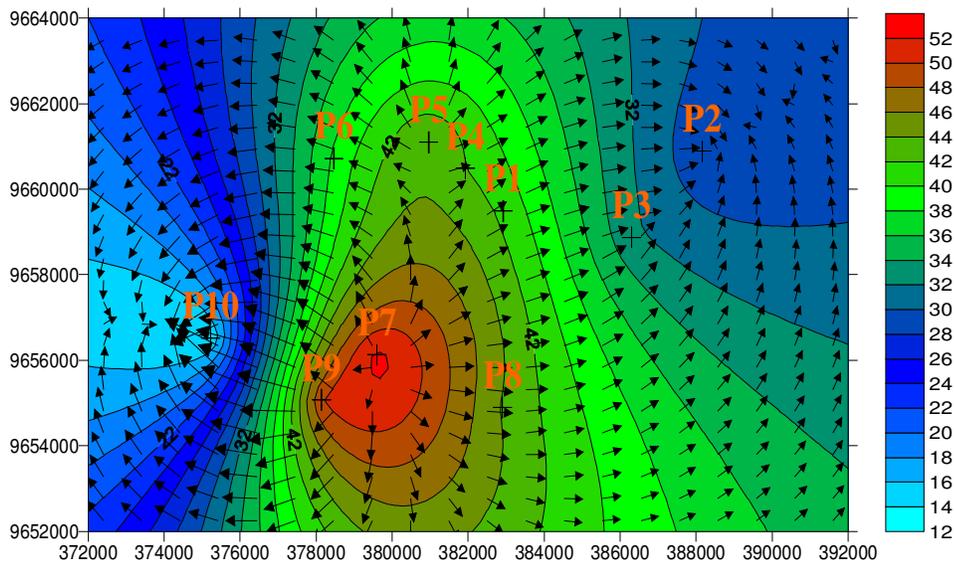


Figura 32- Cotas de altitude do lençol subterrâneo e direção da linha de fluxo do lençol freático do DIBAU no período de estiagem, novembro de 2005

Fatos que levam a acreditar que as altas concentrações dos íons encontrados no P1 e P7, podem ser decorrentes da lixiviação dos resíduos produzidos pelas atividades antrópicas pontuais e pelas fossas sépticas das residências comunitárias situadas nas proximidades destes poços, expressando uma contaminação pontual. Visto que os poços P1 e P7 estão inseridos em aglomerados populacionais, sendo ainda o poço P1 agravado pela lixiviação de resíduos provenientes de um curral bovino.

Possivelmente o lençol freático tendeu a acompanhar a topografia do terreno, bem como apresentou pequenas oscilações no nível d'água ao longo do ano; sendo que esta variação não interferiu na mudança de direção do escoamento das águas do lençol freático do DIBAU (Figuras 30, 31, 32).

Os resultados das Figuras 31 e 32 mostram ainda que as águas do poço P1 drenam em direção ao P2, contudo existe um processo de autodepuração, fazendo com que apenas aproximadamente 4 km, a água passe por um processo de filtração natural no solo, visto que as águas do P2 apresentam baixas concentrações dos íons estudados, quando comparada com as águas do P1.

Durante o percurso no qual a água caminha entre os poros do subsolo e das rochas, ocorre à depuração da mesma através de uma série de processos físico-químicos (troca iônica, decaimento radioativo, remoção de sólidos em suspensão, neutralização de pH em meio poroso, entre outros) e bacteriológicos (eliminação de microorganismos devido à ausência de nutrientes e oxigênio que os viabilizam) que agindo sobre a água, modificam as suas características adquiridas anteriormente, tornando-a particularmente mais adequada ao consumo humano (MINDRISZ, 2006).

4.9 Classificação das águas do DIBAU

A análise de contribuição dos íons maiores presentes nos agrupamentos definidos pela análise de agrupamento, podem ser visualizados no diagrama de classificação de águas. Neste caso utilizou-se o diagrama de Piper (Figura 9). Esta classificação é função das concentrações de cálcio, magnésio, da soma de sódio e potássio, e ainda, pelos ânions cloretos, sulfatos e a soma de

carbonatos com bicarbonatos. Ao se utilizar o diagrama de Piper, observa-se que nas 124 amostras analisadas houve uma pequena dispersão dos pontos.

Das águas analisadas nos poços pertencentes aos grupos 1 e 2, 100% foram classificadas como cloretadas sódicas (Figura 33). Analisando os triângulos menores, os quais indicam a predominância de cátions e/ou ânions verificou-se que para os cátions houve uma maior dispersão dos dados, porém a predominância foi de águas sódicas com 100% dos casos. Já para os ânions quase não houve dispersão dos resultados, caracterizando águas 100% cloretadas. A Figura 34 mostra que as águas analisadas nos poços pertencentes aos grupos 3 e 4 foram, em sua totalidade, classificadas como cloretadas sódicas. Ademais analisando os triângulos menores, verificou-se que para os cátions a predominância foi de águas sódicas com 100% dos casos, enquanto para os ânions, encontrou-se 100% das amostras dos poços do grupo 4 enquadradas como águas cloretadas e apenas 2 amostras (13,3%) representantes do grupo 3, apresentaram-se como águas mistas (bicarbonatadas-sulfatadas-cloretadas).

Em estudos da dinâmica iônica das águas superficiais da parte baixa da bacia do Acaraú, Mesquita et al. (2004) observaram que das 38 amostras de água analisadas, quanto aos ânions, apresentaram uma maior tendência para serem classificadas como cloretadas, obtendo um percentual dominante deste ânion em torno de 78,9%, enquanto para os teores de cátions 94,7% enquadraram-se como mistas. (cálcicas-magnesianas-sódicas).

Comportamento que confirmam o estudo feito por Silva Filho et al. (2002), onde concluíram que águas subterrâneas do Cristalino do nordeste brasileiro são classificadas como cloretadas, bicarbonatas e mistas.

Este comportamento característico das águas para a região estudada pode ser explicado principalmente pelos fatores edáficos e hidrogeológicos, visto que o DIBAU se encontra na parte baixa do terço inferior da bacia do rio Acaraú, cuja predominância é de solos aluviais arenosos e derivados do arenito e cristalino. Ademais é uma área banhada por águas provenientes da drenagem dos solos cristalinos da parte alta da bacia. Os acúmulos de sódio e cloro nas águas dos poços estudados podem ser potencializados pelo tipo de textura do solo da região, visto que os solos arenosos apresentam menores resistências a lixiviações profundas dos sais existentes nos mesmos.

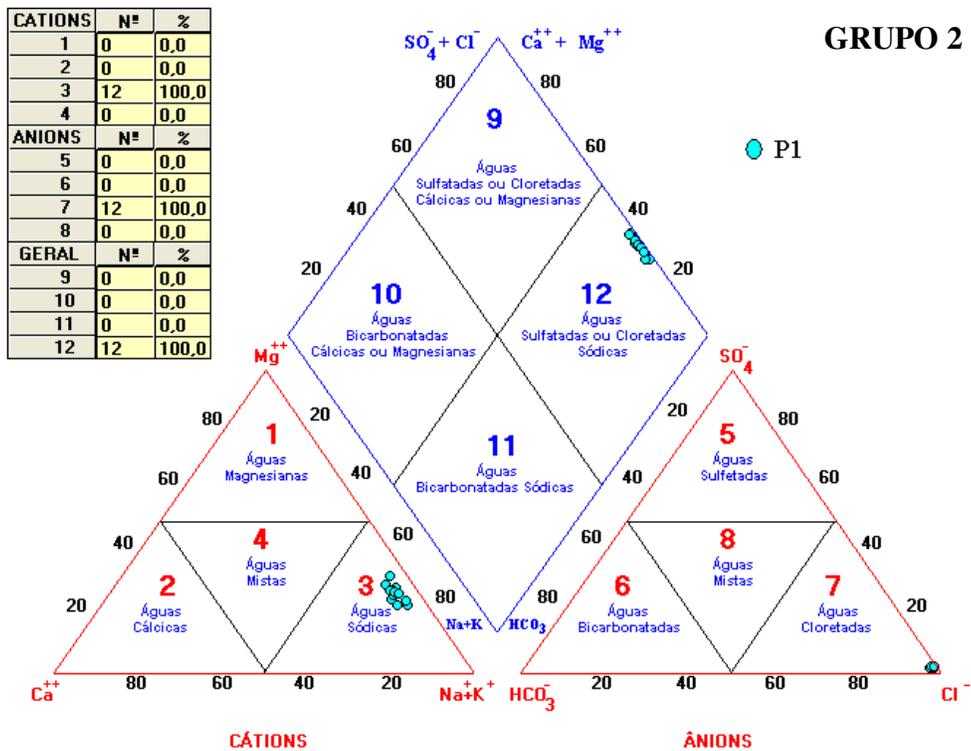
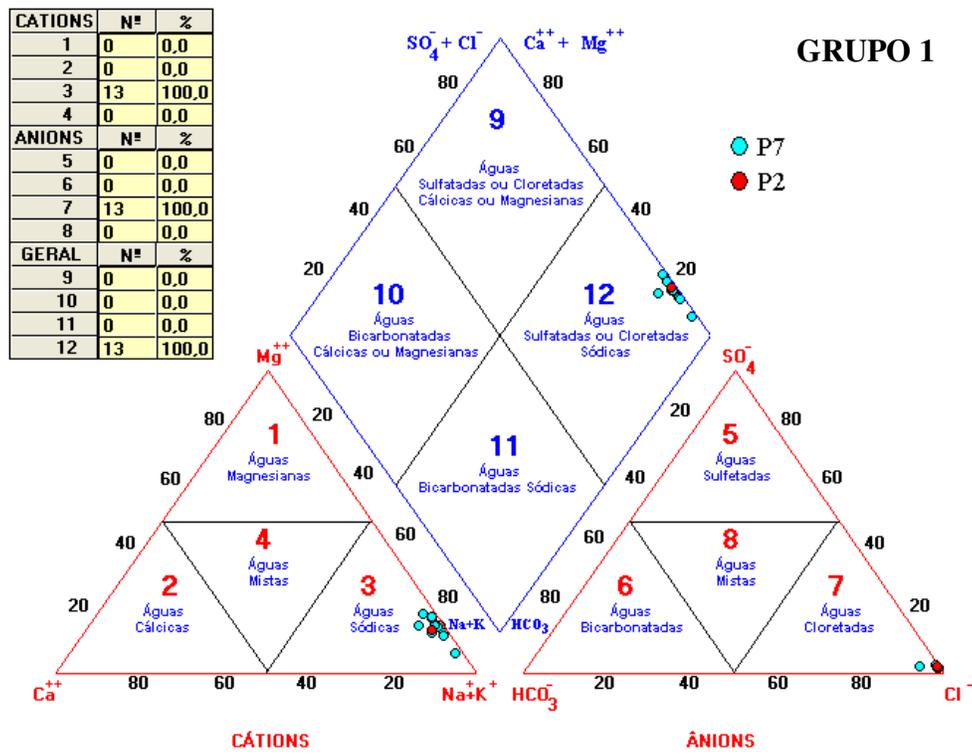


Figura 33- Classificação das águas subterrâneas dos Grupos de poços 1 e 2 do Distrito de Irrigação do Baixo Acaraú

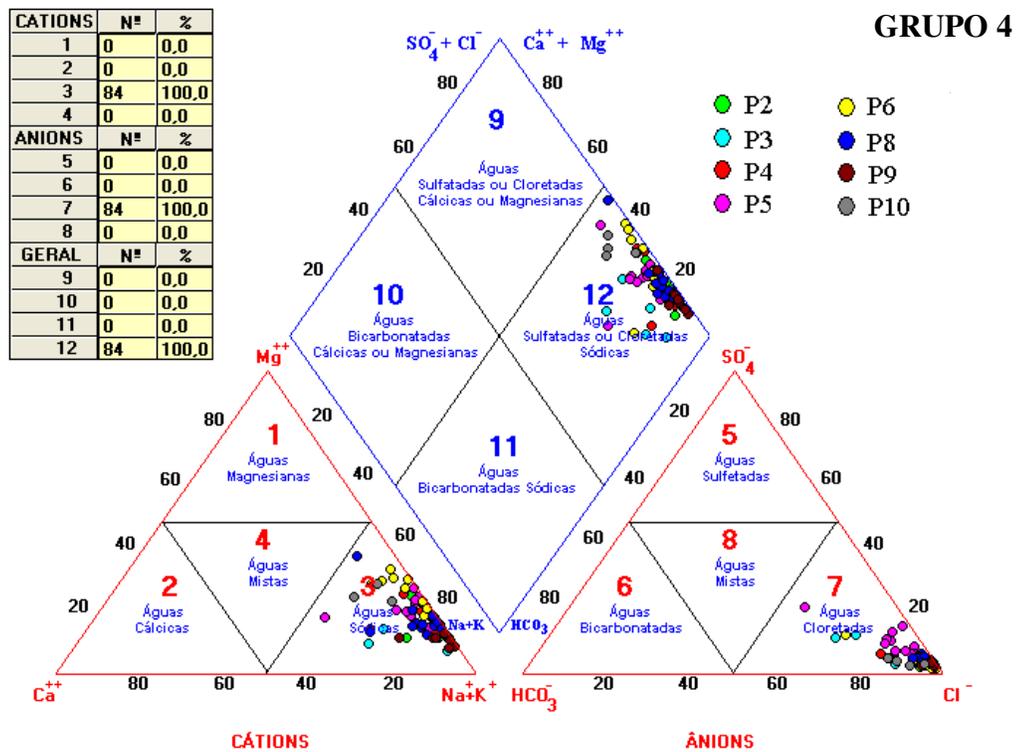
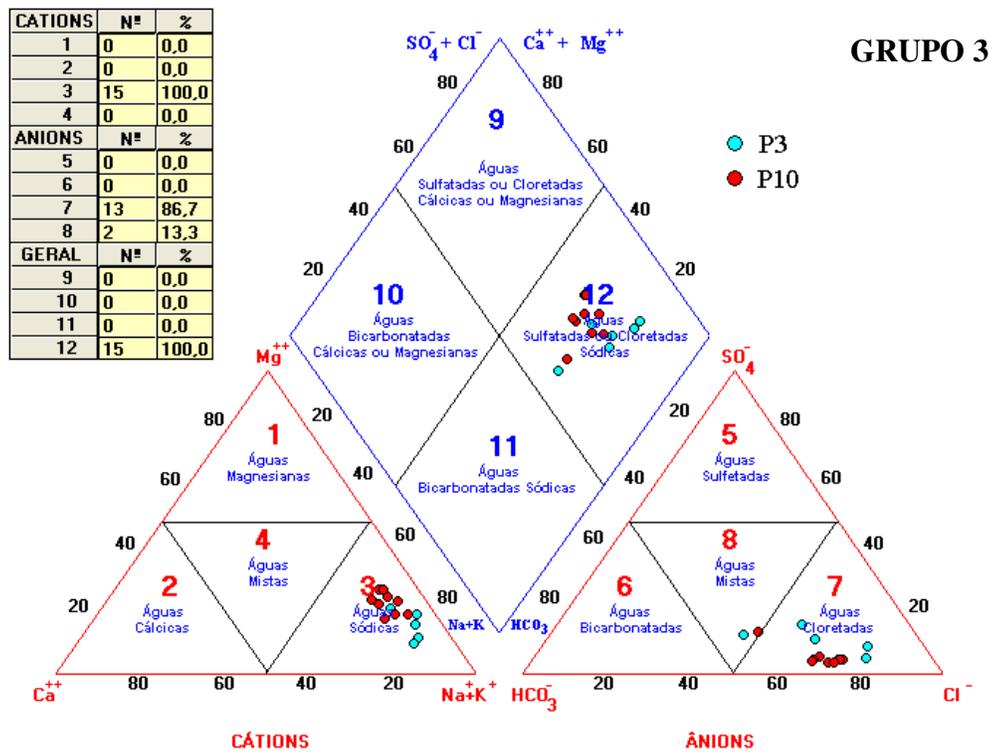


Figura 34- Classificação das águas subterrâneas dos Grupos de poços 3 e 4 do Distrito de Irrigação do Baixo Acaraú

Deve-se enfatizar, neste caso, que os poços amazonas na região do Baixo Acaraú, são influenciados diretamente pelo aquífero Acaraú que, por sua vez, são influenciados pelas características dos Luvisolos e Neossolo Litólicos da parte alta da bacia, havendo influência da mineralogia dos materiais ao longo da bacia de drenagem que, em alguns casos, contribuem para aumentar a salinidade do solo e das águas na parte baixa da bacia.

A classificação mostrada nas Figuras 33 e 34 vão de encontro aos dados de Maia et al. (2004), estes verificaram que para as água da bacia do rio do Baixo Açu, apenas o sódio explica a variação da condutividade elétrica com significativo coeficiente de determinação, demonstrando que, mesmo os outros íons entrando no modelo, não se observou incremento significativo no coeficiente de determinação, sendo que apenas o sódio explica a condutividade elétrica para essas águas.

5. CONCLUSÕES

- Existe uma grande variabilidade espacial entre os poços estudados para as variáveis analisadas, ademais no geral não se observou alteração na qualidade das águas dos poços subterrâneos do DIBAU entre as estações secas e chuvosas;
- A granulometria textural do solo foi o fator determinante para menores concentrações de sódio, cloreto e nitrato ao longo do perfil do solo da área irrigada quando comparado com a de área não cultivada, principalmente no período chuvoso;
- As altas concentrações de Cloreto ao longo do perfil dos solos das áreas do DIBAU durante o período chuvoso sugerem uma forte influência dos aerossóis de sal marinho na composição química da água da chuva e conseqüentemente do extrato de saturação do solo;
- As concentrações de Cloreto nas águas do lençol freático da área irrigada do DIBAU, ainda não estão sendo influenciados diretamente pela agricultura irrigada, mas sim por fatores climáticos;
- Os poços situados na área irrigada, P4 e P5, apresentaram menor sensibilidade à alteração do regime de precipitação pluviométrica, motivado pelas altas taxas de percolação de água provenientes do excesso de lâminas de irrigação no período de estiagem;
- Torna-se necessário um ajuste no calendário das práticas de irrigação onde se considere a capacidade de retenção de umidade do solo e que a dotação de água seja função da umidade do solo;
- Todos os poços tiveram a água tendendo para acidez, estando fora de enquadramento para consumo humano de acordo com os padrões estabelecidos pela Resolução 357/05 do CONAMA, com exceção dos poços P3 e P10;

- A precipitação pluviométrica constitui-se no principal fator responsável pela lixiviação do nitrato em ambas as áreas, entretanto a irrigação proporcionou a translocação de NO_3^- a maiores profundidades no solo da área irrigada durante a estação seca;
- Já se percebe um aumento preocupante dos teores de nitrato nas águas dos poços influenciados pela agricultura irrigada (P4 e P5) excedendo significativamente aos limites máximos aceitáveis pela Resolução 357/2005 e pela Portaria 518/2004 para consumo humano nos últimos meses de coleta;
- Todos os poços analisados mantiveram valores de fósforo sempre acima da concentração limite para consumo humano, demonstrando que as águas do DIBAU se encontram bastantes eutrofizadas;
- De acordo com a classificação iônica, 100% dos poços analisados apresentaram águas classificadas como cloretadas sódicas;

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AFONSECA, T. G.; ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. C. M.; RODRIGUES, J. O. Ação do clima na dinâmica do nitrato e cloreto no lençol do DIBA, Ceará. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16. 2005, João Pessoa. **Anais...** Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. 1CD.

ALABURDA, J.; NISHIHARA, L. Presença de compostos de nitrogênio em águas de poços. **Revista de Saúde Pública**, v. 32, p.160-165, 1998.

ALMEIDA, C. N. **Modelagem integrada de recursos hídricos com apoio de um Sistema de Informações Geográficas**. 2006. 125p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento), Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos, 2006.

ALVES, N. N. L. **Proposta de elaboração de um sistema de informações geográficas para programação da irrigação parcelar do perímetro irrigado do Baixo Acaraú**. Monografia de graduação em Agronomia - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2006. 72f.

ANDRADE, E.M. **Regionalization of Average Annual Runoff Models for Ungaged Watersheds in Arid and Semiarid Regions**. Tese de Ph.D., School of Renewable Natural Resources, The University of Arizona, Tucson, AZ, 1997, 192p.

ANDRADE, E.M.; MEIRELES, A.C.M.; NESS, R.L.L.; CRUZ, M.G.M Irrigation land use impacts in Baixo Jaguaribe Watershed. In: THE 4TH INTERREGIONAL CONFERENCE ON ENVIRONMENTWATER. Fortaleza. **Proceedings...** Fortaleza. 2001. p.279-284.

ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. C. M.; NESS, R. L. L.; CRUZ, M. G. M. Modelagem da concentração de íons no extrato de saturação do solo, na região da chapada do Apodi. **Revista Ciência Agronômica**, Ceará, v. 33, n.2, p.5-12, 2002.

ANDRADE, E. M.; COSTA, R. N. T.; SOUZA, I. H.; AQUINO, L. C.; OLIVEIRA, M. S. Regionalização de bacias hidrográficas na região litorânea do Estado do Ceará. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 6, 2002, Maceió - AL. **Anais...** Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. 1 CD

ANDRADE, E. M.; ALMEIDA, D. M. B. A.; MEIRELES, A. C. M.; LEMOS FILHO, L. C. A.; ARRUDA, F. E. R. Evolução da concentração iônica da solução do solo em áreas irrigadas na Chapada do Apodi, CE. **Revista Ciência Agronômica**. v. 35, n.1, p. 9-16, 2004.

ANDRADE, L. A. P.; GOMES, C. C.; CASTRO, M. A. H. Gerenciamento dos poços de abastecimento público no município de Juazeiro do Norte – Ce, utilizando o método de elementos analíticos e sistema de informações geográficas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16. 2005, João Pessoa. **Anais...** Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. 1CD.

AQUINO, D.N. **Impacto da urbanização sobre a qualidade da água do rio Banabuiú no município de Senador Pompeu-Ce**. Monografia de graduação em Agronomia - Universidade Federal da Paraíba, Areia, 2005.56f.

ARAÚJO, S. C. S. **Modelos de simulação baseados em raciocínio qualitativo para avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas**. 2005. 218f. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de Brasília. Instituto de Biologia. Departamento de Ecologia, Brasília 2005.

ARAÚJO, A. L. C.; FONSECA, A. L.; FIGUEIREDO, F. G.; VALE, M. B.; VASCONCELOS, N. S. Avaliação preliminar da concentração de nitratos nas águas subterrâneas de abastecimento na região urbana de Parnamirim–RN. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. **Anais...** Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 1 CD.

AYRES, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. Estudos FAO, irrigação e Drenagem 29, revisado 1, 2ª Ed. Campina Grande, UFPB, 1999, 153 p.

AUDRY, P.; SUASSUNA, J. A. **A qualidade da água na irrigação do trópico semi-árido um estudo de caso.** In: SEMINÁRIO FRANCO BRASILEIRO DE PEQUENA IRRIGAÇÃO, 1990. Recife, Anais. Recife (s.n.), 1990. p. 147-153.

BORGUETTI, N.R.B.; BORGUETTI, J. R.; FILHO, E.F.R. **O aquífero Guarani.** Curitiba, 2004. 214p.

BRANCO, S. M. E. **Poluição: A morte de nossos rios.** 2. ed., São Paulo: ASCETESB, 1983. 155p.

BRANCO, S. M. E.; ROCHA, A. A. **Elementos de Ciência do Ambiente.** São Paulo. CETESB, 1982.

BRASIL. Leis, Decretos, Portarias, etc... Portaria Nº 518/GM 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. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil.** Brasília, 26 de março de 2004. seção 1.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA Nº 357 de 17 de março de 2005.** Brasília: 2005. 23p. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/conama/res/res05/res35705.pdf>.> Acesso em 09 abril 2007.

BROLLO, J.M.; VEDOVELLO, R. e ODA, G.H. **Avaliação da vulnerabilidade natural de aquíferos à contaminação através de um sistema gerenciador de informações geoambientais – Um instrumento de gestão ambiental.** XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. São Paulo, 2000.

BROOKS, K. N.; FALLIOTT, P. E.; GREGERSEN, H. M.; THAMES, J. L. **Hydrology and the management of watersheds.** 1 st. Ed. Iowa State University Press. Ames. 1993. 392 p.

BROWN, L.; FLAVIN, C.; FRENCH, H. **Estado do mundo 2000**. Tradução H. Mallett. Salvador: UMA Editora, 2000. 288p.

CARNEIRO NETO, J. A. **Índice de sustentabilidade ambiental para os perímetros irrigados Ayres de Souza e Araras Norte**, 2005. 119f. Dissertação (Mestrado em irrigação e Drenagem) – Universidade Federal do Ceará,. Fortaleza, 2005.

CARPENA, R.M.; RITTER, A.; SOCORRO, A.R.; PÉREZ, N. Nitrogen evolution and fate in a Canary Islands (Spain) sprinkler fertigated banana plot. **Agricultural Water Management**, v.52, p.93–117, 2002.

CAVALCANTE, L. F.; LIMA, E. M. **Algumas frutíferas tropicais e a salinidade**. Areia: CCA/UFPB, 2001. 91p.

CHAVES, L. C. G. **Salinidade e impacto da irrigação no Distrito de irrigação do perímetro Araras Norte, DIPAN, Ceará, 2006**. 79f. Dissertação (Mestrado em irrigação e Drenagem) – Universidade Federal do Ceará,. Fortaleza, 2006.

CHOWDARY, N.H.; RAO, P.B.S. Sarma Decision support framework for assessment of non-point-source pollution of groundwater in large irrigation projects. **Agricultural Water Management**, v.7, n.5 p.194–225, 2005.

COGERH. **Programa de gerenciamento das águas territoriais**. Covênio COGERH/DNOCS. Boletim técnico, Fortaleza, 1998.

COIMBRA, R. N. monitoramento da Qualidade da Água. In: PORTO, R. L.; BRANCO, S. M. et al. **Hidrologia ambiental**. São Paulo: EDUSP; São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1991. p. 391-411. (Coleção ABRH de Recursos Hídricos, v.3).

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS (CPRM). **Atlas dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Ceará**, Fortaleza, 2000.

COSTA, S. G. D. Irrigação, a dualidade no semi-árido nordestino: desenvolvimento econômico x impactos sócio-ambientais. In: II SIMPÓSIO REGIONAL DE GEOGRAFIA – Perspectivas para o cerrado no século XXI, 2003, Uberlândia-MG. **Anais...** Uberlândia: Instituto de Geografia.

COUTO, E. G.; KLAMT, E.; STEIN, A. Estimativa do teor de argila e do potássio trocável em solos esparsamente amostrados o sul do estado de Mato Grosso. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, p.129-139, 2000.

CRISPIM, M. C.; LEITE, R. L.; WATANABE, T. Diferenças nas comunidades zooplanctônicas de dois açudes vizinhos, no município de Taperoá, semi-árido da Paraíba. In: ENCONTRO NORDESTINO DE BIOGEOGRAFIA, 1., 2000. **Anais ...** CD-Room, 2000.

CRISTOFIDIS, D. **Recursos hídricos e irrigação no Brasil**. Brasília: CDS-UnB, 1999.

CRUZ, M. G. M. **Avaliação da qualidade das águas superficiais e subterrâneas do Distrito de Irrigação Jaguaribe-Apodi**, 2001, 66 f. Dissertação (Mestrado em irrigação e Drenagem) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2001.

CRUZ, M. G. M.; ANDRADE, E. M.; NESS, R. L. L.; MEIRELES, A. C. M. Caracterização das águas superficiais e subterrâneas do projeto Jaguaribe-Apodi. **Revista de Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.23, n.1, p.187-194, jan/abr 2003.

D'ALMEIDA, D. M. B. A. **Risco de salinização de um cambissolo na Chapada do Apodi-CE**. Fortaleza, 2002. 68f. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2002.

DAVIS, S.N.; Dewiest, R.J.M. **Hydrogeology**. New York: John Wiley & Sons, 1966, 463p.

DNOCS. **Perímetros irrigados**. Disponível em <<http://www.dnocs.gov.br/dnocs/doc/canais>> Acesso em 19 abril 2007.

EATON, J.W. Chlorinated urban water: a cause of dialysis induced hemolytic anemia. **Science**. n.181, p. 463-464, 1974.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Atlas do Meio Ambiente do Brasil**. 1ed., Brasília: Editora Terra Viva, 1994, 138p.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Atlas do Meio Ambiente do Brasil**. 2ed., Brasília: editora Terra Viva, 1996, 160p.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos** – Brasília: Embrapa Produção de Informação: Rio de Janeiro EMBRAPA Solos, 1999.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos** – 2 ed. Brasília,: Embrapa Produção de Informação: Rio de Janeiro Embrapa Solos, 2006.

ERSAHIN, S., KARAMAN, M. R., Estimating potential nitrate leaching in nitrogen fertilized and irrigated tomato using the computer model NLEAP. **Agricultural Water Management**, v.51, n.1, p.1-12, 2001.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602p.

EVERITT, B.S.; DUNN, G. **Applied multivariate analysis**. London: Edward Arnold, 1991. 400p.

EVERITT, B.S. **Cluster analysis**. 3rd ed. London: Heinemann Educational Books, 1993. 122p.

FANNING, D.S. & FANNING, M.S.B. **Soil morphology, genesis and classification**. New York, John Wiley, 1989. 395p.

FEITOSA, F. A. C.; MANUEL FILHO, J. **Hidrogeologia Conceitos e Aplicações**. 2^a ed. Fortaleza. CPRM – Companhia de Pesquisa de recursos Minerais. 2000. 391 p.

FENG Z. Z.; WANG, X. K.; FENG, Z. W. Soil N and salinity leaching after the autumn irrigation and its impact on groundwater in Hetao Irrigation District, China. **Agricultural Water Management**. v.71, p.131–143, 2005.

FERNANDES, M. **Influência do etanol na solubilidade de hidrocarbonetos monoaromáticos em aquíferos contaminados com gasolina**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 1997. 86f.

FERREIRA, C. C. M. **Zoneamento agroclimático para implantação de sistemas agroflorestais com eucaliptos, em Minas Gerais**. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa, 1997. 158p.

FIGUEREDO, E.M. Análise da contaminação por nitrato no aquífero livre e semi-confinado na área urbanizada de Natal – RN. **Revista de Águas Subterrâneas**. n.13, p 14. 1987.

FREEMAN, R.M.; HAWTON, R.; CHAMBERLAIN, M. A.. Hard water syndrome. **New England Journal of Medicine**. n. 276, v.20. p.1113-1117, 1987.

FUNCEME. **Atualização do Monitoramento dos espelhos d'água dos açudes do Estado do Ceará**. Recursos Hídricos. Fortaleza, 2004.

FROTA JÚNIOR, J. I.; ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. C.; BEZERRA, A. M. E. Influência antrópica na adição de sais no trecho perenizado da bacia hidrográfica do Curu, Ceará. **Revista Ciência Agronômica**, v.38, n.2, p.142-148, 2007.

FUNCEME – **Fundação Cearense de Meteorologia e recursos Hídricos**. Disponível em: <<http://www.funceme.br>>_Acesso em 20 de novembro 2006.

GADELHA, C.L.M.; NOBREGA, C.C. Avaliação da qualidade das águas da bacia do rio do Peixe. In: XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. **ANAIS 3**. Vitória-ES. 1997. 718p.

GARBRECHT, J.; MARTZ, L.W. **Digital elevation model issues in water resources modeling.** In: ESRI, USERS CONFERENCE, 19., 1999, San Diego. Proceedings... San Diego: 1999. CD-ROM.

GHEYI, H. R.; FAGEIRA, N.K. Efeitos dos sais sobre as plantas. In: GHEYI, H. R.; QUEIROZ, J.E.; MEDEIROS, J.F. (ed). **Manejo e controle da salinidade na agricultura irrigada.** Campina Grande: UFPB, p.137-169, 1997.

GNANADESIKAN, R. **Methods for statistical data analysis of multivariate observations.** New York, John Wiley & Son, 1997. 313p.

GOMES, D. F. **Estudo hidrológico, isotópico e da dinâmica do nível estático das águas subterrâneas e superficiais da região de Limoeiro do Norte, Baixo Jaguaribe-Ceará.** 2005. 218f. Tese (Doutorado em Eng^a Civil – Recursos Hídricos). Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2005.

GORDON, N. D.; MCMAHON, T. A.; FINLAYSON, B. L. **Stream Hydrology: An Introduction ecologists.** Chichester: John Wiley & Sons Inc., 1994. 526p.

GRAZIANO, F. **Agricultura: a produção de água limpa.** Agroanalysis. V.18, n.3, p.60-63, 1998.

GREEN, P. E.; TULL, D. S. **Research for marketing decisions.** New Jersey, Prentice-Hall Inc., New Jersey, USA, 785p., 1976.

GROSSSI, C. H. **Sistema de Informação Geográfica – Basins 3.0 na modelagem hidrológica da bacia experimental do rio Pardo, SP.** 2003. 101p. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Energia na Agricultura) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista. Botucatu, 2003.

HAIR, J. F.; ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L.; BLACK, W. C. **Análise Multivariada de Dados**. Trad. SANTANNA, A.S.; CHAVES NETO, A. Porto Alegre: Bookman, 2005. 593p.

HALL, D. W. Effects of Nutrient Management on Nitrate Levels in Ground Water Near Ephrata, Pennsylvania. **Ground Water**, v.30, n.5, p.720-730, 1992.

HERMES, L.C.; SILVA, A.S. **Parâmetros básicos para avaliação da qualidade das águas: análise e seu significado ambiental**. Jaguariúna, 2002. 32p.

HIRATA, R; SUHOGUSOFF, A.V. A proteção dos recursos hídricos subterrâneos no estado de São Paulo. In: XIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 2004, Cuiabá. **Anais ...** Cuiabá, Out. 2004, 15 pp.

HOLANDA, J.S.; AMORIM, J.R.A. **Qualidade de água para irrigação**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, 26. 1997, Campina Grande. Manejo e controle da salinidade na agricultura irrigada Campina Grande: SBEA/UFPB, 1997, cap. 5, p.137-169. Editado por HANS RAIJ GHEYI, JOSÉ ELENILDO QUEIROZ, JOSÉ FRANCISMAR DE MEDEIROS.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Indicadores**. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br>> Acesso em: 09 mar 2007.

KACHIGAN, K. S. **Multivariate statistical analysis: a conceptual introduction**. Radius Press; New york, 1982.

KELLER FILHO, T.; ASSAD, E. D.; LIMA, P. R. S. R.; Regiões pluviometricamente homogêneas no Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.40, n.4, p.311-322, abr. 2005.

KHAW, K. T.; BARRETT, C. E. **Dietary potassium and stroke - associated mortality**. A 12-yPr prospective population study. *New. Engl. J. Med.*, 316: 235-40, 1987.

KIRKBY, C.A.; SMYTH, L.J.; COX, J.W.; CHITTLEBOROUGH, D.J. Phosphorus movement down toposequence from a landscape with texture contrast soils. **Australia Journal Soil Resource**, n.35., p. 399-417, 1997.

KÖPPEN, N. W. **Climatologia: com um estudio de los climas de la Tierra**. México: Fondo de Cultura Econômica, 1918. 478p.

LANDIM, P.M.B. **Introdução aos métodos de estimação espacial para confecção de mapas**. 20p. Rio Claro: UNESP. Disponível no formato PDF (Adobe Acrobat) em: <http://www.rc.unesp.br/igce/aplicada/textodi.html>. (Texto Didático 02). 2000.

LATUF, M. O.; CARMO, L. F. Z.; MACHADO, P. J. O.; RINCO, L.; VALLE, G. M. Avaliação qualitativa das águas do rio Paraibuna na área urbana do município de Juiz de Fora/MG. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2005, João Pessoa-PB. **Anais...** Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. 1CD.

LEGG, W. **Ecological agriculture**. Bulletin OEPP/EPPO Bulletin, 1997. p.41-43.

LEPRUN, J. C. **Primeira avaliação das águas superficiais do Nordeste**. In: Relatório Final do Convênio Manejo e Conservação do Solo do Nordeste Brasileiro. Recife: SUDENE-DRN, 1983. P.91-141. (Convênio SUDENE/ORSTOM).

LIMA, L. A. Efeitos de sais no solo e na planta. In: Gheyi, H.R.; Queiroz, J.E.; Medeiros, J.F. de (ed). **Manejo e controle da salinidade na agricultura irrigada**. Campina Grande: UFPB, 1997, p.137-169.

LIMA, J. E. F. W.; FERREIRA, R. S. A.; CHRISTOFIDIS, D. **O uso da Irrigação no Brasil**, 2004. Disponível em: <<http://www.cf.org.br/cf2004/irrigacao.doc>> Acesso em: 5 mar. 2007.

LYRA, G. B.; GARCIA, B. I. L.; PIEDADE, S. M. S.; SEDIYAMA, G. C.; SENTELHAS, P. C. Regiões homogêneas e funções de distribuição de probabilidade da precipitação pluvial no

Estado de Táchira, Venezuela. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.41, n.2, p.205-215, fev. 2006.

LOPES, A. S. **Solos Arenosos**, 2007. DBO Agrotecnologia. Disponível em: <http://www.anda.org.br/artigos/solos_arenosos.pdf>. Acesso em 4 jun 2007.

MAGALHÃES, I. M. **Uniformidade da fertirrigação em um sistema de irrigação por gotejamento**. Fortaleza, 1996. 64f. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 1996.

MAGALHÃES, F. N.; CEBALLOS, B. S. O. Principais impactos nas margens do rio Bodoncogó-PB, decorrentes da irrigação com águas poluídas com esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.5, n.1, p. 71-75, 2001.

MAGALHÃES, T. Perigo de morte (ou risco de vida). **Bio**, v.7, n.7, p. 4-9, 1995.

MAIA, C. E.; MORAIS, E. R. C.; OLIVEIRA, M. Classificação da composição iônica de irrigação usando regressão linear múltipla. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande: v. 5, n. 1, p. 55-59, 2001.

MATIAS FILHO, J. COSTA, R. N. T.; MENEZES, J. A. L.; LOIOLA, M. L.; MEIRELES, M.; PEREIRA, A. L. S. **Estudos e Pesquisas para avaliação de riscos potenciais de drenagem e/ou salinidade na área prioritária do projeto de irrigação Baixo Acaraú**. Fortaleza:UFC, 2001, 27p. (Relatório Técnico)

MEIRELES, A. C. M.; ANDRADE, E. M.; CRUZ, M. G. M.; LEMOS FILHO, L. C. A. Avaliação do impacto da fertirrigação em cambissolos na chapada do Apodi, Ceará. **Revista Ciência Agronômica**, v.34, n.2, p.207-212, 2003.

MEIRELES, A. C. M. **Dinâmica qualitativa das águas superficiais da bacia do Acaraú e uma proposta de classificação para fins de irrigação.** 2007. 180f. Tese (Doutorado em Eng^a Civil – Recursos Hídricos). Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2007.

MENESCAL, G.C.; CASTRO, M.A.H.; COSTA, C.T. Simulação do Comportamento do Fluxo de Água e Transporte de Contaminantes de um Sistema Aquífero no Perímetro Irrigado de Morada Nova – Ceará. In: XXV IBERIAN LATIN AMERICAN CONGRESS ON COMPUTACIONAL METHODS – CILAMCE, 2005. **Anais ...** Recife, Nov. 2005, 16 p.

MENSECAL, G. C.; VIEIRA, V. P. P. B.; CASTRO, M. A. H. Gestão de águas subterrâneas no estado do Ceará. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16., 2005, João Pessoa. **Anais...** Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. 1 CD

MERTEN, G.H.; MINELLA, J.P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia. e Desenvolvimento Rural Sustentável.** Porto Alegre, v.3, n.4, p.33-38, 2000.

MESQUITA, T. B. **Caracterização da qualidade das águas empregadas nos Distritos irrigados da Bacia do Acaraú.** Fortaleza, 2004. 62f. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2004.

MESQUITA, T.B.; ANDRADE, E. M.; CRISÓSTOMO, L. A.; MEIRELES, A. C. M. **Classificação das águas na bacia do Acaraú.** In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 7, 2004, São Luiz - MA. **Anais...** Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. 1 CD.

MILTON, J. S. **Statistical methods in the biological and health sciences.** 2.ed. New York: McGraw-Hill, 1992. 526p.

MINDRISZ, A.C. **Avaliação da contaminação da água subterrânea de poços tubulares por combustíveis fósseis, no município de Santo André, São Paulo: Uma contribuição à gestão**

ambiental. Tese (Doutorado em Tecnologia Nuclear) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo, 254p.

MOITA NETO, J. M.; MOITA, G. C. Uma introdução à análise exploratória de dados multivariados. **Química Nova**, v.21, n. 4, p. 467- 469, 1998.

MOLINA, M.D. B.;CUNHA, R.S.; HERKENHOFF, L. F.; MILL, J.G. Hipertensão arterial e consumo de sal em população urbana. **Revista de Saúde Pública**, v. 37, n.6, p. 743-750, 2003.

MONTENEGRO, A. A. A.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; LEAL, I. G.; NASCIMENTO, J. J.; ARAÚJO, T. C. Análise da recarga de origem pluviométrica e sua relação com a salinidade da água de aquífero aluvial no semi-árido do nordeste brasileiro. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 6, 2002, Maceió – AL. **Anais...** Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. 1 CD;

MOREIRA, M. A. **Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicação.** Viçosa: Ed. UFC, 2005. 3 ed. Atual. Ampl. 320p.

MUCHOVEJ, R.M.C. & RECHCIGL, J.E. Impact of nitrogen fertilization of pastures and turfgrasses on water quality.In: LAL, R. & STEWART, B.A. (ed.). **Soil Processes and water quality**, Boca Raton: Lewis Publishers. 1994. p. 91-135.

NÓBREGA, R. A. A.; SANTOS, C.; CINTRA, J. P. Comparação quantitativa e qualitativa entre o Modelo Digital gerado pelo SRTM e por aerofotogrametria. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., **Anais...** São Paulo: Imagem Multimídia. Seção de Comunicações Técnico-Científicas, 2005. p. 4437-4444. CD-ROM.

OLIVEIRA, L.A. Vulnerabilidade do aquífero livre no perímetro urbano de rio Verde/GO: análise preliminar utilizando-se dados de espessura da zona vadosa. **Caminhos de Geografia** v.5, n.14, p.54-61, 2005.

OLIVEIRA, M. J.; SOUTO, F. A.; ROSARIO, J. M.; SACASA, R. J. V.; MOURA, H. P. vulnerabilidade natural e sazonalidade do aquífero livre no loteamento marabaixo III - Macapá – AP. **Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá, Divisão de**

Geologia e Recursos Hídricos. Disponível em: <http://www.iepa.ap.gov.br/arquivopdf/artigo_geologia/vulnerabilidade.pdf>. Acesso em 10 maio 2007.

OLIVEIRA, P.A.V. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos.** Concórdia: EMBRAPA/CNPISA, 1993. 188p. Documentos, 27

PALÁCIO, H. A. Q. **Índice de qualidade de água na parte baixa da bacia hidrográfica do rio Trussu – Ce,** 2004, 95 f. Dissertação (Mestrado em irrigação e Drenagem) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2004.

PADILLA, I.Y.; JIM YEH, T.C.; CONKLIN, M.H. The effect of water content on solute transport in unsaturated porous media. **Water Resource**, n. 35, p.3303-3313. 1999

PETTA, R. A.; ARAÚJO, L. P.; DUARTE, C. R. SIG aplicado à análise das relações da qualidade da água e risco em saúde pública no município de Natal (RN). **Anais... XII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO**, Goiânia, Brasil, 16-21 abril 2005, INPE, p. 2313-2321.

POHLING, R.; SANTIAGO, M. F.; TORQUATO, J. R.; GARRET, L. **Estudo da qualidade da água de Fortaleza,** In: Estudos hidrológicos do Nordeste. BNB, Fortaleza, 1981, p. 13-19.

PORTO, Z. B. **Avaliação da qualidade da água para fins de irrigação na área aluvional do município e Limoeiro do Norte.** 1995. 97f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.

RAMOS, L. A.; CAVALHEIRO, C. C. S.; CAVALHEIRO, E. T. G. Determinação de nitrito em águas utilizando extrato de flores. **Química Nova.** São Paulo, v.29, n.5, p.1114-1120, 2006.

RCS (The Royal Society of Chemistry). **Understanding Our Environment: An Introduction to Environmental Chemistry and pollution.** London: Paston Press, 1992, 326p.

REBOUÇAS, A.C. Ground water in Brazil. **Episodes.** v. 11, n.3, p.209-214, 1988.

REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. **Águas doces no Brasil, capital ecológico, uso e conservação.** São Paulo, Escritura Editora. 1999, 717p.

REICHARDT, K. **Água nos sistemas agrícolas.** Piracicaba: Manole, 1990. 187p.

RESENDE, A.V. **Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato.** Brasília: EMBRAPA Cerrados. 2002. 29p. Documentos 57.

RICHARDS, L. A. (ed) Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. **ESDA Agricultural Handbook.** V.60. Washington: U.S: Department of Agriculture, 1954. 1960p.

RILEY, J. P.; CHESTER, R. **Introduction to Marine Chemistry,** Academic Press: London, 1971, p. 465.

RODRIGUES, J. O.; ANDRADE, E. M.; AFONSECA, T. G.; TEIXEIRA, A. S. Impacto do regime de precipitações e da irrigação na recarga do aquífero e concentração de sais no DIBAU-Ce. In: VIII SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2006, Fortaleza. **Anais...** ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental.

RODRIGUES, J. O.; ANDRADE, E. M.; AFONSECA, T. G.; LOPES, J. B. Avaliação da condutividade elétrica e dos níveis do íon sódio no lençol freático do Baixo Acaraú, Ceará. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16., 2005, João Pessoa. **Anais...** Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. 1 CD.

SANDS, G.R.; PODMORE, T.H. A generalized environmental sustainability index for agricultural systems. **Agriculture, Ecosystems and Environment,** v.79, p.29-41, 2000.

SANTIAGO, M. M. F. **Mecanismos de salinização em regiões áridas. Estudo dos açudes Pereira de Miranda e Caxitoré.** 1984. 176p. Tese (Doutorado – Instituto de Geociências) Universidade de São Paulo, São Paulo, 1984.

SCOPEL, REJANE MARIA, TEIXEIRA, ELBA CALESSO AND BINOTTO, RAQUEL BARROS. Hydrochemical characterization of groundwaters in projected hydroelectric power plant areas. **Química Nova**, v.28, n.3, p.383-392. 2005.

SERRA E. M.; PARALTA E. A.; NASCIMENTO J.N.; RIBEIRO L.F. **Análise Comparativa de dois Índices de Poluição Agrícola no Sistema Aquífero dos Gabros de Beja (Sector Da Margem Esquerda Do Rio Guadiana).** In: Jornadas Luso-Espanholas sobre Águas Subterrâneas no Sul da Península Ibérica Faro, 23 a 27 de Junho de 2003, Portugal, pp 11, 2003.

SILVA, A. J. N. **Alterações físicas e químicas de um Argissolo Amarelo Coeso sob diferentes sistemas de manejo com cana-de-açúcar.** 2003. 120p. Tese de Doutorado- Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

SILVA, A. M. M.; MARTINS, C. T. B.; FERRABOLI, R.; JORGETI, V.; ROMÃO JÚNIOR, J. E. Revisão/Atualização em Diálise: Água para hemodiálise. **Jornal Brasileiro de Nefrologia**. v.18, n.2, P. 180-188, 1996.

SILVA, A.R.C.; ARAÚJO, T. M. Qualidade da água do manancial subterrâneo em áreas urbanas de Feira de Santana (BA). **Ciência & Saúde Coletiva**. Manguinhos, v.8, n.4, p.1019-1028, 2003.

SILVA FILHO, S. B.; CAVALCANTE, L. F.; OLIVEIRA, F. A.; LIMA, E. M. COSTA, J. R. M. Monitoramento da qualidade e acúmulo de sais no solo pela irrigação. **Irriga**, Botucatu, v.5, n.2, p. 35-40, 2002.

SILVA, H. K. P.Ç MIRANDA, A. H. B.; SILVA, E. C. F.; DUARTE, M. M. M. B. Um breve estudo sobre qualidade de água subterrâneas no Brasil. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS

HÍDRICOS DO NORDESTE, 2006, Gravatá-PE. **Anais...** Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. 1CD.

SILVA JÚNIOR, L.G.A.; GHEYI, H. R.; MEDEIROS, J. F. Composição química de águas do cristalino do nordeste brasileiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.4, n.1, p.11-17, 1999.

SIMÕES, L.B. **Integração entre um modelo de simulação hidrológica e Sistema de Informação Geográfica na delimitação de zonas ripárias**. Botucatu, 2001. 171p. Tese (Doutorado em Agronomia/Energia na Agricultura) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista.

SOUZA, P. A.; MELLO, W. Z.; MALDONATO, J. Composição química e aporte atmosférico na Ilha Grande, RJ. **Química Nova**, v. 29, n. 3, p.471-476, 2006.

SPERLING, M. V. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. UFMG. Belo Horizonte-MG, v. 01, 240p, 1995.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2 ed. rev. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996. v.1, 243p.

TOLEDO, L.G.; NICOLELLA. Índice da qualidade da água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 59, n. 1, p. 181-186, jan./mar. 2002.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: Enfrentando a Escassez**. São Carlos: RIMA, IIE, 2003. 248p.

VALERIANO, M. M. **Modelo Digital de Elevação com dados SRTM disponíveis para a América do Sul**. Ministério da Ciência e Tecnologia, (INPE) Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São José dos Campos, 2004. 72p.

VALÉRIO FILHO, M., ARAÚJO JÚNIOR, G.J.L. Técnicas de geoprocessamento e modelagem aplicadas ao monitoramento de áreas submetidas aos processos de erosão do solo. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE CONTROLE DE EROSÃO, 5, 1995, Bauru. **Anais...** Bauru: s.n., 1995. p.279-82.

VARNIER, C.; HIRATA, R. Contaminação da água subterrânea por nitrato no parque ecológico do Tietê - São Paulo, Brasil. **Revista Águas Subterrâneas**, Paraná, n.16, p.97-104, maio 2002.

VEGA, M.; PARDO, R.; BARRADO, E.; DEBAN, L. Assesment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. **Water ResPrch**, Amsterdam, v. 32, n. 12, p. 3581-3592, 1998.

VELDKAMP, E., DAVIDSON, E., ERICKSON, H., MICHAEL, K., WEITZ, A. Soil nitrogen cycling and nitrogen oxide emissions along a pasture chronosequence in the humid tropics of Costa Rica. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 31, n. 3, p.387-394, 1999.

VENTURIM, J.B. **Gestão de resíduos orgânicos produzidos no meio rural: o caso do beneficiamento do café**, 2002, 102p., Tese (Doutorado em Engenharia de Produção) – Universidade Federal de Santa Catarina: Florianópolis, 2002.

VIDAL, A. C.; KIANG, C. H. Caracterização hidroquímica dos aquíferos da bacia de Taubaté. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 32, n.2, p. 267-276, 2002.

VIEIRA, A. C. B.; MARINHO, F. B.; CRISPIM, M. C. **Variação temporal de parâmetros físicos e químicos em três diferentes tipos de ambientes aquáticos do semi-árido paraibano**. In: ENCONTRO INTERCONTINENTAL DA NATUREZA, 2 a 8 de novembro de 2005, Fortaleza. Anais do Encontro Intercontinental da Natureza.

VILLIERS, M. **Água**. 1. ed. Rio de Janeiro:Ediouro, 2002. 457p.

VON SPERLING, M. **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, 1996.

WALKER, S.E.; MITCHELL, J.K.; HIRSCHI, M.C.; JOHNSEN, K.E. Sensitivity analysis of the root zone water quality model. **Transactions of the ASAE**. St. Joseph, v. 43, n. 4, p. 841-846, 2000.

WEBSTER, R. Quantitative spatial analysis of soil in the field. **Advances in Soil Science**, v.3, p.1-70, 1985.

WENDLAND, E.; QUARESMA, J. E.; CAVICCHIA, M. E. Ferramenta LINUX para a simulação de processos em aquíferos pelo método de elementos finitos. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2005, João Pessoa-PB. **Anais...** Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. 1CD.

WICHELNS, D.; CONE, D.; STUHR, G. Evaluating the impact of irrigation and drainage policies on agricultural sustainability. **Irrigation and Drainage Systems**, Netherlands, v.16, n.1, p.1-14, 2002.

WUNDERLIN, D. A.; DIAZ, M. P.; AMÉ, M. V.; PESCE, S. F.; HUED, A. C.; BISTONI, M. L. A. Pattern recognition techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality. A case study: Suquía river basin (Córdoba-Argentina). **Water Research**, Amsterdam, v. 35, n.1, p.2881-2894, 2001.

ZIMBRES, E. **Guia avançado sobre águas subterrâneas**, 2000. Faculdade de Geologia, Universidade federal do Rio de Janeiro. Disponível em <<http://www.meioambiente.pro.br/agua/guia/aguasubterranea.htm>> Acesso em 09 mar 2007.

ZULIANI, D. Q. **Balanço geoquímico em plantações de Eucalipto e caracterização de águas superficiais próximas a depósitos de lixo: Estudos de casos**. 2003. 107f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas)- Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2003.