

UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL/ ÁREA DE
CONCENTRAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS

ANA CÉLIA MAIA MEIRELES

DINÂMICA QUALITATIVA DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS
DA BACIA DO ACARAÚ E UMA PROPOSTA DE CLASSIFICAÇÃO
PARA FINS DE IRRIGAÇÃO

FORTALEZA

2007

ANA CÉLIA MAIA MEIRELES

**DINÂMICA QUALITATIVA DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DA BACIA DO ACARAÚ E
UMA PROPOSTA DE CLASSIFICAÇÃO PARA FINS DE IRRIGAÇÃO**

Tese submetida à coordenação do Curso de Pós-graduação em Engenharia Civil, área de concentração em Recursos Hídricos, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para a obtenção do grau de doutor.

ORIENTADOR: Prof. Dr. Horst Frischkorn

FORTALEZA

2007

ANA CÉLIA MAIA MEIRELES

DINÂMICA QUALITATIVA DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DA BACIA DO ACARAÚ E
UMA PROPOSTA DE CLASSIFICAÇÃO PARA FINS DE IRRIGAÇÃO

Tese submetida à coordenação do Curso de Pós-graduação em Engenharia Civil, área de concentração em Recursos Hídricos, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para a obtenção do grau de doutor.

Aprovada em:

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Horst Frischkorn (Orientador)
Universidade Federal do Ceará – UFC

Profa. PhD. Eunice Maia de Andrade
Universidade Federal do Ceará - UFC

Prof. PhD. Lindbergue Araujo Crisóstomo
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA

Prof. Dr. Plínio Barbosa de Camargo
Universidade de São Paulo - USP

Profa. Dra. Maria Marlúcia Freitas Santiago
Universidade Federal do Ceará - UFC

Aos meus amados pais Nacélio e Zineuda, que sempre se preocuparam em nos dar condições de estudar, nos incentivando mesmo diante das dificuldades. Aos meus queridos irmãos Ana Úrsula e Nacélio Filho (Celinho) por compartilharem comigo todos os momentos de lutas e vitórias.

AGRADECIMENTOS

A Deus, Pai de infinita misericórdia e amor, que tem me sustentado com forças, saúde e esperança e me conduzido com êxito nessa árdua caminhada. Obrigada por colocar em meus caminhos verdadeiros anjos, ajudando e apoiando em cada situação deste trabalho.

Ao professor Horst Frischkorn, pelas orientações, correções, valiosas sugestões e por toda paciência e amizade demonstradas no desenvolvimento deste trabalho.

À professora Eunice Maia de Andrade, pela disponibilidade das longas horas de questionamentos, pelas importantes sugestões, pelo incentivo e confiança no desenvolvimento do trabalho que, juntamente com o apoio e o carinho incondicional do seu esposo, o professor Omar Jesus Pereira (meu primeiro orientador na Graduação), estiveram presentes durante toda a minha formação acadêmica como exemplos de dedicação e amizade e de quem sempre recebo direcionamento e conselhos.

À EMBRAPA, na pessoa do pesquisador Francisco José de Seixas Santos e do professor/pesquisador Lindbergue Araujo Crisóstomo com toda sua equipe, pelo valioso apoio na realização das análises de água no laboratório.

Ao professor Raimundo Oliveira de Souza que, mesmo não sendo meu orientador, me ajudou na escolha das disciplinas e principalmente, a cumprir as disciplinas de docência, por toda experiência, ensinamento e atenção dedicados nos momentos de maiores conflitos.

Ao professor José Carlos de Araújo, pelas valiosas sugestões e críticas desde a apresentação do plano de tese à fase de qualificação deste trabalho.

Ao coordenador do curso de Pós-graduação, Marco Aurélio de Holanda, e a todos os professores do DEHA pelos conhecimentos transmitidos durante a realização do curso.

À banca examinadora, formada pelos professores Horst Frischkorn, Eunice Maia de Andrade, Lindbergue Araujo Crisóstomo, Maria Marlúcia Freitas Santiago e Plínio Barbosa de Camargo.

Aos colegas de doutorado Maurício Barreto, Bárbara Nunes, Sarita Cavalcante, Nelson Neiva, Renata Luna, Patrícia Chagas, Carla Freitas, Thereza Citó e, em especial, a Irla Vanessa de Andrade (que muitas vezes se comportou como uma irmã pra mim) pela convivência e pelos laços de amizade adquiridos.

Aos alunos de mestrado Carlos Henrique Ribeiro Lima (DEHA), pela ajuda no desenrolar dos programas computacionais; a Alves Neto (DENA), pela ajuda na criação das

tabelas de cálculos e pela sua atenção e simpatia sempre que solicitado; a Luiz Carlos Guerreiro Chaves, pela ajuda durante o período de coleta das amostras.

Aos alunos de graduação em Agronomia, Luiz César, Nilson, Joseilson e Lobato, pelo companheirismo nas viagens e preciosa ajuda durante os três anos de coleta das amostras.

À bibliotecária Umbelina Caldas Neta (BPGEng/UFC) e Fabíola Maria Pereira Bezerra (BCT/UFC) pela ajuda nas horas de pesquisa e correções bibliográficas durante todo o curso.

Aos funcionários Bete Davis, Xavier e, em especial, ao bolsista do Laboratório de Informática do DEHA/UFC, Erivelton Ferreira Costa; a Willa, Ivan e Maurício do DENA/UFC sempre solícitos na prestação de serviços.

À Universidade Federal do Ceará juntamente com o governo, por proporcionar uma ótima oportunidade de estudar e contribuir para o desenvolvimento da ciência.

À COGERH, na pessoa de Virgílio César e Walt Disney, pelo fornecimento dos dados dos reservatórios da bacia do Acaraú, necessários ao desenvolvimento deste trabalho.

Àqueles que sempre acreditaram nesta pesquisa.

A todos que contribuíram direta ou indiretamente na realização desta pesquisa, me ajudando assim a cumprir com o compromisso assumido.

Enfim, meus agradecimentos especiais ao Banco Mundial/PRODETAB pelo apoio financeiro, sem o qual as viagens e as análises não poderiam ser realizadas, e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES pela concessão da bolsa de doutorado que me proporcionou condições para o desenvolvimento da pesquisa.

RESUMO

Estudou-se durante um período de três anos as águas superficiais da bacia do Acaraú, região Norte do estado do Ceará, para avaliar a dinâmica qualitativa das águas que são responsáveis pela perenização do rio Acaraú e que propiciam o desenvolvimento agrícola nos perímetros irrigados Araras Norte, Ayres de Souza, Forquilha e Baixo Acaraú. A classificação do tipo hidroquímico e da qualidade para fins de irrigação, conforme United States Department of Agricultural - USDA e University of California Committee of Consultants – UCCC, foram determinadas para dez diferentes pontos ao longo da bacia. Medidas isotópicas ($^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$), condutividade elétrica e concentração de cloreto foram utilizadas para estudar a ação da evaporação sobre as águas acumuladas nos cinco principais açudes da bacia (Edson Queiroz, Araras, Ayres de Souza, Forquilha e Acaraú Mirim) durante a estação seca, bem como a dinâmica de mistura das águas da renovação com as águas estocadas durante a época de chuvas. Desenvolveu-se um índice de qualidade de água (IQA) para fins de irrigação levando em consideração juntamente o risco da água em promover salinização e redução de infiltração no solo, e o risco de causar toxicidade às plantas. As águas da bacia apresentaram classificação hidroquímica predominantemente do tipo bicarbonatada sódica. Os açudes estudados apresentaram comportamento diferenciado quanto ao efeito sazonal nos parâmetros CE e $\delta^{18}\text{O}$, sendo estes influenciados pelo relevo e pelo clima do local. As análises isotópicas mostraram forte enriquecimento em oxigênio-18 nas águas acumuladas nos reservatórios durante a estação seca, devido à perda de 30 a 40% do volume estocado por evaporação. Os reservatórios apresentaram comportamento diferenciado com relação à mistura das águas da renovação com as águas estocadas. Os açudes Edson Queiroz (margem direita do rio Acaraú) e Araras (margem esquerda), localizados na parte alta da bacia, mostraram forte estratificação em CE e $\delta^{18}\text{O}$ na estação chuvosa, com as águas de renovação submergindo para o fundo dos reservatórios devido a temperatura reduzida das águas novas em relação ao estocadas. Diferente de outras áreas tropicais, a estratificação observada foi de longa duração (sazonal). A classificação da água para fins de irrigação através do diagrama da UCCC é de maior sensibilidade quanto ao risco de causar redução de permeabilidade do solo, quando comparado ao diagrama do USDA. As águas na bacia do Acaraú de acordo com o IQA aqui proposto, apresentaram potencialidade, em longo prazo de causar problemas de sodicidade e toxicidade, se um manejo adequado de solo e planta não for adotado.

Palavras-chave: oxigênio-18, irrigação e índice de qualidade da água.

ABSTRACT

During a period of three years surface waters from the Acaraú basin, in the North of Ceará State, were studied for an evaluation of the quality dynamics of the water used in the perenization of Acaraú river and in the irrigation schemes Araras Norte, Ayres de Souza, Forquilha, and Baixo Acaraú. A classification according the hydrochemical type and quality for irrigation, following criteria adopted by the United States Department of Agricultural - USDA and the University of California Committee of Consultants – UCCC, was made for ten sampling points along the basin. Isotope measurements ($^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$), electric conductivity (CE), and Cl^- concentration were used for studying the influence of evaporation on the waters stored in dams during the dry season and the mixing dynamics of the waters of renewal with water stored in the five major dams of the basin (Edson Queiroz, Araras, Ayres de Souza, Forquilha, and Acaraú Mirim) during the rainy period. A Water Quality Index for irrigation was designed considering the combined risks of salinization, soil infiltration reduction and toxicity for plants. Hydrochemical classification showed predominantly waters of the bicarbonate/sodium type. The dams studied presented differences in the seasonality of the parameters CE and $\delta^{18}\text{O}$ due to influences from local orography and climate. $\delta^{18}\text{O}$ showed a strong enrichment during the dry season in dam waters due to volume losses of 30-40% through evaporation. The reservoirs exhibit different behavior, during the period of renovation, with respect to the mixing of waters of renewal with those stored. The dams Edson Queiroz (right margin of Acaraú river) and Araras (left margin), both located in the upper basin, showed strong stratification in CE and $\delta^{18}\text{O}$ during the rainy season, with the water of renovation submerging to the bottom of the reservoirs due to the lower temperature of the new waters in relation to the stored. Different from other tropical regions, the stratification observed was of long duration (seasonal). Classification of waters for irrigation with the UCCC diagram is more sensitive to the risk of soil permeability reduction than the USDA diagram. According to the Water Quality Index here proposed, the waters of the Acaraú basin present a potential risk, on the long run, for causing problems of sodicity and toxicity, if an adequate management of soil and plants should not be adopted.

Key-words: oxigen-18, irrigation and water quality index

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - Localização da bacia do Acaraú no Estado do Ceará.....	20
FIGURA 2 - Precipitação total anual de 2002 a 2005 nos postos pluviométricos mais próximos aos locais de coleta.....	22
FIGURA 3 - Imagem de satélite do relevo (EMBRAPA, 2004) mostrando as serras que delimitam a bacia Acaraú (1. Machado, 2. Matas, 3. Ibiapaba e 4. Meruoca)...	26
FIGURA 4 - Solos predominantes na bacia do Acaraú.....	28
FIGURA 5 - Acúmulo de sais na superfície do solo (A) e redução da infiltração com conseqüente acúmulo de água na superfície do solo (B), observados por Chaves (2006) no Distrito de Irrigação Araras Norte, na bacia do Acaraú, Ceará.....	34
FIGURA 6 - Solo desagregado apresentando crosta salina na superfície (BAUDER, 2005).	37
FIGURA 7 Diagrama de Piper e sua classificação.....	65
FIGURA 8 - Diagrama de classificação das águas para fins de irrigação segundo o USDA (RICHARDS, 1954).....	66
FIGURA 9 - Diagrama de classificação das águas de irrigação segundo o UCCC (PIZARRO, 1985).....	67
FIGURA 10 - Identificação dos locais amostrados ao longo da bacia do rio Acaraú.....	73
FIGURA 11 - Desenho esquemático de $\delta^{18}\text{O}\%$ em função da fração de volume remanescente para: (i) somente perdas por evaporação, (ii) perdas por evaporação + retirada e (iii) perda por evaporação + renovação.....	75
FIGURA 12 - Açude Forquilha: Variação temporal de precipitação (ppt) posto Forquilha, volume acumulado (V_{ac}), oxigênio-18 ($\delta^{18}\text{O}$), condutividade elétrica (CE) e concentração do cloreto (Cl^-).....	82
FIGURA 13 - Açude Edson Queiroz: Variação temporal de precipitação (ppt) posto Logradouro, volume acumulado (V_{ac}), oxigênio-18 ($\delta^{18}\text{O}$), condutividade elétrica (CE) e da concentração do cloreto (Cl^-).....	85
FIGURA 14 - Açude Araras: Variação temporal de precipitação (ppt) posto Varjota, volume acumulado (V_{ac}), oxigênio-18 ($\delta^{18}\text{O}$), condutividade elétrica (CE) e da concentração do cloreto (Cl^-).....	88
FIGURA 15 - Açude Ayres de Souza: Variação temporal de precipitação (ppt) posto Jaibaras, volume acumulado (V_{ac}), oxigênio-18 ($\delta^{18}\text{O}$), condutividade elétrica (CE) e da concentração do cloreto (Cl^-).....	91

FIGURA 16 -	Açude Acaraú Mirim: Variação temporal de precipitação (ppt) posto Massapê, volume acumulado (V_{ac}), oxigênio-18 ($\delta^{18}O$), condutividade elétrica (CE) e da concentração do cloreto (Cl^-).....	93
FIGURA 17 -	Precipitação pluviométrica mensal acumulada (de janeiro de 2002 a dezembro de 2005), para estações da parte oeste (à esquerda) e da parte leste (à direita) da bacia do rio Acaraú.....	95
FIGURA 18 -	CE, Cl^- e $\delta^{18}O$ no açude Ayres de Souza de dezembro de 2002 a dezembro de 2003.....	98
FIGURA 19 -	Variação de $\delta^{18}O$, volume e precipitação em função do tempo, no açude Pereira de Miranda (SANTIAGO, 1984).....	99
FIGURA 20 -	CE, Cl^- e $\delta^{18}O$ no açude Edson Queiroz entre dezembro de 2002 e dezembro de 2003.....	100
FIGURA 21 -	Ilustração do efeito dos ventos sobre a superfície da água no período chuvoso (A) e seco (B) de 2003, bacia do Acaraú.....	103
FIGURA 22 -	Visualização da forte ondulação da superfície da água no Edson Queiroz, na época seca por volta das 17 horas.....	104
FIGURA 23 -	Imagens médias de temperatura de brilho (satélite GOES 8) para a o mês de janeiro/2004. Fonte: DAS/CPETEC/INPE.....	107
FIGURA 24 -	Diagrama de Piper para as águas do Açude Forquilha.....	108
FIGURA 25 -	Diagrama de Piper para as águas do dreno do Perímetro Irrigado Forquilha.....	110
FIGURA 26 -	Diagrama de Piper para as águas do açude Edson Queiroz.....	111
FIGURA 27 -	Diagrama de Piper para as águas do Rio Groáiras.....	113
FIGURA 28 -	Diagrama de Piper para as águas do açude Araras.....	114
FIGURA 29 -	Diagrama de Piper para as águas do açude Ayres de Souza.....	115
FIGURA 30 -	Diagrama de Piper para as águas do Rio Jaibaras.....	116
FIGURA 31 -	Diagrama de Piper para as águas do açude Acaraú Mirim.....	117
FIGURA 32 -	Diagrama de Piper para as águas da Barragem Santa Rosa.....	118
FIGURA 33 -	Diagrama de Piper para as águas do rio Acaraú (trecho final).....	119
FIGURA 34 -	Diagrama de classificação de água segundo USDA (RICHARDS, 1954) para os dez pontos amostrados na bacia do Acaraú, no período de 2003 a 2005.....	120

FIGURA 35 - Diagrama de classificação de água segundo UCCC (PIZARRO, 1985) para os dez pontos amostrados na bacia do Acaraú, no período de 2003 a 2005.....	122
FIGURA 36 - Valores médios de IQA para trecho final do rio Acaraú (R9 E R10), margem esquerda (A3, A4, R5 e A8) e margem direita (A1, R2, A6 e R7), considerando todo o período de estudo.....	134
FIGURA 37 - Valores médios de IQA para trecho final do rio Acaraú (R9 e R10), margem esquerda (A3, A4, R5 e A8) e margem direita (A1, R2, A6 e R7), considerando somente o período seco de 2003, 2004 e 2005.....	135

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - Identificação e localização dos postos pluviométricos.....	22
TABELA 2 - Temperaturas médias, máximas e mínimas mensais e anuais, representativas da bacia do Acaraú.....	23
TABELA 3 - Velocidade média dos ventos (m/s) na bacia do Acaraú.....	24
TABELA 4 - Evaporação média mensal e anual no tanque Classe “A” (mm).....	24
TABELA 5 - Parâmetros geométricos definidos através da área da bacia hidráulica (a), da área da bacia contribuinte (A) e do volume do reservatório (V).....	31
TABELA 6 - Intervalo de validade do teste KMO.....	69
TABELA 7 - Identificação e localização dos pontos amostrados na bacia do Acaraú.....	72
TABELA 8 - Parâmetros físico-químicos da qualidade da água.....	76
TABELA 9 - Diretrizes para interpretar a qualidade da água para irrigação.....	79
TABELA 10 - Matriz de correlação para todos os parâmetros analisados.....	123
TABELA 11 - Variância das componentes principais para os parâmetros observados.....	125
TABELA 12 - Cargas fatoriais e comunalidade para todas as variáveis observadas.....	126
TABELA 13 - Valores limites para os parâmetros utilizados no cálculo de q_i	127
TABELA 14 - Pesos para os respectivos valores dos parâmetros selecionados para o IQA.....	129
TABELA 15 - Caracterização das classes do IQA.....	130
TABELA 16 - Valores do IQA para todos os pontos amostrados na bacia do Acaraú.....	133

SUMÁRIO

RESUMO.....	vii
ABSTRACT.....	viii
LISTA DE FIGURAS.....	ix
LISTA DE TABELAS.....	xii
1 INTRODUÇÃO	16
2 OBJETIVOS	19
2.1 Objetivo geral	19
2.2 Objetivos específicos	19
3 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	
3.1 Localização geográfica	20
3.2 Características climáticas	20
3.2.1 Clima.....	21
3.2.2 Pluviometria.....	21
3.2.3 Temperatura.....	22
3.2.4 Vento.....	23
3.2.5 Evaporação.....	24
3.3 Características fisiográficas	25
3.3.1 Geomorfologia.....	25
3.3.2 Solos.....	27
3.4 Principais reservatórios presentes na bacia do Acaraú	29
3.4.1 Açude Serrote (Barragem Edson Queiroz).....	29
3.4.2 Açude Araras (Barragem Paulo Sarasate).....	29
3.4.3 Açude Ayres de Souza (Jaibaras).....	30
3.4.4 Açude Forquilha.....	30
3.4.5 Açude Acaraú Mirim.....	30
3.5 Parâmetros geométricos dos reservatórios	30
4 REVISÃO DE LITERATURA	
4.1 Qualidade da água para fins de irrigação	32
4.2 Parâmetros determinantes da qualidade da água para fins de irrigação	33
4.2.1 Salinidade.....	33
4.2.2 Sodicidade.....	36
4.2.3 Toxicidade de íons cloreto e sódio.....	39
4.2.4 Bicarbonatos.....	39
4.3 Problemas devido à qualidade da água de irrigação	40
4.4 Classificação das águas	43
4.4.1 Classificação Hidroquímica.....	43
4.4.2 Classificação para fins de irrigação.....	45
4.5 Dinâmica das águas superficiais armazenadas	47
4.6 Oxigênio-18	49
4.7 Índice de qualidade de água (IQA)	52
4.7.1 IQAs: diferentes parâmetros e intervalos de classificação.....	54
4.7.2 Aplicações da estatística multivariada na identificação dos parâmetros de importância na qualidade da água.....	57

5 MATERIAL E MÉTODOS	
5.1 Fundamentação teórica	61
5.1.1 Oxigênio-18.....	61
5.1.1.1 Fracionamento isotópico.....	61
5.1.1.2 Processos que afetam as concentrações isotópicas da água.....	62
5.1.2 Classificação do tipo hidroquímico das águas.....	64
5.1.3 Classificação da água para fins de irrigação	64
5.1.4 Estatística multivariada na seleção dos parâmetros do índice de qualidade de água – IQA.....	68
5.2 Pontos monitorados na Bacia	72
5.3 Período de coleta	74
5.4 Determinação do Oxigênio-18	74
5.5 Parâmetros hidroquímicos avaliados	76
5.6 Índice de Qualidade de Água (IQA)	77
5.6.1 Definição dos Parâmetros do IQA.....	78
5.6.2 Determinação dos valores de agregação.....	78
5.6.2.1 Valores de medida da qualidade para cada parâmetro (qi).....	78
5.6.2.2 Cálculo dos pesos de agregação dos parâmetros (w_i).....	80
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO	
6.1. Caracterização da água	81
6.1.1 Oxigênio-18.....	81
6.1.1.1 Açude Forquilha.....	81
6.1.1.2 Açude Edson Queiroz.....	84
6.1.1.3 Açude Araras.....	87
6.1.1.4 Açude Ayres de Souza.....	89
6.1.1.5 Açude Acaraú Mirim.....	92
6.1.1.6 Discussão.....	94
6.2 Hidroquímica	107
6.2.1 Açude Forquilha.....	107
6.2.2 Dreno do Perímetro Irrigado Forquilha.....	108
6.2.3 Açude Edson Queiroz.....	109
6.2.4 Rio Groaíras.....	111
6.2.5 Açude Araras.....	112
6.2.6 Açude Ayres de Souza.....	113
6.2.7 Rio Jaíbaras.....	115
6.2.8 Açude Acaraú Mirim.....	115
6.2.9 Barragem Santa Rosa.....	116
6.2.10 Rio Acaraú.....	118
6.3 Classificação das águas para fins de irrigação	119
6.4 Índice de Qualidade de Água (IQA)	123
6.4.1 Parâmetros de formação do IQA através da AF/ACP.....	123
6.4.2 Determinação dos valores de agregação.....	127
6.4.2.1 Determinação dos valores de agregação (qi)	127
6.4.2.2 Cálculo dos pesos de agregação dos parâmetros (w_i)	128
6.4.3 Classes do IQA.....	130
6.4.4 Cálculo dos valores do IQA.....	132
6.4.5 Discussão.....	134
7. CONCLUSÕES	139

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS
APÊNDICES

143
159

1. INTRODUÇÃO

Como forma de garantir a produção agrícola em regiões áridas e semi-áridas do globo, a irrigação tem sido largamente utilizada. A sua origem data de tempos remotos e sua história se confunde, muitas vezes, com a história do desenvolvimento e da prosperidade econômica dos povos (DAKER, 1988).

A intensificação e a expansão de áreas irrigadas têm, contudo, levado a acelerada ocorrência de efeitos adversos sobre os recursos naturais, quando medidas de controle e/ou preventivas não são adotadas. Registros históricos evidenciam que grandes civilizações residentes no baixo curso do rio Eufrates se extinguíram em função, além de outros fatores, da indução da salinidade em suas antigas terras férteis das várzeas da Planície Aluvional da Mesopotâmia. Em termos contemporâneos, no entanto, o avanço da salinidade tem sido registrado em casos como nos vales do rio Vermelho e São Joaquim, nos Estados Unidos, na Planície do Mar de Aral, na antiga União Soviética (OLIVEIRA, 1997).

Durante os últimos 40 anos, a área irrigada no mundo tem apresentado um aumento significativo, com uma taxa de 2,7% ao ano, atingindo cerca de 253 milhões de hectares no ano de 1986. No entanto, para atender à expectativa de aumento da produção agrícola para uma população estimada em 8,5 bilhões de habitantes em 2025, a área irrigada deverá atingir 360 milhões de hectares. Inacreditavelmente, cerca de 10 milhões de hectares cultiváveis nas várias partes do mundo estão sendo abandonados anualmente como consequência dos baixos rendimentos causados pela salinidade e/ou encharcamento nas áreas irrigadas e, ainda, que 10% da superfície (954 milhões de hectares) terrestre estão afetados por problemas de salinidade (GHEYI, 2000).

No Brasil, 138,9 milhões de hectares de áreas são potencialmente agricultáveis, dos quais 29 milhões são irrigáveis e 20 milhões são de várzeas. Atualmente, cerca de 55 milhões de hectares são cultivados, sendo que 2,7 milhões são cultivados com irrigação. Com apenas 5% da sua área cultivável irrigada, o país apresenta uma grande expectativa quanto à expansão dessa área, sobretudo no Nordeste, que tem cerca de 6,0 milhões de hectares irrigáveis e onde, no período de 1985 a 1990, sua área irrigada quase duplicou, atingindo aproximadamente 620 mil hectares (LIMA et al., 2000; GHEYI, 2000).

No Nordeste brasileiro não existem levantamentos detalhados do problema de salinização nos diversos perímetros irrigados; contudo, estudos de Góes (1978) mostraram que cerca de 25 a 30% das áreas irrigadas apresentam problemas de salinização e, de acordo com levantamento realizado em 1991 pelo DNOCS, nos Estados do Piauí, Ceará, Paraíba,

Pernambuco e Bahia, em média, 12% da superfície agrícola útil foi desativada e 7,6% está salinizada (SANTOS, 2000; GHEYI, 2000).

A salinidade induzida em áreas do Semi-Árido nordestino do Brasil, por exemplo, tem trazido problemas de produtividade das plantas cultivadas em extensas áreas. Tais efeitos contribuem para desorganização da economia, secularmente fraca da região, e quando ocorre em áreas dos perímetros irrigados, os efeitos sociais negativos se tornam mais evidentes (HEINZE, 2002).

Estudos científicos e algumas experiências localizadas têm demonstrado, no entanto, que práticas convencionais de redução dos problemas decorrentes da salinidade são onerosas e, na maioria das vezes, inviáveis do ponto de vista econômico. Práticas alternativas de convivência com os desvios advindos da salinidade ainda não estão disponíveis em grande escala para que possa se avaliar a sua rentabilidade em termos econômicos e efeitos de melhoria de vida no solo (OLIVEIRA, 1997).

No estado do Ceará a bacia do Acaraú representa um importante pólo de desenvolvimento agrícola. Este desenvolvimento somente tem sido possível graças à capacidade de acumulação de 1,4 bilhões de metros cúbicos que a bacia possui, distribuídos em importantes açudes públicos ao longo de toda sua extensão, e são responsáveis pela perenização de 298 km do seu rio principal, o Acaraú.

As águas armazenadas nos reservatórios superficiais, no entanto, sofrem forte influência do fator clima, podendo tornar-se verdadeiros depósitos de elementos químicos que circulam nos ecossistemas e nos sedimentos, cuja fonte é representada pela água de drenagem resultante da precipitação sobre a área da bacia hidrográfica.

A bacia do Acaraú teve seus primeiros perímetros irrigados, Forquilha e Ayres de Souza, instalados em 1977. Segundo levantamento do DNOCS, em 1991 esses perímetros já apresentavam problemas devido à salinidade (GHEYI, 2000).

Tendo em vista não só o abastecimento da população na região, mas a continuidade dos empreendimentos agrícolas instalados na bacia do Acaraú, incluindo os perímetros Araras Norte (3225 ha), na parte alta da bacia, e o Distrito de Irrigação Baixo Acaraú (8438 ha – primeira etapa do projeto), na parte baixa, a quantidade e a qualidade da água passam a constituir-se numa das principais preocupações da administração dos recursos hídricos da bacia.

O estudo da variação quantitativa e qualitativa dos recursos hídricos pode ser realizado através do monitoramento, que segundo Vega et al. (1998), Helena et al. (2000), Wunderlin et al. (2001), Simeonov et al. (2003), Palácio (2004), Singh et al. (2005), envolve

uma função multivariada de seus aspectos. Desta maneira, o uso de um índice de qualidade de água envolvendo múltiplos parâmetros, através de informações resumidas em um único valor, como forma de acompanhar a possível deterioração dos recursos hídricos ao longo de uma bacia hidrográfica ou ao longo do tempo, facilita a ação dos usuários e tomadores de decisões destes recursos (PESCE & WUNDERLIN, 2000; BOLLMANN & MARQUES, 2000; CARVALHO et al., 2000; BORDALO et al., 2001; TOLEDO & NICOLLELA, 2002).

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral:

Avaliar a dinâmica qualitativa das águas superficiais ao longo da bacia do rio Acaraú com relação à salinidade e, baseado no diagrama de classificação do University of California Committee of Consultants (UCCC), propor um índice de classificação das águas para fins de irrigação levando em consideração a ocorrência, em longo prazo, de problemas de salinidade e sodicidade nos solos irrigados da região e, ainda, de toxicidade nas plantas cultivadas sob irrigação. Este estudo teve como base a realização de um monitoramento plurianual na bacia.

2.2 Objetivos Específicos:

Com base nos resultados obtidos a partir do monitoramento pode-se:

- quantificar os constituintes químicos das águas superficiais da bacia e sua tendência evolutiva;
- descrever a dinâmica de renovação das águas nos reservatórios;
- avaliar o papel da evaporação no processo de salinização das águas em cada reservatório estudado, a fim de dar subsídio para o planejamento de uso das águas em longo prazo;
- com auxílio da estatística multivariada, identificar os principais fatores responsáveis pelas mudanças da qualidade das águas na bacia;
- avaliar a qualidade da água quanto a restrições de uso na agricultura irrigada;
- criar um índice de qualidade voltado para o uso da água na irrigação;
- fornecer subsídios para avaliação do estado de conservação da bacia hidrográfica com base na qualidade da água.

3. DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

3.1 - Localização geográfica

A área de estudo está inserida na região Norte do Estado do Ceará e compreende a bacia do Rio Acaraú. Esta bacia, segunda em importância para o Estado, está inserida entre os confins de Crateús e a Cuesta da Serra da Ibiapaba, Serra da Meruoca e das Matas e o Atlântico. Localizada a noroeste do Estado, entre as coordenadas $2^{\circ}49'42''$ e $4^{\circ}58'17''$ de latitude Sul e $39^{\circ}41'04''$ e $40^{\circ}40'19''$ de longitude Oeste (Figura 1), ocupa uma área de 14.423 km^2 , que se apresenta ampla no seu alto curso, estreitando-se próximo à costa.

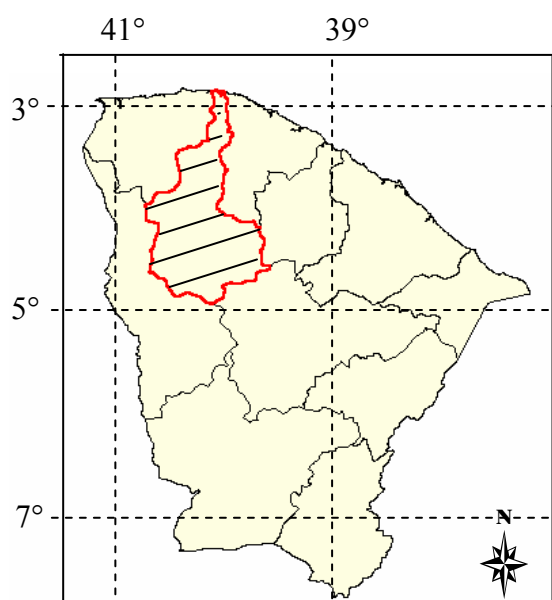


FIGURA 1 - Localização da bacia do Acaraú no Estado do Ceará

O rio Acaraú, que dá nome à bacia, nasce na Serra das Matas em cotas superiores a 800 m e desenvolve-se praticamente no sentido S - N, com aproximadamente 315 km de extensão. Recebe inúmeros afluentes, destacando-se pela margem direita os riachos do Feitosa, Macacos e Jucurutu, que trazem água da serra das Matas, além do Groaíras e do riacho Madeira. Pela margem esquerda, os principais afluentes são Jatobá e Jaibaras que vêm da Ibiapaba, além do Acaraú-Mirim que drena as águas das vertentes norte e leste da serra da Meruoca.

3.2 – Características climáticas

3.2.1 Clima

De acordo com a classificação de Köppen, encontram-se na bacia dois tipos de clima predominantes. Na parte baixa e no terço médio da bacia o clima é Tropical chuvoso, tipo Aw', enquanto na parte alta, mais ao sul da bacia, predomina o clima Semi-árido quente do tipo BSh'w', típico do Nordeste brasileiro encravado no polígono das secas.

3.2.2 Pluviometria

Como em todo o Estado, o principal problema com relação à pluviometria na região consiste muito mais na irregularidade do regime do que na quantidade de chuvas. Diante de um regime pluviométrico assinaladamente irregular, a bacia pode ser dividida em quatro zonas distintas, nas quais os seus principais reservatórios estão assim inseridos:

- uma faixa litorânea úmida com precipitação anual variando de 1000 - 1400 mm, que se estende para o interior da bacia em face da presença de elevadas altitudes, como a Serra da Meruoca, onde se encontra o açude Acaraú Mirim;

- uma zona intermediária entre o litoral e o interior, com uma precipitação média diminuindo bastante à medida que segue em direção ao interior, chegando a atingir valor igual ou inferior a 800 mm, como é o caso da região do açude Forquilha;

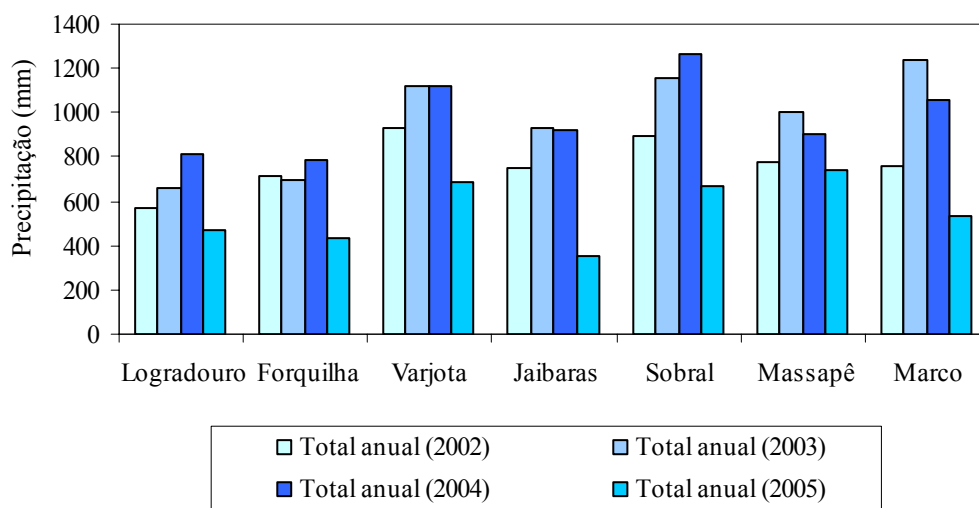
- zonas específicas úmidas, decorrentes das regiões montanhosas existentes que acarretam chuvas orográficas, como é o caso da região do açude Ayres de Souza;

- e ainda, uma zona mais árida com índice de precipitação inferior a 800 mm, que se estende irregularmente pelo perímetro sul da bacia, onde se encontram os açudes Edson Queiroz e Araras. Este último, por expressões positivas do relevo recebe um aumento localizado de precipitação.

Durante o ano é marcante a existência de duas estações, uma chuvosa e outra seca. As precipitações pluviométricas concentram-se no primeiro semestre, principalmente, nos meses março/abril/maio. As precipitações ocorridas ao longo do período de estudo foram coletadas nos postos meteorológicos mais próximos aos locais de amostragem, conforme Tabela 1. A Figura 2 ilustra, através do gráfico de barras, as precipitações totais anuais para o período estudado (FUNCEME, 2006).

TABELA 1 - Identificação e localização dos postos pluviométricos

Local	Posto
Açude Edson Queiroz	Logradouro
Açude Araras	Varjota
Açude Ayres de Souza	Jaibaras
Açude Forquilha	Forquilha
Açude Acaraú Mirim	Massapé
Barragem Santa Rosa	Marco

**FIGURA 2** - Precipitação total anual de 2002 a 2005 nos postos pluviométricos mais próximos aos locais de coleta.

3.2.3 Temperatura

As temperaturas máximas, mínimas e médias mensais e anuais, representativas da bacia do Acaraú, estão na Tabela 2. Os dados foram obtidos do Plano Estadual de Recursos Hídricos do Ceará (SRH, 1992).

TABELA 2 - Temperaturas médias, máximas e mínimas mensais e anuais, representativas da bacia do Acaraú.

Período	Temperatura (°C)		
	Máxima	Mínima	Média
Janeiro	33,9	23,2	28,6
Fevereiro	32,7	22,8	27,8
Março	31,3	22,4	26,9
Abril	31,2	22,5	26,9
Maiο	31,2	22,1	26,7
Junho	31,8	21,4	26,6
Julho	33,0	21,0	27,0
Agosto	34,7	21,4	28,1
Setembro	35,8	22,5	29,2
Outubro	35,9	22,7	29,3
Novembro	35,7	22,9	29,3
Dezembro	35,3	23,2	29,3
Ano	33,5	22,3	27,9

Fonte: SRH (1992)

Na parte mais litorânea da bacia do Acaraú, a temperatura média anual oscila de 26°C a 28°C, alcançando patamares de 29°C nas zonas mais interiores; somente nas regiões altas com microclimas, a temperatura média torna-se mais amena e decai para 25°C, atingindo valores inferiores a 22°C no ápice das Serras da Ibiapaba e Meruoca (SRH, 1992).

3.2.4 Ventos

No período chuvoso predominam na bacia ventos de NE, fazendo com que as áreas expostas a barlavento se tornem mais favorecidas. A velocidade média dos ventos neste período é classificada, segundo a escala de Beaufort (AHRENS, 2005), como ventos suaves (1,9 – 3,3 m.s⁻¹). Os ventos apresentam maiores velocidades no segundo semestre do ano, quando a velocidade média dos ventos é classificada como moderada (5,3 – 7,2 m.s⁻¹). No período de maior aridez predominam ventos de SE. A velocidade média dos ventos na bacia, segundo a estação de Sobral (SRH, 1992), pode ser observada na Tabela 3.

TABELA 3 - Velocidade média dos ventos (m.s⁻¹) na bacia do Acaraú

Localização	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Sobral	2.8	2.6	2.3	1.7	1.7	2.0	2.5	2.7	3.7	3.3	3.5	3.3
Acaraú	4.9	4.2	3.0	4.0	3.6	4.8	5.3	6.4	6.8	6.8	6.6	6.0
Média	3.9	3.4	2.7	2.9	2.7	3.4	3.9	4.6	5.3	5.1	5.1	4.7

Fonte: SRH (1992)

3.2.5 Evaporação

No conjunto, as condições climáticas da região favorecem sobretudo o fenômeno da evaporação, provocando, em consequência, perdas hídricas consideráveis, principalmente no que concerne aos volumes acumulados em superfícies livres. Não há grandes variações nas taxas de evaporação na área, a não ser nas regiões elevadas que apresentam taxas mais reduzidas. Os índices médios dos totais anuais de tanque “Classe A” encontram-se em torno de 1.878 mm. Na Tabela 4 apresenta-se os valores médios da evaporação mensal e o total anual medidos na estação de Sobral.

TABELA 4 - Evaporação média mensal e anual no tanque Classe A (mm)

Localidade	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Total
Sobral (NC)*	157	126	95	102	100	117	158	191	221	225	220	205	1.915
Sobral (SRH)**	158	105	75	71	78	108	154	199	215	247	220	210	1.840
Média	158	168	85	87	89	113	156	195	218	236	220	208	1.878

Fonte: Brasil (1992) - *Normal Climatológica (1961 – 1990);
SRH (1992) - **Secretaria de Recursos Hídricos

3.3 – Características fisiográficas

3.3.1 – Geomorfologia

O relevo da bacia (Figura 3) apresenta-se caracterizado em seu aspecto geral, com base nos estudos da SUDENE (1973) e DNOCS (2004), por cinco unidades geomorfológicas principais:

Terraços Aluviais – referem-se às várzeas resultantes das deposições fluviais, constituindo-se estreitas faixas, ao longo dos cursos d'água da bacia, como podem ser observados ao longo do rio principal, no terço final da bacia do Acaraú. São terrenos tipicamente planos, formados por sedimentos de granulometria variável.

Tabuleiros e Superfícies Similares – compreendem áreas próximas ao litoral. Constituem-se de sedimentos argilo-arenosos do Grupo Barreiras, Terciário, que se assentam diretamente sobre o embasamento cristalino, diminuindo de espessura à medida que penetra para o interior. O relevo apresenta-se predominantemente plano, com trechos suaves ondulados. São observados na parte baixa da bacia.

Cuestas – Na face Sudoeste da bacia do Acaraú ocorre um cordão de significativa elevação, onde se encontra a Cuesta da Ibiapaba (750-800 m). As elevadas altitudes determinam alterações de condições climáticas, favorecendo a ocorrência de chuvas orográficas. De direção N-S, apresentam-se como um verdadeiro paredão em forma de mesa que dá um aspecto de uma muralha quase contínua, que limita o estado do Ceará a oeste.

Superfícies de Pediplanação – são áreas resultantes de um sistema erosivo intenso, arrasando e modelando grandes extensões sob condições de clima semi-árido. Trata-se de um processo em que predomina o intemperismo físico que atua desagregando as rochas mais superficiais durante o prolongado período seco, sendo estas massas desagregadas, posteriormente carregadas por enxurradas breves, de alto poder transportador. O intemperismo químico é um fator importante, principalmente no curto período chuvoso. Essas regiões apresentam um relevo predominantemente plano e suave ondulado com partes onduladas, verificando-se a presença de maciços residuais. São observadas, principalmente, na parte alta e terço médio da bacia.

Maçiços residuais e outros níveis elevados – correspondem às elevações, constituídas geralmente de rochas gnáissicas. Estes maciços atingem elevadas altitudes (superiores a 700 metros) como as serras das Matas ao Sul da bacia do Acaraú, que determinam alterações de condições climáticas, posto que se opõem ao deslocamento das correntes aéreas, exibindo uma face úmida outra seca. Estão presentes ainda na parte central da face Noroeste da bacia, onde se situa uma importante região montanhosa, a Serra da Meruoca (600-800 m). Essa serra posiciona-se frontalmente ao deslocamento das massas úmidas, que são responsáveis por abundantes chuvas orográficas.



FIGURA 3 - Imagem de satélite do relevo (EMBRAPA, 2004) mostrando as serras que delimitam a bacia do Acaraú (1. Machado, 2. Matas, 3. Ibiapaba e 4. Meruoca)

3.3.2 – Solos

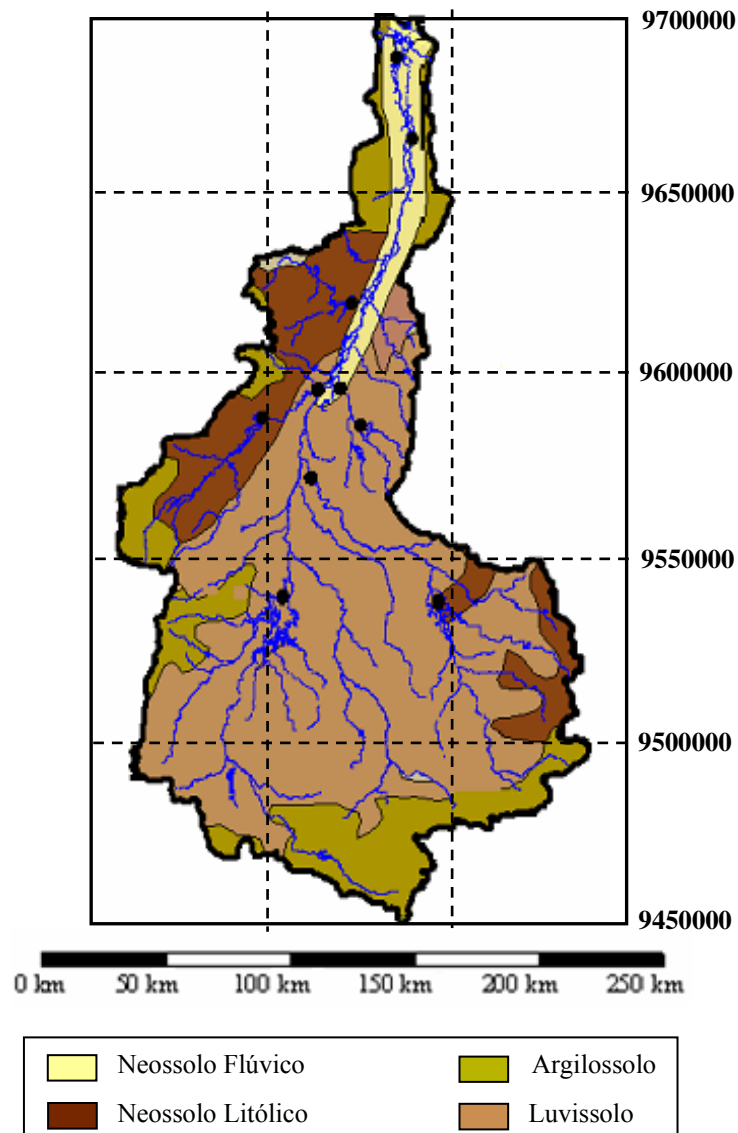
De acordo com o Mapa de Solos do Estado do Ceará (IPLANCE, 1997), ocorrem, predominantemente, na bacia do Acaraú, quatro tipos de solo. A nomenclatura das classes é apresentada abaixo segundo o novo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 1999) e, entre parênteses, a nomenclatura anterior. A descrição de cada classe de solo realizada, segundo SUDENE (1973) e IPLANCE (1997), levou em consideração os locais de coleta das amostras (Figura 4).

Luvissole (Bruno Não-Cálcico) – Integram esta classe solos com horizonte B textural, não hidromórficos, com argila de atividade alta, saturação e soma de base alta, reação moderadamente ácida a praticamente neutra, ou mesmo moderadamente alcalina, de alta fertilidade natural possuindo em sua composição mineralógica, elevados teores de minerais primários facilmente decomponíveis, os quais constituem fontes de nutrientes para as plantas. O material de origem é constituído, principalmente, dos gnaisses, granitos, quartzitos anfíbolitos e migmatitos. Apresenta, freqüentemente, pedregosidade superficial e susceptibilidade à erosão, principalmente a do tipo laminar. Esta classe de solo recobre praticamente toda a parte alta e terço médio da bacia.

Neossolo Litólico (Litólico Eutrófico) – Integram esta classe solos pouco desenvolvidos, rasos a muito rasos, possuindo um horizonte A firmado diretamente sobre a rocha. Possui drenagem variando de moderada a acentuada e, comumente, são bastante susceptíveis à erosão em decorrência de sua reduzida espessura. Apresenta horizonte A fraco, textura variando de arenosa, média a argilosa, com substrato composto por arenito, argilito, siltito, folhelhos, calcário e conglomerados (Grupo Jaibaras). Este tipo de solo está presente no terço médio da parte oeste da bacia. Situa-se indiscriminadamente nas áreas planas e em suaves encostas.

Argilossolo (Podzólico Vermelho-Amarelo) – Esta classe compreende solos com horizonte B textural, não hidromórficos, com argila de atividade baixa. São solos em geral fortemente ácidos e de baixa fertilidade natural, apresentando drenagem moderada e/ou imperfeita. São solos derivados de sedimentos argilo-arenosos do Terceário (Formação Barreiras). Podem ser observados, principalmente, na área litorânea e na parte mais ao sul da bacia do Acaraú.

Neossolos Flúvicos (Aluviais) – Compreendem solos pouco desenvolvidos, provenientes de deposição fluvial recente. São solos de alta fertilidade e de grande potencial agrícola, que ocorrem nas várzeas dos cursos d'água. O material originário é constituído por sedimentos fluviais não consolidados de natureza e granulometria variadas. Este tipo de solo pode ser observado ao longo do rio Acaraú.



Fonte: Adaptado do IPLANCE (1997).

FIGURA 4 - Solos predominantes na bacia do Acaraú.

3.4 – Principais reservatórios presentes na bacia do Acaraú

A Bacia do Rio Acaraú apresenta-se como a segunda bacia hidrográfica de importância para o Estado. Apesar de ser seis vezes menor que a Bacia do Rio Jaguaribe, recebe relativamente mais água do que esta, devido à orientação de seu vale principal em relação à serra da Ibiapaba, de onde recebe grandes contribuições hídricas.

Com uma capacidade de acumulação atual de 1,4 bilhões de metros cúbicos distribuídos em importantes açudes públicos ao longo de toda sua extensão, a operação destes reservatórios possibilitou a perenização de 298 km do seu rio principal, o rio Acaraú, e, como consequência, o desenvolvimento de importantes pólos agrícolas para o Estado.

Segundo dados do DNOCS, COGERH e SRH de 2004, os cinco principais reservatórios da bacia podem ser assim descritos:

3.4.1 - Açude Serrote (Barragem Edson Queiroz)

Conhecido como açude Edson Queiroz, este reservatório tem sua barragem construída sobre o rio Groaíras, no município de Santa Quitéria. Possui uma bacia hidrográfica com 1765 km² e bacia hidráulica de 26,6 km² capaz de acumular um volume máximo de 250,5 hm³ de água. Tem como finalidade complementar as disponibilidades hídricas de uma rede de irrigação instalada na bacia do Acaraú (Sistema Araras), permitindo a implantação de uma área irrigada de até 30000 ha, o controle de enchentes do rio Acaraú, o abastecimento doméstico, e do complexo minero-industrial de urânio a ser implantado no município vizinho (Itataia) e a perenização do rio Acaraú.

3.4.2 - Açude Araras (Barragem Paulo Sarasate)

A Barragem Paulo Sarasate sobre o rio Acaraú está localizada no município de Varjota e pertencente ao sistema do mesmo nome. Até o local da barragem, a bacia hidrográfica do rio Acaraú cobre uma área de 3520 km². A bacia hidráulica do reservatório é de 96,25 km², permitindo um volume máximo de acumulação de 890,11 hm³. Têm por finalidade a perenização e controle de cheias do rio Acaraú, a piscicultura, o aproveitamento de culturas nas áreas de montante e a irrigação de 14000 ha nas várzeas do rio. Essa barragem é a principal fonte hídrica do Perímetro Irrigado Araras Norte, com 3225 ha irrigáveis.

3.4.3 - Açude Ayres de Souza (Jaibaras)

Construído sobre o rio Jaibaras, principal afluente proveniente da província sedimentar da bacia, o açude Ayres de Souza está localizado no município de Jaibaras. Possui uma bacia hidrográfica de 1100 km², bacia hidráulica de 12,88 km² e capacidade de acumulação máxima de 140,43 hm³. Tem por finalidade a perenização do rio Acaraú, garantir o funcionamento do perímetro irrigado Ayres de Souza (615 ha), a exploração da aquicultura à montante da barragem e o abastecimento de água de Sobral e dos povoados circunvizinhos.

3.4.4 - Açude Forquilha

A barragem sobre o rio Madeira denominada açude Forquilha, está localizada no município de Forquilha. Este reservatório permite a regularização das contribuições naturais de uma bacia de 176 km². Sua bacia hidráulica é de 8,90 km². Tem capacidade máxima de acumulação de 50,13 hm³. Apresenta-se como a principal fonte hídrica do Perímetro Irrigado Forquilha, que possui uma área irrigável de 261 ha.

3.4.5 - Açude Acaraú Mirim

Este açude está localizado no município de Massapê. Até o local da barragem, o rio Acaraú Mirim possui uma bacia hidrográfica de 460 km². A bacia hidráulica da barragem é de 7,47 km² com capacidade de acumulação de 52,0 hm³. Tem por finalidade principal o abastecimento da cidade de Massapê, bem como dos povoados circunvizinhos.

3.5 - Parâmetros geométricos dos reservatórios

O conhecimento dos parâmetros geométricos dos reservatórios é de grande importância no estudo da qualidade das águas superficiais armazenadas, especificamente, com relação ao problema de salinização. Estes são definidos através da área da bacia hidráulica (a), da área da bacia contribuinte (A) e do volume do reservatório (V).

As razões entre as áreas da bacia hidráulica (a) e da bacia contribuinte (A) e entre o volume acumulado (V) e a bacia hidrográfica (A) do reservatório estão relacionadas com a

capacidade de renovação de suas águas. Quanto maior estas razões, menor a capacidade de renovação das águas e maior o perigo de salinização. A razão entre o volume acumulado (V) e a área da bacia hidráulica (a) está ligada à profundidade média do reservatório e, conseqüentemente, a sua tendência em concentrar sais por evaporação. Em geral, quanto maior seu valor, menor é a concentração salina do reservatório.

A Tabela 5 apresenta as razões a/A , v/A e V/a para os açudes estudados neste trabalho e ainda, para comparação, os parâmetros do açude do Cedro e do Mar Morto, possibilitando observar o efeito da relação entre estas grandezas.

TABELA 5 - Parâmetros geométricos definidos através da área da bacia hidráulica (a), da área da bacia contribuinte (A) e do volume do reservatório (V).

Açudes	Parâmetros Geométricos		
	a/A (%)	V/A (mm)	V/a (m)
Edson Queiroz	1,5	142	9,42
Araras	2,7	253	9,25
Ayres de Souza	1,2	95	8,10
Forquilha	4,6	261	5,63
Acaraú Mirim	1,6	113	6,96
Cedro*	9,6	556	6,00
Mar Morto*	5,0	450	9,00

* Santiago (1984)

Verifica-se que o açude Cedro mostra-se extremamente favorável à salinização, apresentando razões a/A e V/A elevadas. Este fato está ligado a um superdimensionamento de sua bacia hidráulica e à construção de vários barramentos dentro de sua bacia hidrográfica, que dificultam a renovação de suas águas e torna este reservatório dependente de eventos extremos de precipitação (período de retorno de ≈ 35 anos) para encher e sangrar. Nestas condições, apresenta perigo de salinização maior, até mesmo, que o mar Morto, conhecido de extrema salinidade.

Outra relação importante é a razão entre o volume acumulado (V) e a área da bacia hidráulica (a); em geral, quanto maior seu valor, menor é a concentração salina do reservatório. Esta razão está ligada à profundidade média do reservatório e conseqüentemente, à tendência de concentração de sais por evaporação.

4. REVISÃO DE LITERATURA

4.1 Qualidade da água para fins de irrigação

O conceito de qualidade de água refere-se às suas características que podem afetar sua aplicabilidade para uso específico (AYERS & WESTCOT, 1999; BARRETO et al., 2004). A qualidade da água pode ser definida levando em consideração seus parâmetros físicos, químicos e biológicos. No estudo da qualidade da água para fins de irrigação dá-se ênfase à composição química da água, embora as características físicas, a carga de sedimentos, possam ser consideradas importantes. Os problemas ligados à qualidade ocorrem pela interação entre componentes internos e externos ao sistema hídrico e podem ter origem natural ou antrópica.

Embora a irrigação venha sendo praticada há vários milênios, de acordo com Gheyi et al. (2004), a importância da qualidade da água só começou a ser reconhecida a partir do início do século XX. O aspecto da qualidade era desprezado devido ao fato de que, no passado, em geral, as fontes de água eram abundantes, de boa qualidade e de fácil utilização (AYERS & WESTCOT, 1999). Atualmente, reconhece-se que a avaliação da qualidade da água utilizada na irrigação é imprescindível, sobretudo em regiões áridas e semi-áridas, caracterizadas por baixos índices pluviométricos em relação à intensa evapotranspiração, com distribuição irregular das chuvas ao longo do ano favorecendo o processo de salinização e sodificação, ou seja, o acúmulo gradativo de sais solúveis e/ou sódio trocável na zona radicular das plantas nos solos irrigados.

Silva Júnior et al. (1999) analisaram a composição química de águas do cristalino, em propriedades localizadas nos Estados da Paraíba, Rio Grande do Norte e Ceará, de origens com CE de até $5000 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Os resultados mostraram que, de modo geral, as águas do cristalino do Nordeste brasileiro são cloretadas sódicas, com alguma variação de acordo com a litologia do local de origem; os teores de cloreto podem atingir valores superiores a 80% do total de ânions presentes na água, com níveis de salinidade elevados ($\text{CE} > 3000 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) e, ainda, que as águas de baixos níveis de salinidade ($\text{CE} < 750 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) podem ter as concentrações percentuais de HCO_3^- próximas ou superiores às de cloreto.

Melo Júnior et al. (2003), avaliaram a hidroquímica e a qualidade das águas no médio curso do Rio Açu, Rio Grande do Norte, e em dois de seus afluentes, nesse trecho,

verificaram a grande influência das atividades urbanas, agrícolas e industriais nas águas deste rio. As águas dos afluentes mostraram-se uniformes para diferentes coletas em uma mesma estação, mas variaram de composição entre as diferentes estações. No rio, as águas apresentaram Na^+ , K^+ e HCO_3^- como íons dominantes, ao passo que nos afluentes os íons principais foram Na^+ , K^+ e Cl^- . As propriedades avaliadas, no geral, revelaram-se pouco influenciadas pelas variações pluviométricas entre as diferentes etapas de amostragem.

Conforme Brezonik et al. (1999 apud PRADO et al., 2005), aproximadamente 30 a 50% dos solos da Terra são afetados por poluentes provindos de fontes difusas, e a agricultura responde por 25% das fontes de poluição dos rios. Jurinak & Topper (1993) salientam que além das condições naturais da água e da possível deterioração causada pela poluição, a sustentabilidade efetiva de uso da água para irrigação depende de condições que incluem a tolerância das culturas aos sais, propriedades do solo, práticas de manejo da irrigação e, ainda, da habilidade e conhecimento do usuário.

4.2 Parâmetros determinantes da qualidade da água para fins de irrigação

A qualidade da água, de um modo geral, se refere à sua salinidade com relação à quantidade total de sólidos dissolvidos (STD), expressa em miligramas por litro, (parte por milhão) ou por meio de sua condutividade elétrica. Contudo, segundo Ayers & Westcot (1999), para uma correta interpretação da qualidade para a irrigação, os parâmetros avaliados devem estar relacionados com seus efeitos no solo e sobre as culturas e com o manejo de uso adotado. Quatro aspectos importantes devem ser considerados: salinidade, sodicidade, toxicidade de íons e teores de bicarbonato. Estas variáveis são fundamentais na determinação da qualidade agrônômica da água.

4.2.1 Salinidade

Na determinação da salinidade, a concentração dos sais é medida de forma total, não levando em conta as espécies de íons presentes, expressando a concentração sumária dos íons solúveis na água. A condutividade elétrica (CE) corresponde à capacidade de uma água em conduzir corrente elétrica, crescendo praticamente com a mesma proporção conforme aumenta a concentração de sais. Por esta razão e pela facilidade de medição, a CE é comumente usada como parâmetro que mede o perigo de salinização.

Para Ayers & Westcot (1999), o principal problema do excesso de sais na água de irrigação é que após a sua deposição no solo, os sais se acumulam à medida que a água é evaporada ou consumida pelas culturas, podendo resultar em salinização do solo (Figura 5). O aumento da salinidade do solo pode promover redução nos rendimentos das plantas, provocar morte em plantas sensíveis aos sais e inviabilizar áreas para a agricultura.

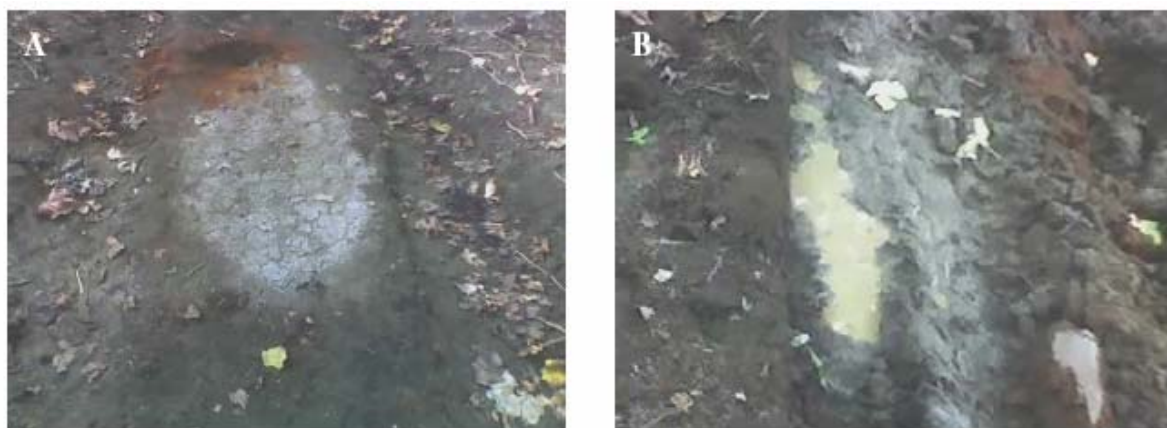


FIGURA 5 – Acúmulo de sais na superfície do solo (A) e redução da infiltração com conseqüente acúmulo de água na superfície do solo (B), observados por Chaves (2006) no Distrito de Irrigação Araras Norte, na bacia do Acaraú, Ceará.

O excesso de sais na zona das raízes limita o crescimento normal dos cultivos, já que a alta concentração de sais na zona das raízes reduz a disponibilidade de água para as plantas pelo aumento do potencial osmótico da solução (PIZARRO, 1985; YIASOUMI, 2004). O efeito danoso no crescimento das plantas se manifestará por uma equivalente redução na taxa de transpiração. A salinidade, então, reduz o desenvolvimento das plantas devido ao aumento de energia que precisa ser despendida para adsorver água do solo e ao ajustamento osmótico necessário para a planta sobreviver sob condições de estresse salino.

Meireles (1999) verificou que águas de irrigação com salinidade superior a $2,04 \text{ dS.m}^{-1}$ ($\approx 2000 \mu\text{S.cm}^{-1}$) aumentaram os dias de germinação da semente de clones porta-enxerto de cajueiro anão-precoce e causaram redução na percentagem de pega de enxerto. Também foi observado redução de forma significativa no desenvolvimento do enxerto (altura da muda, número de folhas, peso de matéria seca da raiz e parte aérea) com a utilização da água nesta condição de salinidade.

Os sais que se acumulam na zona das raízes estão diretamente ligados ao aporte da água de irrigação e/ou ao aumento do nível do lençol freático próximo à superfície. De

acordo com Pizarro (1985) e Jurinak & Topper (1993), em solos com deficiência de drenagem a água não se infiltra, ficando acumulada sobre a superfície sofrendo evaporação e concentrando os sais. Para manter um nível de salinidade tolerável pelas culturas, faz-se necessário aumentar a fração de água liberada na irrigação, de modo que as plantas tenham seus requerimentos supridos e que possa ocorrer a lixiviação do excesso de sais para camadas mais profundas do solo. No entanto, esse excesso pode elevar o nível do lençol freático em áreas baixas, fazendo com que a água ascenda por capilaridade na zona radicular.

Tedeschi et al. (2001), estudando o manejo da irrigação e drenagem e seus efeitos sobre a carga de sais em Perímetro Irrigado Monegros II, na Espanha, verificaram que, mesmo utilizando a irrigação com baixa salinidade ($CE = 360 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), a água resultante da drenagem era de alta salinidade ($CE = 7500 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) e sódica ($RAS = 10,3$), como consequência da dissolução e transporte dos sais presentes no solo.

De Nys et al. (2005), avaliando o padrão de salinização dos campos irrigados do Perímetro Maniçoba (sub-bacia do baixo-médio São Francisco, PE-BA), observaram que a água utilizada para irrigação é de excelente qualidade (CE entre 50 a $110 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) e os sais de origem geológica estão ausentes. Segundo os autores, o excesso de irrigação aplicado pelos pequenos agricultores e, a aplicação excessiva de fertilizantes faz com que parte dos fertilizantes dissolvida seja drenada para fora da zona das raízes junto com a água de irrigação, que é aplicada além do requerimento da cultura. Subsequentemente, a água subterrânea, pode concentrar os fertilizantes abaixo ou na zona das raízes, que depois de alguns anos pode alcançar níveis elevados, que tornam a zona de raízes muito salina e o crescimento do cultivo impossível.

Ayers e Westcot (1999) afirmaram que a absorção de água pelas plantas, também, contribui para salinização do solo, fazendo com que a concentração da solução do solo aumente à medida que o solo seca. Com a repetição deste fenômeno, se acumularão quantidades crescentes de sais, cuja concentração final salinizará o solo.

Carmo et al. (2003) avaliaram os efeitos do uso de diferentes níveis de salinidade da água de irrigação ($C_1 = 550 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, $C_2 = 1700 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, $C_3 = 2850 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e $C_4 = 4000 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) no crescimento vegetativo de bananeiras, Pacovan e Marmelo, em um solo Argissolo Crômico, textura francoargilo-arenosa. As irrigações foram feitas de modo a proporcionar uma fração de lixiviação ao redor de 0,15%. Os resultados obtidos aos 110, 160, 220, 300 e 360 dias após o plantio mostraram que o incremento nos níveis de salinidade diminuiu significativamente a altura da planta, o número de folhas e a área foliar com o aumento do nível de salinidade da água até no máximo 240 dias do desenvolvimento.

Meireles et al. (2003), avaliando o acúmulo de sais em Cambissolo cultivado com bananeira na Chapada do Apodi, verificou que a concentração salina na área cultivada, irrigada com água de classe C₃S₁ e fertirrigada, quando comparada com solo de mata nativa, apresentou incremento de sais no solo, variando de 49 a 2.600%.

Conforme Moraes (2001 apud VANZELA, 2004), a análise da CE também permite verificar a influência direta e indireta das atividades desenvolvidas nas bacias sobre os recursos hídricos (lagos, reservatórios, rios), como lançamentos de efluentes domésticos e industriais e atividades agropastoris, pois o resultado da poluição pode ser detectado pelo aumento da CE no curso d'água.

Dias et al. (2004) estudaram a evolução da salinidade em Argissolo cultivado com melão irrigado em diferentes níveis de salinidade no Município de Mossoró, RN. Os tratamentos se compunham da combinação de três fatores: 3 níveis de salinidade da água de irrigação (1200; 2500 e 4500 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), duas cultivares de melão (Honey Dew cultivar Orange flesh e Cantaloupe híbrido Trusty) e duas frequências de irrigação. Os resultados mostraram que a salinidade do solo evoluiu com o tempo, estando os maiores níveis próximos da superfície do solo; a salinidade do solo atingiu o máximo na fase intermediária, tendendo a reduzir no final do ciclo do meloeiro e, a evolução da salinidade do solo foi proporcional à concentração de sais na água de irrigação, independente da frequência de irrigação.

Tedeschi & Áquila (2005), estudando os efeitos da irrigação com água salina com três concentrações salinas distintas (0,25, 0,5 e 1% de NaCl) e de dois níveis de aplicação da irrigação (100 e 40% de restituição da evapotranspiração) sobre um solo argilo-siltoso, no Vale Volturno, em Vitulazio (Itália), verificaram que o acúmulo de sais foi diretamente proporcional a quantidade de NaCl aplicado com a irrigação. A CE do solo aumentou com a profundidade para os tratamentos salinos. O percentual de sódio trocável, contudo, aumentou com a concentração salina da água de irrigação (quantidade de NaCl) na camada mais superficial e, gradualmente diminuiu com a profundidade.

4.2.2 Sodicidade

Estudos de Ayers & Westcot (1999) mostram que a sodicidade se refere ao efeito do sódio, presente na água de irrigação, em elevar a porcentagem de sódio trocável no solo, com danos nas suas propriedades físico-químicas, provocando problemas de infiltração. Conforme Pearson (2003) os três principais problemas causados pela dispersão induzida pelo

sódio são a redução da infiltração, a redução da condutividade hidráulica e a presença de crosta superficial (Figura 6).



FIGURA 6 – Solo desagregado apresentando crosta salina na superfície (BAUDER, 2005)

Estes problemas tornam-se evidentes quando a água de irrigação não ultrapassa a superfície do solo com velocidade suficientemente elevada para permitir a renovação da água consumida pelas culturas entre uma irrigação e outra. A infiltração, em geral, aumenta com a salinidade e diminui com a redução desta.

Em geral, o solo irrigado com águas de alto teor de sódio desenvolve uma condição de solo sódico que, devido à dispersão das argilas, diminui muito a permeabilidade à água. Pizarro (1985) mostra que as partículas finas de um solo quando dispersas, obstruem o seu espaço poroso, reduzindo acentuadamente a infiltração. Aparece, então, um desequilíbrio do sódio com relação ao cálcio e magnésio. Por outro lado, a quantidade de cálcio logo após uma irrigação, pode variar devido à dissolução ou precipitação de cálcio contido na solução do solo, que estabelece um novo equilíbrio na água do solo, diferente do equilíbrio existente na água aplicada (REICHARDT, 1990; AYERS & WESTCOT, 1999).

Conforme Rhoades et al. (1992), em condições de solo sódico podem ocorrer deficiências de cálcio e de outros nutrientes, devido ao pH elevado e aos altos teores de bicarbonatos, que limitam a solubilidade de muitos minerais do solo, alterando, portanto, a concentração de nutrientes na solução e, deste modo, sua disponibilidade para as plantas.

De acordo com Santos & Muraoka (1997), o aumento do teor de sódio nos solos é preocupante tanto no que diz respeito à toxicidade às plantas e ao desbalanço nutricional, que pode causar quando a relação Na:Ca se torna alta. Por exemplo, a mineralização, que diminui a liberação de enxofre e nitrogênio da matéria orgânica para as plantas e altera as características físico-hídricas dos solos devido à dispersão das argilas.

O parâmetro que melhor se correlaciona com a porcentagem de sódio trocável do solo (PST) é a razão de adsorção de sódio (RAS) da água de irrigação. Inicialmente introduzida pelo United States Department of Agricultural - USDA em 1954 para definir critérios em relação ao sódio, a RAS é usada internacionalmente para classificação das águas de irrigação. Conforme Holanda & Amorim (1997) e Santos (2000), o risco de sodicidade, pode ser avaliado com mais segurança relacionando a RAS corrigida (RAS°) conforme procedimento sugerido por Suarez (1981), com a salinidade da água (Ver Cap. 5 item 5.1.3).

Vence (1996 apud BAEZ, 1999) avaliando o uso da água de classe C_3S_4 e C_4S_4 (C_3 - água de alta salinidade e C_4 - muito alta salinidade, respectivamente, S_4 - com alta sodicidade) na irrigação suplementar de cultivos extensivos no Sudeste de Buenos Aires-Argentina, verificou que a utilização desta água provoca um impacto negativo sobre as características físico-químicas do solo, verificando-se incremento tanto na CE como na porcentagem de sódio trocável (PST).

Al-Hawas (2002), examinando qualidade da água para irrigação ao Leste da Arábia Saudita observou que as fontes de água apresentavam muito alta salinidade e média sodicidade (classe C_4S_2). Segundo o autor, mesmo apresentando esta qualidade, estas águas podem ser satisfatoriamente usadas para irrigação, se práticas de manejo da água e do solo para o controle dos sais forem adotadas.

Segundo Scaloppi & Britto (1986), as águas com CE inferior a $500 \mu S.cm^{-1}$ e, particularmente, abaixo de $200 \mu S.cm^{-1}$ tendem a lixiviar os sais e minerais solúveis, incluindo os de cálcio, reduzindo sua influência sobre a estabilidade dos agregados e estrutura do solo. Então, quando os problemas de infiltração presentes em áreas irrigadas não são causados pelo efeito da RAS elevada, invariavelmente, são causados pelas águas de salinidade muito baixa. As águas da chuva, por exemplo, são de condutividade muito baixa e podem, portanto, provocar excessos de escoamento nas áreas irrigadas (AYERS & WESTCOT, 1999). Desta forma, os problemas de infiltração relacionados com a qualidade da água de irrigação devem ser avaliados pelos valores de CE e RAS° .

4.2.3 Toxicidade dos íons cloreto e sódio

Grattan (2002) relatou que espécies iônicas como o cloreto e o sódio, quando presentes em concentrações elevadas na água, podem causar danos às culturas reduzindo a produtividade. A intensidade do dano depende, basicamente, da concentração do íon, do tempo de exposição, da sensibilidade das plantas e do uso da água pelas culturas.

Mass (1990) e Ayers & Westcot (1999) afirmaram que a toxicidade devido ao cloreto, freqüentemente, é provocada pelo cloreto contido na água de irrigação. Por não ser retido ou adsorvido pelas partículas do solo, este elemento desloca-se facilmente com a água deste, sendo absorvido pelas raízes e translocado às folhas, onde se acumula pela transpiração. Se sua concentração excede a tolerância da planta, produzem-se danos com sintomas característicos, como necrose e queimaduras que têm início no ápice das folhas.

Biggar (1984 apud LIMA, 1997) afirmou que para irrigação, a concentração de cloreto na água não deve ultrapassar a $4,0 \text{ mmol}_c.L^{-1}$. Culturas sensíveis apresentam sintomas quando a concentração de cloreto na folha atinge 0,3 a 1% de peso seco. Segundo Grattan (2002), culturas sensíveis de sementes ou grãos podem tolerar até $3,4 \text{ mmol}_c.L^{-1}$ ($120 \text{ mg}.L^{-1}$) e culturas mais resistentes, como a videira, podem tolerar $19,7 \text{ mmol}_c.L^{-1}$ ($700 \text{ mg}.L^{-1}$) ou mais.

Já toxicidade do sódio é mais difícil de diagnosticar, porém tem sido identificada claramente como resultado de alta proporção de sódio na água ($> 3,0 \text{ mmol}_c.L^{-1}$). Os sintomas típicos do sódio aparecem em forma de queimaduras ou necroses nas plantas, ocorrendo ao longo das bordas das folhas nas plantas sensíveis quando a concentração do sódio atinge 0,25% a 0,5% com base em peso seco. As concentrações de sódio nas folhas alcançam níveis tóxicos depois de vários dias ou semanas (AYERS & WESTCOT, 1999; BIGGAR, 1984 apud LIMA, 1997). Segundo Grattan (2002), a habilidade de uma planta tolerar sódio varia consideravelmente, de maneira que nos citros e fruteiras de caroço a sensibilidade pode ser observada em concentrações inferiores a $5,0 \text{ mmol}_c.L^{-1}$ ($115 \text{ mg}.L^{-1}$).

4.2.4 Bicarbonatos

Nas águas com teores altos de íons de bicarbonatos, há uma tendência de precipitação do cálcio e do magnésio, sob a forma de carbonatos, reduzindo a concentração destes na solução do solo. Conforme Bohn et al. (1985, apud HOLANDA & AMORIM, 1997), Yiasoumi (2003), Tanwar (2005), o problema com relação ao bicarbonato na água de

irrigação é que quando o solo seca, entre uma irrigação e outra, uma parte do bicarbonato precipita como CaMg-CO_3 removendo assim, o cálcio e o magnésio da água do solo aumentando a proporção relativa de sódio. Conseqüentemente, o risco de sodicidade aumenta, uma vez que a solubilidade do carbonato de sódio é superior à dos carbonatos de cálcio e de magnésio.

Ayers & Westcot (1999) mostraram que nas plantas, o uso de águas com teores elevados de bicarbonato devem ser evitados, principalmente quando for utilizado o sistema de irrigação por aspersão, devido aos problemas de incrustações que este provoca sobre as folhas, frutos e flores, diminuindo seu valor comercial, devido à má aparência. Quando a evaporação é elevada e a umidade relativa é menor que 30%, esse problema também pode ser observado, mesmo em águas com baixos teores de bicarbonato.

Macêdo & Menino (1998), monitorando os sais na água e nos solos irrigados do projeto Vereda Grande-PB, observaram que a concentração de bicarbonato entre 0,97 e 3,20 mmolc.L^{-1} é significativa, restringindo o uso da irrigação por aspersão em locais de elevada evaporação.

Trabalhos como de Ayers & Westcot (1999) e Grattan (2002) mostraram que, como a precipitação de carbonatos de cálcio e magnésio pode ocorrer dentro das tubulações, ocasionando obstrução (parcial ou total) das tubulações e emissores, este se torna um fator importante no monitoramento das águas para irrigação.

4.3 Problemas devido à qualidade da água de irrigação

Gheyi (2000) apresentou uma estimativa das terras cultiváveis nas várias partes do mundo e mostrou que cerca de 10 milhões de hectares são abandonadas anualmente devido a problemas de encharcamento e salinidade do solo sob condições de irrigação. Estes problemas acontecem, sobretudo, em regiões áridas e semi-áridas dos países em desenvolvimento, afetando tanto projetos novos como antigos. Em projetos mal elaborados e/ou mal conduzidos, pequenas quantidades de soluto são adicionadas ao solo e podem, lentamente, transformar uma área fértil em um solo salino e de baixa produtividade.

Kume et al. (2000) estudaram as condições do solo no Projeto de Irrigação Hetao, formado por uma grande área irrigada, que consome 294 hm^3 de água anualmente, proveniente do rio Amarelo, China, e cobre 500.000 ha com campos agrícolas. Enquanto esta área tem a história de agricultura irrigada desde tempos antes de Cristo, a irrigação em escala-

total foi iniciada a cerca de 100 anos. A expansão de áreas irrigadas trouxe consigo um sério problema de salinização do solo, de modo que atualmente cerca de 50% de sua área irrigada está salinizada.

De acordo com Griffiths et al. (2001), o percentual de terras agrícolas irrigadas afetadas pela salinidade na província de Alberta, no Canadá, é maior do que em áreas de sequeiro. Dos 1,25 milhões de acres irrigados, dos 13 distritos da Província, cerca de 12% (144000 acres) foram afetados pela salinidade em 1980. Atualmente essa taxa varia de 4 a 25% em toda a região.

Zalidis et al. (2002) estudaram os impactos que as práticas agrícolas podem causar sobre a qualidade da água e do solo na região do Mediterrâneo, uma vez que estes, nos últimos anos já representam uma ameaça a 60% das terras no Sul da Europa. Tal comportamento está ligado às mudanças por cultura mais rentáveis, o modo de produção, o aumento da demanda por água para o desenvolvimento de perímetros irrigados. Juntamente com o impacto da degradação do solo pela inundação, recarga subterrânea, intrusão marinha e salinização do solo, estes fatores tem sido apontados como responsáveis pela desertificação das terras na região.

Causapé et al. (2004) diagnosticaram a qualidade da irrigação e prescreveram recomendações para melhorar o manejo e reduzir a poluição difusa, devido à irrigação no Distrito de Irrigação Bardenas I, na bacia do Rio Ebro (Espanha). O estudo mostrou que as três variáveis mais importantes na determinação da qualidade para irrigação e o volume de fluxo de retorno da irrigação foram: i) características do solo, ii) manejo e o sistema de irrigação e iii) requerimentos de água pela cultura. Por esta razão, as recomendações para melhorar a qualidade da irrigação foram: i) aumento da eficiência da irrigação, ii) mudança para sistema pressurizado em solos rasos e de alta permeabilidade e iii) reuso da água de drenagem para a irrigação dentro do distrito. Estas estratégias de manejo irão conservar a alta qualidade da água nos principais reservatórios e irão diminuir os déficits de água para as culturas e o volume do fluxo de retorno da irrigação, conseqüentemente, minimizando a poluição de locais fora do distrito.

Brainwood et al. (2004) estudaram a variação temporal na qualidade da água de pequenos açudes devido ao uso das terras e a origem das águas. Um dos reservatórios é predominantemente influenciado pela água subterrânea. O outro mostra ligação com ambas, água subterrânea e escoamento agrícola, e o terceiro têm como fonte de água escoamento urbano e de terras agrícolas, sem nenhuma entrada aparente de água subterrânea. Padrões químicos foram comparados para identificar o nível de similaridade nas tendências da

qualidade da água. De acordo com os resultados, para os pequenos açudes, a combinação do uso de terras e preferencialmente, por onde ela flui, dão uma descrição mais completa do impacto da qualidade da água do que somente o uso da terra.

Causapé et al. (2004) avaliaram o teor de sais e de nitrato provenientes do fluxo de retorno da irrigação aplicada. Os resultados mostraram que uma baixa eficiência de irrigação associada a um manejo inadequado de fertilização nitrogenada é responsável pela baixa salinidade, alta concentração de nitrato no solo e no fluxo de drenagem superficial das bacias estudadas. Em consequência, elevar a eficiência de irrigação, otimizando a fertilização nitrogenada e o reuso para a irrigação da água de drenagem de baixa salinidade e alto nitrato, são estratégias chave para um melhor controle da poluição fora do distrito de irrigação estudado.

A bacia do rio Guaribas, no Estado do Piauí, apresenta como uso preponderante da água, a irrigação. Frota et al. (2000) classificaram a água da bacia quanto a sua restrição de uso para irrigação, conforme classificação de Richards (1954). Na parte alta e média da bacia, a água foi classificada como C_1S_1 (água com baixo conteúdo de sais e de sódio) e em sua parte baixa, como C_2S_1 (água com moderada tendência de salinidade e de baixo conteúdo de sódio). O uso dessas águas restringe-se à utilização em solos com média ou alta permeabilidade ou ter a precaução com a lixiviação quando usada em solo de baixa permeabilidade. Plantas sensíveis à salinidade devem ser evitadas.

Souza et al. (2000), avaliando as características químicas do solo aluvial do Projeto de Irrigação Capoeira - Paraíba, verificaram que 24% dos solos estão afetados por sais nas profundidades de 0-20 cm; 27% na camada de 20-40 e 33% na camada de 40-60 cm. Resultados semelhantes foram obtidos por Coelho e Ferreira (1988 apud Chaves et al., 2005) em solo aluvial do Perímetro Irrigado de Morada Nova, Ceará.

Chaves et al. (2005) afirmam que a atividade agrícola nas regiões semi-áridas, torna-se um empreendimento de alto risco quando não é adotada como prática agrícola, o uso da irrigação. Perímetros irrigados como de São Gonçalo e Engenheiro Arcoverde, que foram altamente expressivos para a economia das regiões, atualmente já mostram sinais de degradação do solo e até mesmo, áreas improdutivas. O perímetro irrigado de São Gonçalo apresenta 24% da sua área afetada por sais, sem considerar as áreas abandonadas, em virtude de altos teores de sais e/ou sódio trocável adicionados pela água de irrigação.

Segundo levantamentos do DNOCS (GHEYI, 2000) dos perímetros irrigados instalados no Estado do Ceará, quatro dos mais antigos apresentam problemas de salinização. O Perímetro Morada Nova, com uma superfície agrícola útil implantada de 3611 ha, possui

625 ha de superfície desativada e 274 ha (7,6%) de superfície salinizada. O perímetro Icó-Lima Campos com uma superfície implantada de 3556 ha, sendo 2712 de superfície agrícola útil, possui 397 ha de superfície desativada e 122 ha (4,5%) de superfície desativada. O perímetro I Curu-Paraipaba com uma superfície agrícola útil de 2033 ha, possui 25 ha de superfície desativada. O perímetro Curu-Recuperação, possui uma superfície agrícola útil implantada de 1068 ha, apresenta 134 ha de superfície desativada, sendo 66 ha (6,2%) devido à salinização.

Na bacia do Acaraú não é diferente. Atualmente, existem quatro importantes perímetros irrigados instalados na região: Araras Norte, Forquilha, Ayres de Souza e Baixo Acaraú. Os perímetros Forquilha e Ayres de Souza, os mais antigos presentes na bacia, apresentam respectivamente, 218 e 615 ha de superfície agrícola útil implantada; 160 e 146 ha de superfície em operação; 26,6% e 76,3 % de superfícies desativadas e 9,2 e 5,2% de superfícies salinizadas (GHEYI, 2000).

A qualidade da água também sofre influência do modo de jazimento. Santos et al. (2000) avaliaram a dinâmica do processo de salinização nas represas Tremendal e Anajé, no Sudoeste da Bahia. Os resultados mostraram que a avaliação da tendência de salinização em função do represamento das águas nas represas de demanda irregular apresenta uma tendência ao aumento da concentração do sódio nas águas e, quando a demanda de água torna-se insignificante em relação ao estoque, o processo de salinização é favorecido. Já nas represas de demanda normal, este fato não foi observado. Desta maneira, nota-se que nos reservatórios de uso irregular a concentração de sal aumenta com a idade do reservatório e, nos reservatórios de uso normal, o tempo de retenção hidráulica é o parâmetro que governa a variação da concentração dos sais dissolvidos.

4.4 Classificação das Águas

A água pode ser classificada tanto com relação ao seu tipo químico quanto a sua adequabilidade de uso para irrigação. Os diversos métodos de separar amostras químicas das águas dentro de grupos homogêneos são importantes ferramentas para caracterizar sistemas hidrológicos.

4.4.1 Classificação Hidroquímica

Diagramas hidroquímicos são indicados para facilitar a interpretação de tendências evolucionárias da qualidade da água. Trabalhos como de Chadha (1999) e Redwine & Howell (2002) mostram que as águas, segundo os seus íons dominantes, podem ser facilmente representadas através do diagrama de Piper. Este diagrama tem sido largamente usado para estudar similaridades e diferenças na composição das águas e para classificá-las dentro de certos tipos químicos.

Chang et al. (2003) avaliando as características hidroquímicas dos aquíferos Itararé (Paleozóico) e Manto Intemperizado/ Fraturado (Pré-Cambriano) observaram através dos valores médios dos elementos, que estas águas apresentam baixa salinidade com predominância do ânion bicarbonato. O cálcio é o principal cátion no Aquífero Fraturado/Manto Intemperizado, apresentando 85% das águas classificadas como bicarbonatada cálcica, enquanto que o Aquífero Itararé encontra-se mais enriquecido em sódio, apresentando 78% das amostras classificadas como bicarbonatadas cálcicas e sódicas.

Pereira (2004) analisando o saldo de fluxo subterrâneo na caracterização hidrológica das lagoas do sistema lacustre Bonfim, RN –Brasil, realizou a classificação hidroquímica das lagoas e do aquífero livre, mediante aplicação dos resultados das análises físico-químicas no diagrama de Piper. Os dados plotados no referido diagrama revelaram que as águas do aquífero livre, nas imediações das lagoas estudadas, são cloretadas cálcicas. Com exceção da lagoa do Bonfim, pode-se perceber que quando a condição de efluência domina, ou seja, o saldo de fluxo é positivo, as lagoas são cloretadas cálcicas, predominando as características iônicas das águas do aquífero no seu balanço químico. Caso contrário, quando o saldo é negativo, quer dizer, as lagoas (Redonda e Carcará) predominantemente influem no aquífero são cloretadas sódicas.

Souza Filho et al. (2004) realizaram análise de parâmetros hidroquímicos das águas subterrâneas na região de Irauçuba, no Ceará, armazenadas em rochas cristalinas sem manto de alteração expressivo. Os resultados das análises físico-químicas foram utilizados para entender a origem dos sais e os processos de salinização das águas subterrâneas na região. Os resultados observados, através do diagrama de Piper, mostram águas classificadas como bicarbonatadas sódicas nas fontes e cloretadas sódicas nos poços. Os sais dissolvidos presentes nas águas foram apontados como tendo origem na dissolução de evaporitos e concentrados por efeito da intensa evaporação que ocorre na região semi-árida.

D'Assumpção et al. (2005), estudando a salinidade das águas em reservatórios superficiais da bacia Metropolitana-Ceará, observaram através do diagrama de Piper a classificação das águas e a existência de grupos distintos de água quanto aos íons dominantes. Os resultados mostraram que águas do açude Pacoti, no período de 1999 a 2000 foram preferencialmente cloretadas sódicas (81%) e cloretadas mistas (19%); as águas do Açude Riachão foram predominantemente do tipo cloretada sódica (77%) e cloretadas mistas (23%); as águas do açude Gavião foram classificadas como cloretadas sódicas, à semelhança dos açudes anteriores; as águas do açude Pacajus apresentaram-se predominantemente como cloretadas mistas (67%) e cloretadas sódicas (33%); as águas do açude Ererê foram classificadas como cloretadas sódicas (69%), apresentando águas cloretadas magnesianas e mistas (31%); as águas do Pompeu Sobrinho foram predominantemente cloretadas sódicas (85%) e por fim, açude Acarape do Meio apresentando águas do tipo cloretadas sódicas (53%) e cloretadas mistas e magnesianas (40%).

Krebs & Gomes (2005) utilizaram, entre outros diagramas, o diagrama de Piper para a caracterização hidroquímica do Aquífero rio Bonito na região carbonífera de Santa Catarina. A interpretação do referido diagrama mostrou que as águas do Sistema Aquífero Rio Bonito possuem grande variação composicional sem apresentar uma herança composicional específica de cada intervalo litológico correspondente aos diferentes intervalos dos aquíferos presentes nesta formação, tanto para o conteúdo total de íons dissolvidos quanto para íons individuais. Constataram que 48,5% das amostras foram classificadas como águas sulfatadas ou cloretadas sódicas; 24,2%, como águas sulfatadas ou cloretadas cálcicas ou magnesianas; 18,2%, como águas bicarbonatadas cálcicas ou magnesianas; e 9,1%, como águas bicarbonatadas sódicas.

4.4.2 Classificação para fins de irrigação

Histórico das classificações

Trabalhos pioneiros sobre a qualidade da água, citados na literatura, mostram a importância da classificação da água para uso na irrigação. Um dos primeiros critérios para avaliar a qualidade da água para irrigação foi proposto por Scofield em 1935. Em seu critério, além da salinidade (condutividade elétrica - CE e total de sólidos dissolvidos -TDS) ele reconhecia os efeitos tóxicos de Cl^- e SO_4^{2-} na água de irrigação.

Em 1943, Wilcox & Magistad sugeriram uma classificação um tanto simples e negligenciaram o potencial de toxicidade do excesso do íon cloreto. Doneen, em 1954, modificou a classificação sugerida por Wilcox & Magistad de 1943 para incluir a toxicidade do cloreto. Também em 1954, o United States Department of Agricultural - USDA propôs um critério de classificação segundo o qual a concentração total de sal e o provável risco de sodicidade da água de irrigação eram os dois principais constituintes. Quatro classes de risco de salinidade e de quatro de sodicidade foram propostas para avaliar a qualidade da água. O risco de salinidade, baseado na medida da condutividade elétrica e um conceito chamado de razão de adsorção de sódio (RAS), usado para o possível risco de sodicidade (KIRDA, 1997; AYERS & WESTCOT, 1999).

Mais tarde, em 1958, Doneen introduziu um novo conceito chamado “Salinidade Efetiva” (SE) para considerar a solubilidade relativa de diferentes sais prováveis de ocorrer na irrigação. Em 1966, Doneen propôs um conceito chamado “Índice de Permeabilidade” (IP) para avaliar a provável influência da qualidade da água nas propriedades físicas do solo (BERNARDO, 1995; KIRDA, 1997).

Christiansen et al. (1977 apud BERNARDO, 1995), propuseram seis diferentes classes de qualidade de água para irrigação, considerando sete fatores que alteram a qualidade da água: concentração total de sal (medida através da CE), percentagem de sódio, valor da RAS, concentração de carbonato de sódio, cloreto, salinidade efetiva e boro da água de irrigação.

Quanto ao potencial da água em provocar acúmulo de sais no solo, as classificações que avaliam sua qualidade são semelhantes, diferenciando-se apenas quanto ao número de classes. Com relação ao risco de sodicidade, há diferenças entre as classificações e o problema é avaliado conjuntamente, considerando-se o teor de sais e a relação de adsorção de sódio (RAS) ou a percentagem de sódio na água.

Os primeiros critérios adotados, inclusive o de Richards (1954), receberam duras críticas, pois davam ênfase à composição iônica da água, sem considerar as propriedades do solo, espécies de plantas tolerantes aos sais, condições climáticas e práticas de irrigação e agronômicas existentes, praticadas na região. No entanto, numa época na qual pouco se conhecia sobre o assunto, a classificação de Richards deu relevante contribuição, sendo mundialmente utilizada, embora estudos posteriores tenham mostrado alguns inconvenientes.

Pizarro (1985) aponta três principais problemas na classificação proposta por Richards (1954). Primeiro, a suposição de que o cálcio e magnésio têm a mesma seletividade de troca iônica, o que não corresponde à realidade; para uma mesma RAS a adsorção de

sódio cresce ao aumentar a relação Mg/Ca devido à menor energia de adsorção do magnésio. Segundo, a classificação não leva em conta a possibilidade de precipitação de sais, fenômeno que pode aumentar o risco de sodicidade, já que o cálcio é o cátion mais sujeito a reação, precipitando na forma de carbonato e sulfato, de baixa solubilidade. E por último, afirma que a classificação tem um erro conceitual, pois os sais da solução do solo têm um efeito floculante, oposto ao efeito dispersante do sódio trocável; desta forma, para uma mesma RAS, o risco de sodicidade será menor quanto maior for a CE da água (e não maior como no modelo de Richards).

Deste modo, as curvas que avaliam as diferentes classes de risco de sodificação no diagrama de Richards, decrescentes, passam a ser ascendentes, traçadas empiricamente com os valores das classes de salinidade do University of California Committee of Consultants (UCCC). O diagrama do UCCC baseia-se na condutividade elétrica (CE) e na razão de adsorção de sódio corrigida (RAS^o). Atualmente, a FAO (Organização das Nações Unidas para a Agricultura e a Alimentação) recomenda esta classificação com pequenas adaptações.

Maia et al. (1998) verificaram que existem alterações na classificação da água de irrigação quando utilizadas diferentes metodologias de cálculo da Razão de Adsorção de Sódio (RAS) para avaliar o risco de sodicidade das águas para fins de irrigação da região da Chapada do Apodi, Rio Grande do Norte. Observaram que, em média $RAS_{prática}$ (proposta por Sposito & Mattigod, 1977) < RAS (proposta por Richards, 1954) < $RAS_{corrigida}$ (proposta por Suarez, 1981) < $RAS_{ajustada}$ (proposta por Rhoades, 1972). Devido a essa variação nos valores médios, a classificação da água para irrigação pode mudar de acordo com a RAS utilizada para verificar o risco de sodicidade da água, ou seja, de acordo com a RAS utilizada, a água de irrigação pode estar boa ou não para ser utilizada. Isso foi verificado principalmente para as águas com elevado teor de sais.

Mendez (2002) avaliando o perfil do solo cultivado sob irrigação com água de duas diferentes origens, uma com CE de $2100 \mu S.cm^{-1}$ e RAS^o de 10,8 e outra com CE de $3000 \mu S.cm^{-1}$ e RAS^o de 6,9, observou que as parcelas de solos irrigados não apresentaram risco de salinização e sodificação durante o período estudado. Em nenhum dos casos houve redução no rendimento da cultura.

4.5 Dinâmica das águas superficiais armazenadas

A dinâmica de um reservatório, definida pela sua forma de uso e pelas condições naturais da bacia (geomorfologia, relevo, ventos, precipitação), determina a qualidade dos recursos hídricos, e o conseqüente impacto que estes podem causar. O reconhecimento destas relações pode subsidiar a definição de um conjunto adequado de programas e medidas para compatibilizar a qualidade da água com os diferentes usos projetados.

Os reservatórios expostos ao clima semi-árido do nordeste do Brasil têm sua principal fonte de recarga nas chuvas que se concentram nos meses de fevereiro a maio, com extrema irregularidade na sua distribuição temporal e espacial. Os meses restantes são praticamente secos. Os efeitos deste regime sobre a água estocada nos açude são ainda agravados pelo fenômeno da evaporação. A alta taxa de evaporação a que são submetidas as superfícies livres provoca perdas significativas na quantidade e afeta negativamente a qualidade dessas águas.

Molle (1989), avaliando dados de 11 postos pluviométricos distribuídos no semi-árido do Nordeste brasileiro, com séries entre 8 e 25 anos da evaporação medida em tanque classe A, observou que a evaporação se aproxima de 3 metros, variando entre 2700 a 3300 mm, com valores mais elevados ocorrendo de outubro a dezembro e mínimos, de abril a junho.

Santiago (1984), estudando as variações sazonais da quantidade e qualidade das águas dos açudes Pereira de Miranda e Caxitoré no vale do Curu no Ceará, observou forte variação nas águas acumuladas, mostrando aumento da concentração dos sais durante os períodos de estiagem com a forte diminuição do volume durante a época seca e a redução desta com a chegada das chuvas e aumento do volume.

Conforme Nogueira (1991), a capacidade da água acumular ou perder energia solar sob a forma de calor possibilita a ocorrência de diferentes temperaturas da água com a profundidade, conseqüentemente, acelerando ou retardando diferentes processos que podem definir a qualidade da água no interior de lagos e reservatórios ao longo do ano.

Esteves (1998) afirma que quando a propagação do calor através da massa d'água se dá de maneira muito eficiente, a densidade da água é praticamente igual em todas as profundidades, não apresentando barreira física à circulação completa. Sob estas condições, diz-se que o reservatório encontra-se em instabilidade térmica. Por outro lado, quando as diferenças de temperatura geram camadas d'água com diferentes densidades que, por si já

formam uma barreira física, impedem que se misturem, criando condições de estabilidade térmica. Quando este fenômeno ocorre, o reservatório encontra-se estratificado.

De acordo com Tundisi et al. (1981), reservatórios em regiões tropicais apresentam diferenças térmicas mais acentuadas entre as camadas da superfície e as do fundo que podem chegar até 10°C, mas em geral não excedem de 5° a 7°C. Esteves (1998) mostra que, nessas regiões, os fenômenos de estratificação da massa d'água ocorrem de maneira diferenciada daqueles de regiões temperadas. Em reservatórios tropicais, a estratificação pode ocorrer durante a primavera, verão e outono, com desestratificação no inverno, ou são submetidos à estratificação e desestratificação diária. No semi-árido, por exemplo, onde ocorrem misturas em menos de 24 horas, pode haver várias estratificações e misturas ao longo do dia. A atuação do vento na desestratificação é facilitada pela ausência de montanhas nas proximidades, ou quando o espelho d'água do reservatório possui grande área em relação à profundidade do corpo d'água.

Melo (2005) cita diversos trabalhos que apresentam o vento e a precipitação como os reguladores efetivos do fenômeno da estratificação nas regiões tropicais. Avaliando a qualidade da água no açude Epitácio Pessoa (Boqueirão), no semi-árido Paraibano, Diniz (2004) e Melo (2005) mostraram padrões diários de estratificação e mistura neste açude, condicionados a profundidade e a ação dos ventos.

Souza Filho et al. (2005) estudando o processo de mistura no reservatório Frios, na bacia do Curu no semi-árido Cearense, e sua implicação na qualidade da água demonstraram que a estratificação e a mistura ocorrem em um ciclo diurno governado por variáveis climáticas, tais como radiação solar e vento.

Segundo Nogueira (1991), o aporte de nutriente e íons através dos tributários, por escoamento superficial direto e pelas águas das chuvas, provoca mudanças na qualidade da água nos reservatório por colocar em movimento uma série de eventos que, em boa parte, dependem da estrutura térmica do reservatório (processo de estratificação ou mistura), tanto para determinação de sua intensidade como para a sua localização temporal e espacial. Em longo prazo, o inevitável acúmulo desses elementos influencia as características desses ambientes, tornando-os mais ou menos poluídos, dependendo da relação entre o aporte e as retiradas.

4.6 Oxigênio-18

Conforme Clark & Fritz (1997), isótopos estáveis, como oxigênio-18 e deutério (^2H), presentes naturalmente na molécula da água, são utilizados como uma ferramenta na análise de problemas relacionados ao ciclo hidrológico. A sua aplicabilidade como traçador natural da origem das águas, da recarga e da salinização em águas superficiais, se dá devido a sua sensibilidade aos processos físico-químicos como evaporação, condensação, diluição e mistura das águas.

Craig (1961) e Gat (1996) (apud CLARK & FRITZ, 1997) afirmam que a variabilidade isotópica na precipitação está relacionada principalmente às fontes de massa de ar e sua evolução, embora a temperatura dependa do equilíbrio fracionário durante a evaporação e as interações turbulentas na camada limite da atmosfera, aumentando as espécies isotópicas pesadas na água superficial e produzindo enriquecimento.

Dansgaard (1964 apud CLARK & FRITZ, 1997) foi o primeiro a associar causas físicas e meteorológicas à variação do conteúdo isotópico da precipitação e do vapor d'água. Seus estudos mostraram que as moléculas d'água com os isótopos pesados não evaporam tão prontamente, mas condensam mais prontamente do que a água normal, devido este fracionamento isotópico diminuir progressivamente a percentagem de isótopos pesados de ambos, condensação e vapor remanescente de uma parcela de ar sofrendo ascensão adiabática. Dansgaard encontrou como resultado que o valor de δ (enriquecimento do isótopo pesado em relação a uma água padrão; ver Cap. 5 item 5.1.1) diminui com o aumento da altitude e diminui com a temperatura.

Conforme Silveira & Silva Júnior (2002), no Brasil os primeiros estudos com isótopos ambientais em uso hidrológico datam do final da década de 60, início da década de 70, e tiveram como alvos principais o Nordeste brasileiro, a Amazônia e posteriormente a região Sudeste. No Nordeste, os estudos foram motivados pela seca e salinização das águas, sendo apoiados pela Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste – SUDENE.

Santiago (1984) estudando a evaporação e a infiltração das águas em açudes da bacia do Curu, região Norte do Estado do Ceará, aplicando um modelo isotópico, determinou a partir de estudos em tanque “Classe A”, exposto à evaporação durante a estação seca, a correlação de $\delta^{18}\text{O}$ com a fração f de água remanescente ($f = V/V_0$, sendo V_0 e V volumes inicial e atual) observando um crescimento praticamente linear de $\delta^{18}\text{O}$ para valores de f entre 100% e 50%, e encontrando uma relação de $\Delta\delta^{18}\text{O}/\Delta f \approx 1,3\text{‰}/10\%$, ou seja, para uma redução evaporimétrica de 10% no volume, o $\delta^{18}\text{O}$ apresenta um crescimento por 1,3 ‰.

Stone et al. (2003 apud HENDENSON-SELLERS et al., 2004) afirmaram que em regiões áridas e semi-áridas, o enriquecimento evaporativo dos isótopos estáveis da água pode ser usado para medir a progressiva perda de água por evaporação rio abaixo. Já em bacias de clima frio, Gibson (2001) mostra que os isótopos estáveis da água servem como um meio de monitoramento da descarga da bacia com um todo, com substancial contribuição da evaporação e da transpiração.

Martinelli et al. (1996) analisaram um conjunto de dados de precipitações, coletadas em diferentes locais na bacia Amazônica, para confirmar a importância da evaporação da água no ciclo hidrológico da região. A análise da composição isotópica da água foi utilizada para identificar os possíveis processos de evaporação da água na bacia. Os resultados mostram que os grandes rios e lagos na bacia Amazônica são as principais fontes de vapor de água para atmosfera e que a floresta tem importante papel no ciclo hidrológico da região, retornando água para a atmosfera através da evapotranspiração.

Gedzelman & Lawrence (1990) avaliaram como as condições meteorológicas determinam o conteúdo isotópico da precipitação proveniente de ciclones extra-tropicais. A relação entre o conteúdo isotópico da precipitação e da condição meteorológica está ligada ao fracionamento vertical causado por tempestades estratiformes e convectivas. Na precipitação estratiforme verificaram baixos valores de $\delta^{18}\text{O}$ ocorrendo dentro do ar frio, e na precipitação convectiva, altos valores de $\delta^{18}\text{O}$ associado com ar seco.

Lawrence (1998) avaliou a razão isotópica na precipitação causada por ciclones tropicais e sua influência na composição isotópica das águas superficiais. A razão isotópica da água de superfície foi medida em cinco diferentes locais no sudeste do Texas. Os estudos mostraram uma marcante redução da razão isotópica após a passagem de ciclones tropicais, permanecendo baixa por algumas semanas. A composição isotópica do oxigênio nas águas superficiais devido à precipitação de verão normal diferiu marcadamente da composição nas águas derivadas de tempestades e furacões, sendo de -2,9‰ e de -9,4‰, respectivamente. O baixo valor médio da razão isotópica foi atribuído à alta eficiência de condensação dos ciclones.

Gibson (2001) utilizou o enriquecimento isotópico em águas superficiais como indicador da variação do balanço de água, no norte do Canadá. De acordo com o estudo, o enriquecimento isotópico em grandes lagos demonstra ser relativamente estável no tempo e que o enriquecimento isotópico passageiro em lagos rasos pode ser um indicador confiável de evaporação para estimativas pontuais de curto prazo, quando este for validado por técnicas padrões. A pesquisa mostrou ainda a importância dos reservatórios superficiais no

escoamento da região. Em adição ao seu papel regulador no escoamento, os lagos e várzeas aumentam o tempo de residência do escoamento, e promovem perdas por evaporação. Apesar de 60-75% do ano a região permanecer coberta de gelo, a perda por evaporação é cerca de um-décimo ou um-quarto da perda de água total da bacia coberta por vegetação de tundra e floresta.

Harvey (2005) utilizou a análise da composição isotópica de hidrogênio e oxigênio da precipitação, coletada na porção semi-árida do Nordeste do Colorado, para investigar a dinâmica da mistura das águas em rios, os vazamentos de canal de irrigação, e as interações entre água superficial e subterrânea, bem como, a recarga de aquíferos. Os valores isotópicos da precipitação coletada são similares aos encontradas em outras regiões continentais do globo, incluindo um forte enriquecimento isotópico entre as precipitações de inverno e verão e a forte correlação entre $\delta^{18}\text{O}$ e temperatura.

Lawrence et al. (2006) estudando razão dos isótopos estáveis da chuva e no vapor de água dos furacões Ivan (2004) e Katrina (2005) mostraram que, como os furacões atuam com câmaras de fracionamento isotópico, a razão isotópica da chuva e do vapor contém muita informação sobre a estrutura, a evolução e a quantidade de água. Os isótopos concentrados na chuva e na neve são removidos do ar elevado. Assim, a razão isotópica diminui com a altitude. A chuva que cai arrasta isótopos pesados do vapor de ar convergindo para os furacões próximos à superfície pela troca difusiva. Lawrence et al. (1998 apud Lawrence et al., 2006) mostrou que como consequência, o valor de $\delta^{18}\text{O}$ da chuva e do vapor nos furacões no nível da terra e em tempestades tropicais diminuem por até 15 % de valores tipicamente tropicais (-1 a -5 ‰).

4.7 Índice de Qualidade de Água (IQA)

No planejamento e gestão de bacias hidrográficas, a criação de ferramentas que possam indicar diretrizes a fim de permitir que os recursos naturais, bem como, as necessidades de uso da comunidade locais sejam respeitadas, deve ser considerada.

O monitoramento, como instrumento da gestão dos recursos hídricos, é uma atividade de caráter permanente, com vistas a realizar o acompanhamento e produzir informações sobre os aspectos qualitativos e quantitativos da água bruta, auxiliando, desta forma, a tomada de decisões na operação dos reservatórios.

Dada à diversidade de informações que envolvem uma abordagem sistêmica dos fenômenos ambientais que ocorrem em uma bacia hidrográfica, tem-se procurado formas de medir a sua qualidade. Para Bollmann & Marques (2000), estas formas baseiam-se na proposição de indicadores que agreguem essas informações e possibilitem a interpretação conjunta das variáveis consideradas mais importantes.

Índice de qualidade de água (IQA) tem sido um critério de classificação utilizado para as águas superficiais, com base no uso de parâmetros padrões de caracterização para um determinado fim. Pesce & Wunderlin (2000) e Jonnalagadda & Mhere (2001) descrevem o índice como um instrumento matemático usado para transformar grandes quantidades de dados de caracterização da água em um número, que represente o nível de qualidade da água.

Conforme Carvalho et al. (2000) e Bordalo et al. (2001), o uso de IQA é uma prática simples, que permite adequada classificação da qualidade da água. A determinação do IQA requer uma etapa de normalização, onde cada parâmetro é transformado dentro de uma escala de 0-100, onde 100 representa a máxima qualidade. A etapa seguinte é a aplicação de um fator peso de acordo com a importância do parâmetro como um indicador da qualidade.

Ott (1978) apresentou os primeiros estudos relacionando o nível de pureza com a poluição da água, realizados na Alemanha em 1848. Estes estudos procuravam sintetizar os dados de qualidade da água, através da relação entre o nível de pureza da água e a poluição, com a ocorrência de determinadas comunidades de organismos aquáticos. Em lugar de um valor numérico, a qualidade da água era categorizada por uma classe, entre várias, de poluição.

Nos últimos 130 anos, vários países europeus desenvolveram e aplicaram diferentes sistemas para classificar a qualidade da água. Os sistemas usualmente utilizados eram de dois tipos: aqueles relativos à quantidade de poluição detectada e, aqueles relativos à vida de comunidades de organismos macro e microscópicos, como por exemplo, peixes, organismos bentônicos e plantas.

Nos Estados Unidos (EUA), diversos estudos e revisões literárias sobre indicadores foram realizados, principalmente na década de 70. O primeiro destes foi desenvolvido em 1974, por Landwehr, que tratou da construção e análise de IQA's. Em seguida, alguns índices foram desenvolvidos utilizando a técnica de pesquisa de opinião em um largo painel de especialistas em qualidade da água, como os desenvolvidos por Prati, McDuffie, Dinius e Dunnette e citados por Ott (1978).

Horton, pesquisador alemão, em 1965 fez a primeira apresentação formal de um IQA referindo-se aos índices como ferramenta para a avaliação dos programas de redução da

poluição e para informação pública (DERÍSIO, 1992). Seu índice usa uma função de agregação de soma linear, consistindo basicamente em um somatório ponderado de subíndices, divididos pelo somatório dos pesos multiplicado por dois coeficientes que consideram, a temperatura e a poluição evidente de um curso d'água.

Após os trabalhos pioneiros de Horton, diversos índices de qualidade de água vêm sendo desenvolvidos, adaptados e utilizados de forma regular para controle da qualidade da água em várias partes do mundo (ALMEIDA & SCHWARZBOLD, 2003). Índices de poluição, índices bióticos, comparação de índices pré-existentes, aplicação de índices em rios, em lagoas e em reservatórios, são citados na literatura.

Brown, McClelland, Deininger e Tozer (1970 apud DERÍSIO, 1992) apresentaram índice de qualidade de água bastante similar em sua estrutura ao Índice de Horton, desenvolvido pela **National Sanitation Foundation - NSF** (USA). O IQA-NSF considera nove parâmetros: oxigênio dissolvido, coliformes fecais, pH, demanda bioquímica de oxigênio, nitratos, fosfatos, temperatura, turbidez e sais totais. De acordo com este IQA, pode-se classificar a qualidade das águas brutas em escala de 0 - 100, sendo de: 0-25, “péssima”; 26-50, “ruim”; 51-70, “regular”; 71-90, “boa” e 91-100, “ótima”.

Ott (1978) propôs um modelo de uniformização e agregação de dados em indicadores ambientais, mas não levava em consideração a seleção das variáveis para compor o índice. Bollmann & Marques (2000) fizeram uma modificação no modelo de Ott (1978), estruturando os índices em três etapas básicas: 1) escolha dos parâmetros que compõem o índice; 2) uniformização das informações através do cálculo de subíndices próprios para cada variável envolvida; 3) reunião das informações para compor o índice final.

No Brasil, o interesse por índices aumentou a partir de 1972, quando o Conselho Nacional de Meio Ambiente em seu relatório anual manifestou a necessidade da utilização de índices para o meio ambiente. Segundo Ott (1978), existem três tipos básicos de índices: índices de qualidade de água elaborados a partir da opinião de especialistas; índices baseados em métodos estatísticos e índices biológicos.

4.7.1 IQAs - diferentes parâmetros e intervalos de classificação

Stambuk-Giljanovic (1999) propôs um índice de qualidade para a região de Dalmatia na Croácia adaptando o índice da **National Sanitation Foundation - NSF**. Este IQA teve como base os seguintes parâmetros: temperatura, oxigênio dissolvido, coliformes fecais, *mineralização*, *coeficiente de corrosão*, demanda bioquímica de oxigênio, *nitrogênio*

total, nitrogênio protéico e fósforo total. O IQA para Dalmatia foi obtido dividindo a qualidade da água testada pela qualidade da água que satisfaz a concentração máxima admissível (CMA) para os padrões da primeira classe, segundo Croatian Water Classification Act, e o padrão de água para beber. A primeira classe de água inclui água subterrânea e superficial que pode ser usada para beber, no estado natural ou após ser desinfetada. Os resultados obtidos mostraram que as águas avaliadas não podem ser classificadas como de primeira classe, segundo padrões locais, e que as águas das nascentes e dos rios, de baixas concentrações de cloreto e sulfato, apresentam alta qualidade sanitária.

Pesce & Wunderlin (2000) utilizaram diferentes índices de qualidade para avaliar o impacto da cidade de Córdoba, na Argentina, sobre a qualidade da água do rio Suquia, principal fonte de água para beber. Baseado no **Índice de Bascarón**, um índice que leva em consideração uma constante subjetiva para expressar a impressão visual de contaminação do rio, foram determinados dois índices (IQA_{sub} e IQA_{obj} – subjetivo e objetivo) considerando 20 parâmetros e um outro IQA (IQA_{min} , – mínimo), considerando somente três parâmetros (Turbidez, condutividade elétrica ou sólidos dissolvidos e oxigênio dissolvido). O IQA_{sub} e IQA_{obj} mostram diferenças temporais estatisticamente significativas da estação chuvosa para seca, no rio abaixo da descarga do esgoto. O uso de uma constante subjetiva (k) no cálculo do IQA_{sub} tende a superestimar a poluição devido a impressão visual, não apresentando necessariamente uma correlação com a medida objetiva de poluição (IQA_{obj}). A estação seca mostra a pior qualidade da água. O IQA_{min} mostrou uma mesma tendência ao IQA_{sub} e IQA_{obj} no baixo custo analítico; contudo, este deve ser combinado com o IQA_{sub} para confirmar os resultados.

Jonnalagadda & Mhere (2001) estudaram a qualidade da água do rio Odzi, principal rio do leste do Zimbábue (África do Sul), utilizando o Índice de Qualidade da Água da **National Science Foundation** (Ott, 1978). Este rio é extensivamente usado para irrigação e como a principal fonte de água para beber da região. O índice utilizado considerou para estudo oito parâmetros (temperatura, pH, condutividade, sólidos dissolvidos, sólidos em suspensão, demanda bioquímica de oxigênio, nitrato e fósforo). O intervalo dos valores de classificação do índice foi considerando como: 0-25, “muito ruim”; 26-50, “ruim”; 51-70, “médio”; 71-90, “bom”, e 91-100, “excelente”.

Para avaliar a qualidade e os possíveis usos da água do rio Bangpakong na Tailândia, Bordalo et al. (2001) utilizaram um IQA baseado no **Índice de Qualidade de Água Escocês** (IQA), adaptado especialmente para as condições tropicais. O rio Bangpakong tem a mais importante bacia hidrográfica da parte leste da Tailândia e é fonte vital de água

para irrigação, bem como para indústria, aquicultura, criação de animais, suprimento municipal e diluição de água servida. Os parâmetros avaliados (temperatura, oxigênio dissolvido, turbidez, sólidos em suspensão, pH, amônia, coliformes fecais, demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, bem como, condutividade, fosfato e *metais pesados*). Os resultados encontrados mostraram que a média do IQA foi baixo, diminuindo significativamente durante a estação seca. Dentro de cada estação, a principal fonte de variabilidade foi a diferença entre os locais amostrados ao longo do rio.

Sánchez et al. (2006) utilizaram o índice de qualidade da água e o déficit de oxigênio como indicadores da qualidade ambiental de bacias hidrográficas. Para a determinação do IQA, o Padrão Europeu de água limpa foi usado como referência. A influência das condições climáticas sobre a qualidade da água, também foi avaliada. Na primeira bacia, o IQA observado foi de 70 na entrada de cidade, indicando água de “boa” qualidade, diminuindo para “média” qualidade na saída do município. Na segunda bacia, o IQA foi de 65. E finalmente, na terceira bacia o IQA variou de 72 a 55, que corresponde a uma classificação de “boa” a “média” qualidade, respectivamente. Os fatores climáticos que exerceram maior influência sobre o IQA foram: o nível de precipitação, a temperatura e a radiação solar. O estudo mostrou uma alta relação linear entre o IQA e o déficit de oxigênio dissolvido (D), permitindo a determinação do IQA baseado em valores de D, que são facilmente medidos no campo.

No Brasil, o índice de qualidade de água da NSF (USA) foi adaptado pela Companhia de Saneamento Ambiental de São Paulo – CETESB e vem sendo adotado por diversos órgãos ambientais como ferramenta de avaliação da qualidade da água de diversas regiões.

Dias et al. (2003) aplicou o índice de qualidade da NSF para avaliar a qualidade das águas da Sub-bacia rio Ivinhema, especificamente a microbacia do rio Dourados, bacia do Paraná, no Estado do Mato Grosso do Sul. Por ser considerado elevado o nível de desenvolvimento da região, a concentração de municípios e o grande número de atividades poluidoras existente, o índice contemplou os nove parâmetros da NSF. Verificou-se que a não ocorrência das chuvas pode proporcionar a concentração de compostos poluidores nos corpos d’água em estudo. No entanto, os resultados de IQA encontrados não convergem para um comprometimento na qualidade das águas superficiais na microbacia do rio Dourados, apresentando 67,5% dos pontos coletados de boa qualidade.

Noronha et al. (2003) para avaliar as condições de qualidade da bacia hidrográfica do rio Jacarandá - no Espírito Santo, como parte do diagnóstico ambiental desta bacia,

utilizou o IQA_{CETESB} (adaptado do NSF) como ferramenta, relacionando os valores encontrados com algumas características físicas, de uso e ocupação e tipo do solo da região. Os parâmetros físico-químicos foram da NSF. O intervalo admitido para o IQA, segundo a classificação da água, foi dividido em: 0-19, “péssima”; 20-36, “ruim”; 37-51, “aceitável”; 52-79, “boa” e de 80-100, “ótima”. Os pontos avaliados apresentaram IQAs superiores a 50%, mostrando-se aptos a serem utilizados como fonte para abastecimento público, conforme a metodologia de cálculo do IQA_{CETESB} . No entanto, nota-se que o IQA_{CETESB} deve ser utilizado como valor informativo, devendo ser ressaltado que este índice é restrito na avaliação ambiental, pois muitos parâmetros físico-químicos e biológicos não são utilizados no cálculo.

Almeida & Schwarzbald (2003) avaliaram a qualidade da água do Arroio da Cria Montenegro, parte da bacia do Rio Caí - RS, por meio das variáveis: percentagem de saturação de oxigênio demanda bioquímica de oxigênio, pH, fósforo total, nitrato, coliformes fecais, turbidez, sólidos totais em suspensão, condutividade, alcalinidade, cloretos, cromo total e temperatura. Os resultados foram interpretados empregando-se o IQA_{NSF} . Os resultados apresentaram IQA variando de 44,8 a 72,9. O índice não evidenciou variações espaciais e/ou temporais, por não considerar variáveis particularmente importantes como condutividade elétrica, cloretos e alcalinidade.

Sena et al. (2005) aplicaram o IQA_{CETESB} para monitorar a qualidade da água do riacho das Águas do Ferro, em Maceió - AL, conforme os requisitos de qualidade estabelecidos pelo CONAMA 357/05. Este riacho é um curso d'água intermitente que apresenta sua bacia de drenagem totalmente inserida na área urbana de Maceió. Os parâmetros considerados foram: pH, oxigênio dissolvido, temperatura da água, demanda bioquímica de oxigênio, turbidez, sais totais, nitrogênio total, fosfato e bactérias termotolerantes. O resultado final obtido do IQA no ponto de estudo foi de 13,2, classificando este como “péssimo”. No entanto, os autores recomendam que o IQA_{CETESB} deva ser usado apenas como valor informativo na avaliação ambiental, uma vez que, não contempla no seu cálculo, muitos parâmetros físico-químicos e biológicos importantes.

Mendonça et al. (2005) realizaram, mensalmente, o monitoramento da qualidade da água onde estão instaladas usinas hidrelétricas no Estado do Espírito Santo, com a finalidade de acompanhar a variação de parâmetros de qualidade da água na área de influência das mesmas. Dezesesseis parâmetros de qualidade de água foram monitorados: pH, temperatura, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, condutividade, sólidos totais em suspensão, sais totais dissolvidos, turbidez, nitrato, nitrogênio orgânico, nitrogênio total, amônia, fosfato total, coliformes fecais. O IQA_{CETESB} foi aplicado às águas coletadas a

montante e no interior dos reservatórios dos aproveitamentos hidrelétricos. As faixas de IQA foram definidas como: 0-19, “imprópria”; 20-36, “imprópria” relativamente ao abastecimento após o tratamento convencional; “37-51, “aceitável”; 52-79, “boa” e de 80-100, “ótima”. Nos rios avaliados, os IQAs permaneceram nas faixas aceitável e boa para abastecimento após tratamento convencional.

4.7.2 Aplicações da estatística multivariada na identificação dos parâmetros de importância na qualidade da água

Como observado em alguns exemplos acima citados, todo índice contempla um grau de subjetividade, pois depende da escolha das variáveis que constituirão os indicadores principais das alterações da qualidade da água. Para a determinação e interpretação dos dados de qualidade ambiental podem ser utilizadas aplicações estatísticas - Análise da Matriz Correlação, Análise de Componentes Principais, Análise Fatorial, Procedimento de Classificação Não Paramétricos.

Conforme descreve o Programa Nacional do Meio Ambiente II – PNMA (SEMA, 2005), o índice mais conhecido aplicando técnicas estatísticas é o elaborado por Harkins em 1974 que foi adaptado por Shaeffer & Janardan em 1977, utilizando métodos não paramétricos. A crítica a este método é que ele considera todas as variáveis com o mesmo grau de importância. Outro procedimento estatístico utilizado para construção de índices de qualidade de água é a Análise Fatorial, sendo apontado como o mais sensível às variações de qualidade da água do que os índices baseados em pesquisa de opinião.

No Brasil, a estatística multivariada vem sendo utilizada por diversos autores para calcular índice de qualidade da água. Exemplos como Haase & Vecchio (1998), no cálculo do IQA para a bacia hidrográfica do Guaíba; Toledo & Nicolella (2002) para a microbacia do Ribeirão Jardim e pela Secretaria de Meio Ambiente do Rio Grande do Sul (SEMA, 2005) para as bacias hidrográficas dos rios Turvo, Santa Rosa e Santo Cristo, podem ser observados.

O IQA permite prever mudanças e tendências na qualidade da água considerando múltiplos parâmetros, mas este não dá evidências sobre a fonte de poluição. A determinação de amostras desconhecidas torna-se mais e mais complicada quando se aumenta o número de parâmetros medidos dentro da amostra; então, o uso de técnicas multivariadas e de redução de dados é quase obrigatório para alcançar resultados satisfatórios.

Conforme Wunderlin et al. (2001), nas últimas décadas, a técnica estatística multivariada de Análise Fatorial/Análise da Componente Principal (AF/ACP) encontrou uso crescente em várias áreas de pesquisa aplicada para reduzir a dimensionalidade de um conjunto de dados formado por um grande número de variáveis inter-relacionadas; a técnica permite reter tanto quanto possível a variabilidade presente no conjunto de dados originais. Esta redução é conseguida pela transformação do conjunto de dados em um novo conjunto de variáveis, as componentes principais (CPs), que são não correlacionadas e são rearranjadas em ordem decrescente de importância.

Trabalhos como de Helena et al. (2000) e Simeonov et al. (2003) mostraram que a ACP é apropriada quando se deseja encontrar o número mínimo de fatores/componentes necessários para explicar a parte máxima da variância representada pelo conjunto original de variáveis. Matematicamente, a ACP pode ser definida como combinações lineares de variáveis aleatórias com propriedades especiais em termos de variância. Em muitos casos, as duas ou três primeiras componentes geradas explicam grande parte da variação dos dados originais (60 a 90%), o que permite usá-las para descrever todo o sistema de dados sem grande perda de informação.

Vega et al. (1998) utilizaram a estatística multivariada para investigar a qualidade da água do rio Pisuerga (bacia do Rio Duero, na Espanha). A ACP permitiu a redução de 22 parâmetros físico-químicos utilizados na identificação, em um pequeno número de fatores “latentes” com significado hidroquímico. O primeiro fator, ligado ao conteúdo mineral, o segundo fator, ligado à poluição antropogênica e o terceiro fator, à temperatura da água.

Reisenhofer et al. (1998) utilizaram estatística multivariada (Análise de Agrupamento e Componente Principal) para caracterizar e discriminar as águas doces em um sistema hidrológico na Itália. Os resultados encontrados mostraram a existência de uma bacia hidrográfica comum às águas doces observadas, caracterizadas por duas componentes: a primeira componente associada à solutos iônicos e a segunda componente, associada a temperatura e pH. As componentes mostraram efeitos sazonais e meteorológicos sobre a composição química das águas.

Berzas et al. (2000) realizaram estudos hidroquímicos com o objetivo de avaliar como o manejo artificial das águas tem afetado o Parque Nacional Tablas de Damiel (Espanha) e compara com dados de referência à distribuição natural da água. Para comparar a hidroquímica das águas foram utilizadas as técnicas estatísticas multivariada. Os resultados mostraram que a maior parte da variação dos dados pode ser explicada por apenas duas componentes principais. A primeira associando condutividade, magnésio, sódio, sulfato e

cloreto, que são estritamente relacionadas com a salinização e a segunda componente, associada ao pH.

Simeonov et al. (2003) estudaram da qualidade das águas no Norte da Grécia, aplicando diferentes procedimentos de estatística multivariada na interpretação de uma grande e complexa matriz de dados. A ACP foi aplicada ao conjunto de dados para comparar a composição padrão entre a água do sistema examinado e identificar os fatores que influenciam cada um. Seis fatores foram identificados pela ACP como responsáveis por explicar 90% da variância dos dados. O primeiro Fator: “orgânico”, representando as influências dos aportes pontuais como efluente industrial e municipal. O segundo: “nutriente”, representando influências de fonte difusa como drenagem agrícola e deposição atmosférica. O terceiro: associado à condutividade, pH e oxigênio dissolvido, representando fontes “físico-químicas” de variabilidade. O quarto: representando fontes de “intemperismo” de rochas, depósitos de origem marinha, intrusão marinha, etc. O quinto: representando “lavagem do solo” e o sexto, representando poluição “antropogênica tóxica” causada por atividades/efluentes industriais.

Singh et al. (2004) aplicaram técnica de estatística multivariada para avaliar as variações temporal e espacial da qualidade das águas do rio Gomti (Índia) e identificaram através da AF/ACP que seis fatores foram responsáveis por explicar 71% da variância total dos dados.

Mendiguchía et al. (2004) estudaram os efeitos causados pelas atividades humanas sobre a qualidade da água do rio Guadalquivir, Espanha, através da estatística multivariada. A AF/ACP mostrou que três componentes explicam 79,1% da variância dos dados. A primeira componente associada a nitrato, amônia e manganês. A segunda componente associada aos sólidos em suspensão e fosfato, e a terceira, relacionada à concentração de nitrato e cobre.

Parinet et al. (2004) testaram a relevância da ACP como uma ferramenta apropriada para estimar a qualidade e o manejo da água em um sistema de lago tropical. A ACP mostrou que a variância das duas primeiras componentes, representa 62% da variação total das observações. Este percentagem aumenta para 75,5% quando são consideradas três componentes. O estudo permitiu simplificar a descrição do processo de eutrofização, avaliado através de 18 parâmetros físico-químicos, pelo uso de parâmetros de fácil medição apenas: pH (como indicador de biomassa natural), condutividade (como indicador de entradas externas), UV absorbância e índice de permanganato (como indicador de matéria orgânica). Estes parâmetros estão mais ligados ao efeito do que a causa da eutrofização.

Singh et al. (2005) aplicaram técnicas estatísticas para interpretar e apontar fatores/fontes de poluição do rio Gomti, na Índia, com vista a dar uma melhor informação acerca da qualidade da água e projetar um monitoramento mais efetivo do recurso água. Trinta e quatro parâmetros foram monitorados. As análises da parte alta, terço médio e parte baixa resultaram em sete, sete e seis fatores latentes, explicando 74,3, 73,6 e 81,4% da variação dos respectivos conjuntos de dados. Os fatores estão ligados a traços de metais (lixiviados do solo e de locais de descartes industriais), sais solúveis (natural), poluição orgânica (efluentes industriais e municipais), nutrientes (escoamento agrícola), alcalinidade, dureza, condutividade e sólidos (lixiviação do solo e processo de escoamento).

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Fundamentação teórica

5.1.1 Oxigênio-18

Este subitem trata dos princípios básicos que tornam o isótopo estável oxigênio-18 um excelente traçador na hidrologia, apresentando os principais processos responsáveis pelas variações na concentração desta espécie, destacando-se as mudanças de fase. Uma descrição mais detalhada de efeitos isotópicos explorados na hidrologia isotópica encontra-se na literatura especializada (CLARK & FRITZ, 1997; IAEA, 2005; e.g.).

Os tipos de isótopos nas moléculas presentes em águas variam levemente na natureza e tem concentrações médias de (IAEA, 1981): H_2^{16}O (997.680 mg.L^{-1} ou 99,7%), H_2^{17}O (370 mg.L^{-1} ou 0,037%) e H_2^{18}O (2.000 mg.L^{-1} ou 0,2%). Essas concentrações sofrem variações em decorrência, principalmente, das mudanças de fase ao longo do ciclo hidrológico. São esses desvios de concentração (causado por “fracionamento isotópico”), relativos a um dado padrão, que a hidrologia isotópica explora para estudar a origem e a inter-relação entre águas.

5.1.1.1 Fracionamento isotópico

A razão isotópica, R , entre duas espécies isotópicas N_1 e N_2 (onde N_1 representa o número de partículas da espécie menos abundante) é definida como:

$$R = \frac{N_1}{N_2}$$

No caso do oxigênio:

$$R = \frac{{}^{18}\text{O}}{{}^{16}\text{O}}$$

Nas aplicações, o que usualmente se determina não são as concentrações absolutas dos isótopos, mas a diferença relativa, δ , entre a razão isotópica da amostra considerada e a razão isotópica de um dado padrão:

$$\delta = \frac{R - R_0}{R_0},$$

onde, R é a razão isotópica da amostra e R_0 a razão isotópica do padrão.

Como os valores de δ são muito pequenos, é conveniente expressá-los em por mil, ou seja:

$$\delta (\text{‰}) = \frac{R - R_0}{R_0} \cdot 10^3$$

Valores positivos de δ significam que a amostra é mais rica na espécie isotópica pesada em relação ao padrão; valores negativos indicam que a amostra é mais pobre em espécie isotópica pesada (mais rara) com relação ao padrão. Atualmente, o padrão utilizado na hidrologia é o V-SMOW (Vienna – Standard Mean Ocean Water) disponibilizado pela IAEA, em Viena.

Nesta nomenclatura, a água do Mar tem valor de δ aproximadamente “zero”, as águas pluviais, normalmente, têm valores negativos, e as águas sob evaporação sofrem enriquecimento em ^{18}O e apresentam valores de δ maiores que nas águas pluviais.

5.1.1.2 Processos que afetam as concentrações isotópicas da água

No processo de evaporação as moléculas leves H_2^{16}O são retiradas da fase líquida mais rapidamente, deixando como resultado a água remanescente mais concentrada em isótopos pesados. À medida que o processo de evaporação prossegue, a concentração em isótopos pesados aumenta. Durante a condensação, o processo se inverte; o vapor residual fica mais pobre em isótopos pesados em relação ao líquido condensado (Urey, 1947 e Daangard, 1964 apud CLARK & FRITZ, 1997).

Nas águas das chuvas, a composição isotópica varia devido a:

a) Efeito de Temperatura:

A temperatura da atmosfera afeta a concentração isotópica das precipitações. Assim sendo, vapores produzidos em baixas temperaturas são mais pobres em isótopos pesados do que aqueles produzidos em temperaturas altas, fazendo com que as concentrações de ^{18}O nas precipitações decresçam com a latitude e com a passagem da estação verão para inverno. Em escala mundial $\Delta\delta / \Delta T$ é de 0,7 ‰/°C.

b) Efeito de Quantidade:

Na formação das nuvens existe uma íntima mistura do vapor e condensado que tende a preservar o equilíbrio fracionário determinante do conteúdo ^{18}O da precipitação. Quando a massa de ar atinge a temperatura de saturação de 100% (ponto de saturação) o vapor de água condensa e a chuva ocorre. A partir daí, a composição isotópica da chuva passa a ser controlada pelo equilíbrio fracionário do vapor. Quanto maior o percentual de umidade precipitada, menor o conteúdo de ^{18}O . Precipitações mais intensas implicam em quantidade maior de água removida da atmosfera, que é uma água mais leve em relação ao padrão. Assim, chuvas mais intensas e de maior duração terão menor $\delta^{18}\text{O}$ do que as chuvas rápidas e menos intensas (CLARK & FRITZ, 1997).

c) Efeito Continental:

Quando água que constitui os oceanos evapora para dar origem à formação das nuvens, verifica-se a ocorrência de um fracionamento isotópico. Este fracionamento é causado pela ligeira preferência de H_2^{16}O em relação a H_2^{18}O na evaporação. Efeitos de umidade e de mistura de diferentes massas de vapor, que recebem influência direta da temperatura da superfície da água, da velocidade do vento e da salinidade, determinam o $\delta^{18}\text{O}$ da massa úmida.

À medida que a massa de ar úmida formada se desloca para o interior dos continentes e se precipita parcialmente, vai formando massa de ar cada vez mais empobrecida em ^{18}O . Desta forma, quanto mais distante da costa, menor o conteúdo de ^{18}O na água da chuva (Efeito Continental).

Nas águas superficiais, a evaporação provoca o aumento no conteúdo de isótopos pesados (H_2^{18}O) devido à relativa facilidade de vaporização e difusão das moléculas mais leves da água (H_2^{16}O) durante o processo de evaporação. Nas águas subterrâneas, a composição isotópica é conservada.

Diante do comportamento acima descrito, é possível, através de medidas de ^{18}O , distinguir entre as águas acumuladas em um açude (expostas à evaporação) e as águas provenientes de infiltração direta de águas pluviais. Segundo estudos da IAEA (1981), o valor médio de $\delta^{18}\text{O}$ para as chuvas no Estado do Ceará é de aproximadamente -3‰; porém, em eventos chuvosos individuais, a variabilidade do $\delta^{18}\text{O}$ é grande.

5.1.2 Classificação do tipo hidroquímico das águas

Para classificar as águas a partir das concentrações dos íons presentes, obtidos na análise laboratorial das amostras, quanto aos íons dominantes utilizou-se o diagrama de Piper (Figura 7). Neste diagrama, os íons maiores são plotados em duas bases triangulares. A percentagem de mmol_e dos cátions e ânions maiores é marcada em cada triângulo e o tipo de água é determinado com base na posição dos dados nos respectivos triângulos. O total de cátions e de ânions, cada um, é considerado 100%. A posição percentual dos dados nos triângulos é então, projetada para um losango central, que dá a classificação característica da água, conforme figura abaixo.

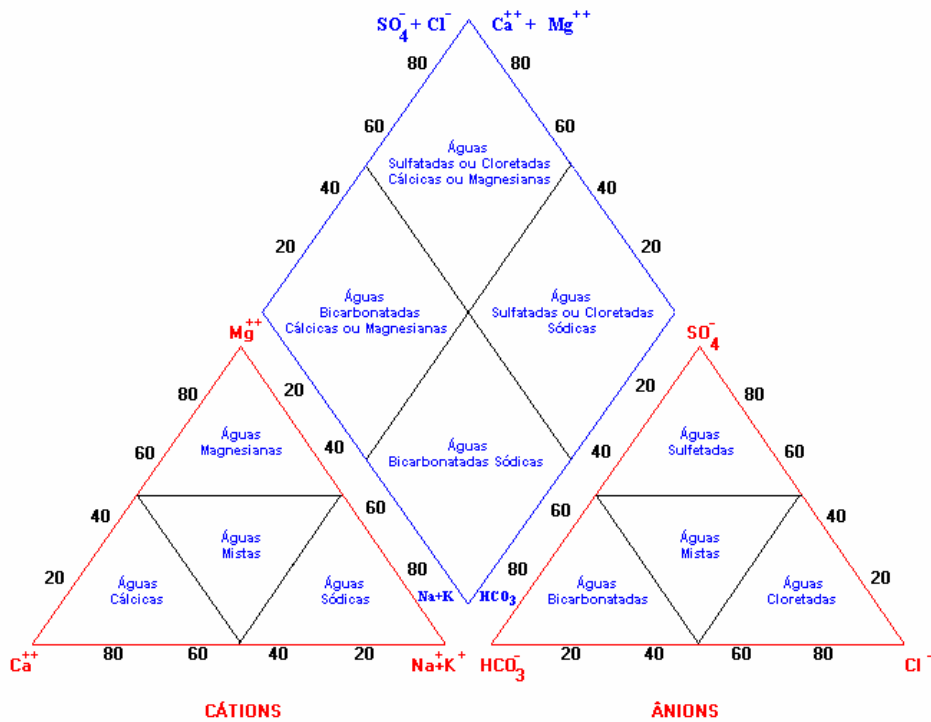


Figura 7 - Diagrama de Piper e sua classificação

5.1.3 Classificação da água para fins de irrigação

A classificação proposta pelo United States Department of Agricultural – USDA (Figura 8) considera a CE como indicadora do perigo de salinização do solo e a RAS como indicadora do risco de sodificação e redução da infiltração no solo. Nesse diagrama, à medida que a salinidade da água aumenta diminui o risco de causar sodicidade (AYERS & WESTCOT, 1999).

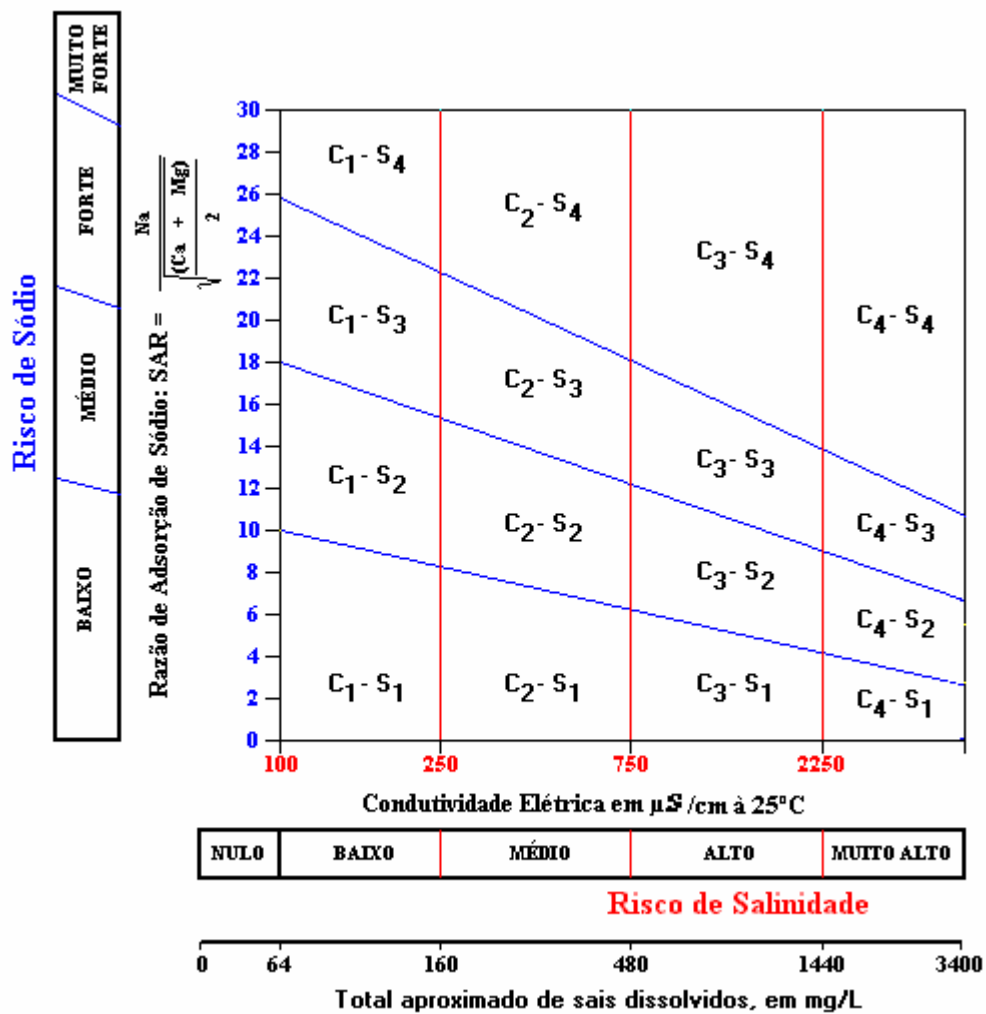


FIGURA 8 - Diagrama de classificação das águas para fins de irrigação segundo o USDA (RICHARDS, 1954)

Na classificação proposta pelo University of California Committee of Consultants – UCCC (Figura 9), a condutividade elétrica (CE) também é considerada como indicadora do perigo de salinidade, mas a RAS é agora corrigida (RAS^o) para indicar o risco de sodicidade.

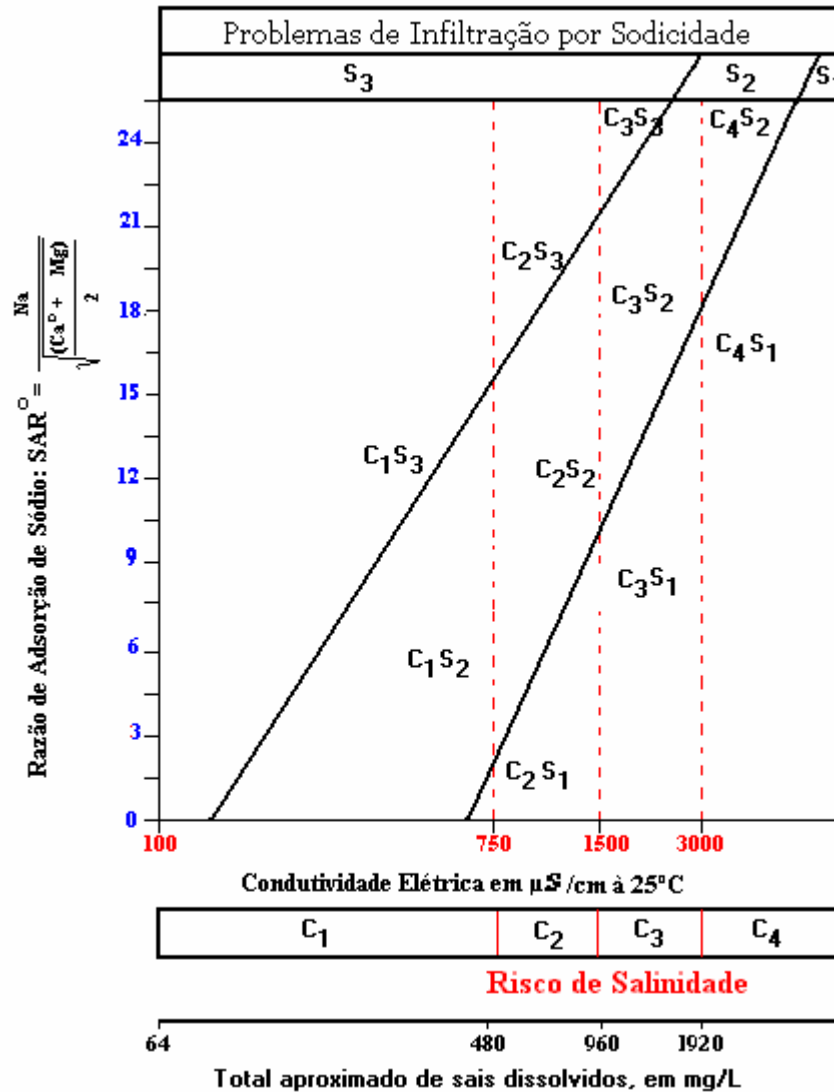


FIGURA 9 - Diagrama de classificação das águas de irrigação segundo o UCCC (PIZARRO, 1985)

A RAS^o prevê melhor os problemas de infiltração causados nos solos por concentrações altas de sódio ou baixas de cálcio nas águas utilizadas para irrigação. A relação de adsorção de sódio corrigida (RAS^o) é calculada mediante a seguinte expressão:

$$RAS^o = \frac{Na}{\sqrt{\frac{Ca^o + Mg}{2}}}, \quad (1)$$

Na: teor de sódio na água, $\text{mmol}_c.\text{L}^{-1}$;

Ca^o: teor de cálcio da água, corrigido pela salinidade da água (CEa) para o teor de bicarbonato em relação ao seu próprio teor de cálcio (HCO_3/Ca), $\text{mmol}_c.\text{L}^{-1}$;

Mg: teor de magnésio na água, $\text{mmol}_c.\text{L}^{-1}$.

A razão de adsorção de sódio corrigido (RAS^o) é determinada, calculando o valor de Ca^o segundo procedimento descrito por Suarez (1981) conforme Ayers & Westcot (1999) e Santos (2000). Este ajuste corrige a concentração de cálcio na água de irrigação em função do valor de equilíbrio esperado pelo efeito da dissolução do cálcio pelo dióxido de carbono (CO_2), pela precipitação junto a bicarbonatos e pela salinidade, sobre o cálcio originalmente contido na água de irrigação e que não forma parte da água do solo. Como as águas na região do Nordeste brasileiro normalmente são pobres em sulfatos este estimador é mais adequado para prever riscos de sodificação ou infiltração de água no solo.

Dada à importância do teor de sais e de sódio na água de irrigação, o UCCC – (baseado no método do United States Department of Agricultural - USDA, proposto por Richards, 1954), elaborou uma classificação da água de irrigação, que estabelece, praticamente, 10 classes de água, em função da CE e da RAS^o (AYERS & WESTCOT, 1999). Para os níveis de salinidade utiliza quatro classes C₁, C₂, C₃, e C₄ onde os algarismos 1 e 4 representam, respectivamente, os limites máximo e mínimo da salinidade. E para o risco de sodicidade foram adotadas três classes S₁, S₂ e S₃, sendo respectivamente, os limites máximo, médio e mínimo do risco de causar problemas de sodicidade.

5.1.4 Estatística multivariada na seleção dos parâmetros do índice de qualidade de água – IQA

Os parâmetros químicos e físico-químicos provenientes do monitoramento das águas podem ser melhor selecionados utilizando estatística multivariada. Os pesos dos parâmetros de maior relevância para uso na irrigação são extraídos da análise e utilizados na formação do índice de qualidade de água (IQA).

A identificação dos parâmetros mais importantes para a variabilidade da qualidade da água aplicando o modelo de estatística multivariada, Análise Fatorial/Componente Principal (AF/ACP), é realizada nas seguintes etapas:

1) Elaboração da matriz de correlação

Tendo por base os dados normalizados é construída a matriz de correlação $[R]_{n \times n}$, para n igual ao número de variáveis. Esta matriz representa a base para a transformação das variáveis ortogonais observadas em fatores. Maiores esclarecimentos podem ser encontrados em Dillon & Goldstein (1984).

2) Análise da adequacidade do modelo

Antes de aplicar o método de extração de fatores, faz-se necessário verificar, a partir da matriz de correlação, a adequabilidade do conjunto de variáveis ao procedimento estatístico. Análise de sensibilidade das variáveis para a análise de fator foi realizada através do teste KMO - Kaiser-Meyer-Olkin, proposto por Kaiser (1974 apud NORUSIS, 1990). Este teste compara a magnitude dos coeficientes de correlação observadas com a magnitude dos coeficientes de correlações parciais através da equação:

$$KMO = \frac{\sum_{i \neq j} \sum_{i \neq j} r_{ij}^2}{\sum_{i \neq j} \sum_{i \neq j} r_{ij}^2 + \sum_{i \neq j} \sum_{i \neq j} a_{ij}^2}, \quad (2)$$

onde:

r_{ij} : coeficiente de correlação simples entre as variáveis i e j ;

a_{ij} : coeficiente de correlação parcial entre as variáveis i e j .

Se a soma dos coeficientes de correlação parciais ao quadrado entre os pares de variáveis for pequena comparada à soma dos coeficientes de correlação simples ao quadrado, as medidas de KMO serão próximas a um, indicando que não há restrição ao uso do modelo da análise dos fatores. Valores pequenos para o KMO indicam que o modelo de análise de fator não se aplica. A Tabela 6 lista os intervalos do referido teste.

TABELA 6 - Intervalo de validade do teste KMO

Valor de KMO	Aplicação do modelo
$KMO \geq 0,9$	Excelente
$0,8 \leq KMO < 0,9$	Ótima
$0,7 \leq KMO < 0,8$	Boa
$0,6 \leq KMO < 0,7$	Regular
$0,5 \leq KMO < 0,6$	Ruim
$KMO < 0,5$	Inadequada

Fonte: Adaptado por Silveira & Andrade (2002)

3) Extração dos fatores pela análise da componente

O objetivo da extração de fator é determinar os fatores representativos da variabilidade da qualidade da água, contida no total dos dados, com o mínimo de perda das informações.

Uma vez que a análise fatorial (AF) necessita que o número de fatores seja conhecido anteriormente, os fatores foram determinados pela ACP (MOHAN & ARUMUGAM, 1996; WUNDERLIN et al, 2001). Na ACP, combinações lineares das variáveis são formadas. A primeira componente principal é a combinação que explica a maior contribuição para a variância na amostra. A segunda componente principal explica a segunda maior contribuição para a variância, sem estar correlacionada com a primeira. Sucessivas componentes explicam porções progressivamente menores da variância da amostra total, sem apresentar correlação com as componentes anteriores.

O modelo matemático para AF apresenta semelhança com uma equação de regressão múltipla (SINGH et al, 2005). Cada variável é expressa por uma combinação linear de fatores (que não são observados de fato), da seguinte forma:

$$X_i = A_{i1}F_1 + A_{i2}F_2 + \dots + A_{ik}F_k + \varepsilon_i \quad (3)$$

F: fatores comuns, isto é, que formam uma nova variável;

A_i : constantes usadas para combinar os fatores ($i = 1, \dots, k$)

k: número de fatores;

ε_i : erro experimental.

Os fatores são deduzidos das variáveis observadas e podem ser calculados como combinações lineares. Considerando-se que, é possível que todas as variáveis contribuam para o fator qualidade da água, espera-se que somente um único subconjunto de variáveis caracterize a qualidade da água, como indicado pelos seus grandes coeficientes. A expressão geral para estimativa do j-ésimo fator é:

$$F_j = \sum_{i=1}^n W_{ji}X_i \quad (4)$$

W_i : coeficiente de contagem de cada fator;

X_i : valor da cada variável normalizada ($i = 1, \dots, n$);

n: número de variáveis

Para decidir quantos fatores/componentes seriam necessários para representar os dados, deve-se examinar a variância total explicada por cada uma. O critério comumente adotado foi descrito por Norusis (1990), segundo o qual somente componentes com variância superior a 1 são consideradas. Este critério fundamenta-se no postulado que qualquer fator deve explicar uma variância superior àquela apresentada por uma simples variável.

4) Extração da comunalidade de cada variável

As comunalidades medem a capacidade que têm as componentes retiradas de explicar a variação de cada variável original; apresentam valores variando de 0 a 1 (SILVEIRA, 2000). “Zero” indica que as componentes não explicam nada da variância e “Um” indica que toda a variância é explicada pelas componentes que compõe o modelo. A comunalidade é estimada pela seguinte equação:

$$C_i = \sum_{j=1}^N A_{ij}^2 \quad (5)$$

A_{ij} : variância referente à variável x_{ij} ;

C_i : valor da comunalidade referente de cada variável

5) Transformação dos fatores

A matriz das componentes obtidas na fase de extração pode apresentar, às vezes, resultados de difícil interpretação com relação aos fatores significantes. Para superar esta limitação, a transformação da matriz em uma outra de mais fácil interpretação pode ser efetuada utilizando a rotação da análise de fator (DILLON & GOLDSTEIN, 1984). A rotação não afeta o valor de ajuste de uma solução de fator, de maneira que a comunalidade e a percentagem de variância total explicada não são alteradas. A percentagem de variância considerada por cada um dos fatores faz, porém, a mudança.

O método de rotação minimiza a contribuição dos parâmetros de menor significância no fator (VEGA et al., 1998; HELENA et al., 2000; WUNDERLIN et al., 2001), de modo que os parâmetros passam a apresentar pesos próximos à zero ou à unidade, eliminando os valores intermediários responsáveis por dificultar a interpretação.

5.2 Pontos monitorados na Bacia

Os locais monitorados para o estudo das águas superficiais na bacia do Acaraú foram enumerados conforme a Tabela 7. Nos reservatórios, as coletas foram realizadas na saída de água (válvula ou galeria); nos rios Jaibaras, Groaíras e Acaraú e no dreno do perímetro irrigado de Forquilha, a 30 cm da superfície.

TABELA 7 - Identificação e localização dos pontos amostrados na bacia do Acaraú

Ponto*	Identificação	Localização Geográfica (UTM)	
		Latitude	Longitude
A1	Válvula do açude Edson Queiroz	9534056	381556
R2	Rio Groaíras (próximo à confluência com rio Acaraú)	9565672	347929
A3	Galeria açude Araras	9534948	339099
A4	Galeria do açude Ayres de Souza	9582218	333690
R5	Rio Jaibaras (próximo à confluência com rio Acaraú)	9590320	348619
A6	Superfície do Açude Forquilha	9580086	360518
R7	Dreno do Perímetro Irrigado Forquilha	9583284	358227
A8	Galeria do açude Acaraú Mirim	9612414	357969
R9	Jusante da Barragem Santa Rosa	9655900	374885
R10	Rio Acaraú (à 20 km do mar)	9677058	370676

*A: Açude, R: Rio

Os pontos monitorados estão localizados nas margens esquerda e direita do rio Acaraú, e no seu trecho final (Figura 10). Os locais de amostragem das águas superficiais foram escolhidos de maneira que representassem a qualidade das águas que perenizam o rio e que são usadas para a irrigação dos principais perímetros presentes na bacia e que fossem de fácil acesso.

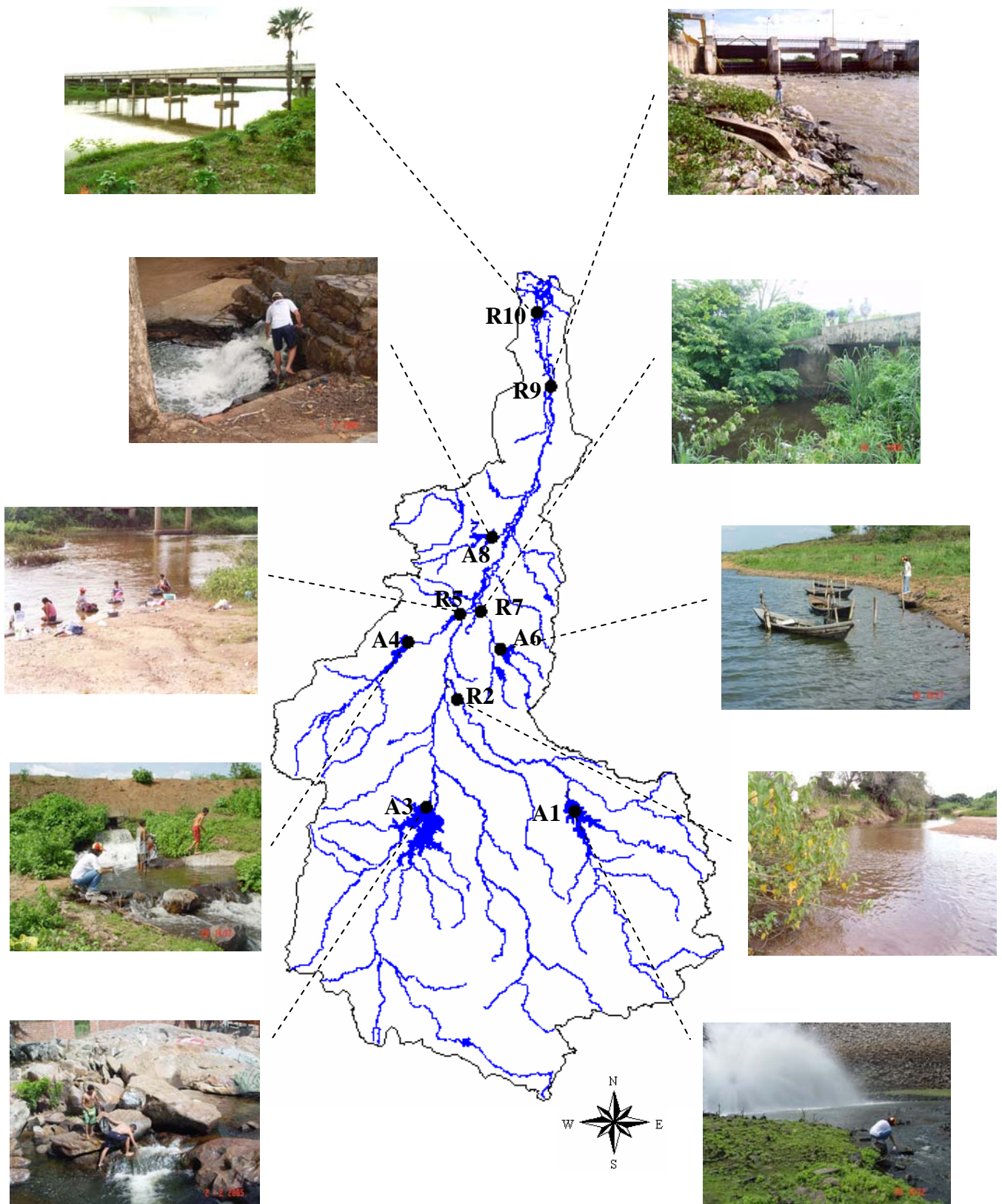


FIGURA 10 - Identificação dos locais amostrados ao longo da bacia do rio Acaraú (Ver Tabela 7).

5.3 Período de Coleta

As coletas das águas para as análises químicas e físico-químicas foram realizadas nos anos de 2002 a 2005. Em 2002, em dezembro; em 2003, mensalmente de janeiro a dezembro; e a cada dois meses, de janeiro de 2004 a setembro de 2005. Foram realizadas para os 10 pontos, 24 coletas para análise de CE, Cl⁻ e pH e 19 coletas para os demais parâmetros físico-químicos. Foram consideradas 256 amostras.

Para determinação do isótopo de oxigênio ($\delta^{18}\text{O}$) foram considerados cinco reservatórios (ver Tabela 7 e Figura 9). A coleta teve início a partir de dezembro de 2002. Em 2003, mensalmente de janeiro a dezembro; e a cada dois meses, de janeiro de 2004 a setembro de 2005. Sendo uma coleta em 2002, 12 em 2003, 06 em 2004 e 05 em 2005. No total, foram realizadas 24 coletas de água nos reservatórios, obtendo 120 amostras.

5.4 Determinação do Oxigênio-18

As análises de ^{18}O foram realizadas no Laboratório de Ecologia Isotópica do CENA/USP, utilizando espectrometria de massa para $\delta^{18}\text{O}$, com erro de $\approx 0,1\%$. Para detalhes do método pode ser consultada literatura especializada, e.g., Clark e Fritz (1997) e IAEA (2005).

O gradiente evaporimétrico utilizado como referência foi o descrito por Santiago (1984). Este gradiente foi determinado a partir de estudos em tanque “Classe A” exposto à evaporação durante a estação seca na bacia do Curu (região climaticamente semelhante à deste trabalho), onde a correlação de $\delta^{18}\text{O}$ com a fração f de água remanescente ($f = V/V_0$, sendo V volume atual e V_0 volume inicial) observada apresentou um crescimento praticamente linear de $\delta^{18}\text{O}$ para valores de f entre 100% e 50%, encontrando a relação de $\Delta\delta^{18}\text{O}/\Delta f = 1,3\%/10\%$, conforme esquematizado na Figura 11. A tabela abaixo da Figura exemplifica alguns gradientes evaporimétricos sob influência de retiradas. Nesta tabela, o valor do primeiro gradiente (1) vem dos resultados observados por Santiago; o valor do segundo (2) foi obtido considerando que a perda por evaporação é aproximadamente igual a perda de água por retirada; o valor do terceiro (3), considerando que a perdas por retirada é aproximadamente igual a 50% da perda por evaporação e o valor do quarto gradiente (4), considerando a perda por retirada aproximadamente igual a 25% da perda por evaporação.

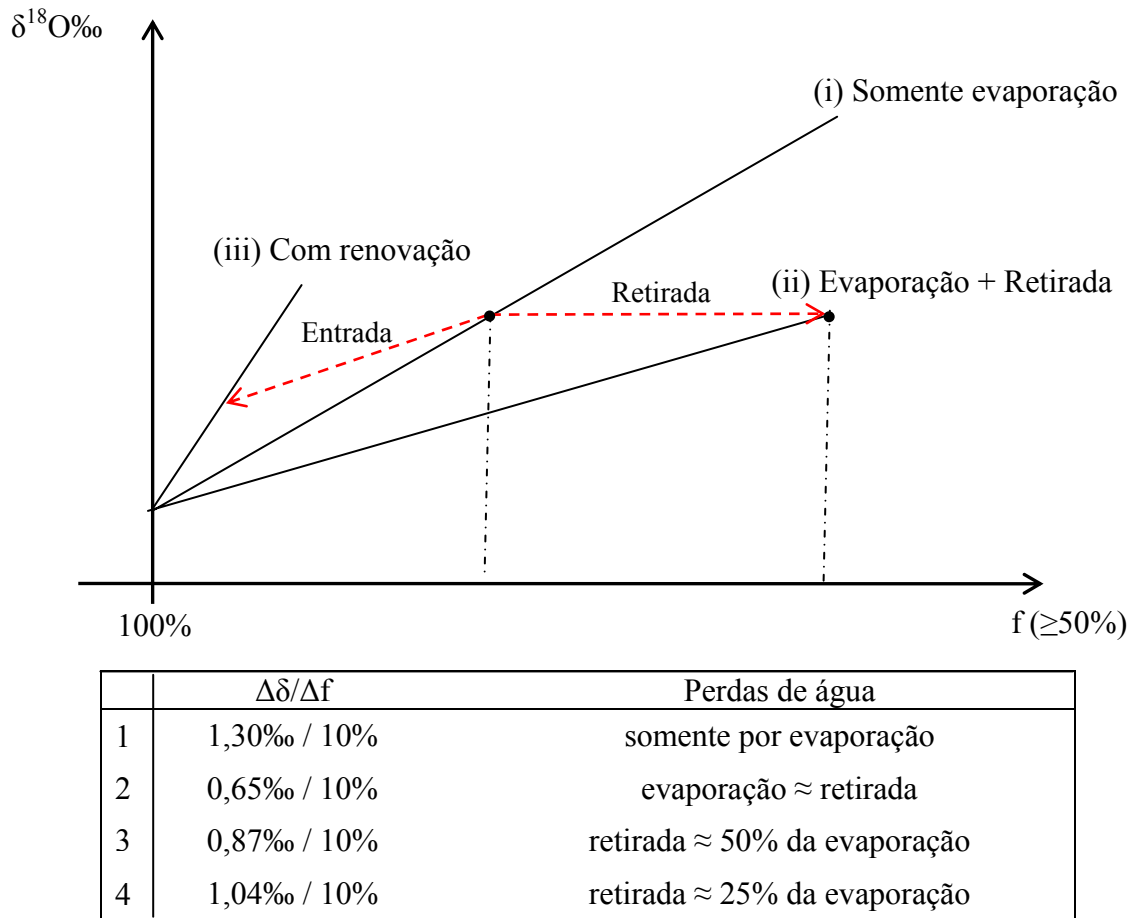


FIGURA 11 - Desenho esquemático de $\delta^{18}\text{O}\text{‰}$ em função da fração de volume remanescente para: (i) somente perdas por evaporação, (ii) perdas por evaporação + retirada e (iii) perda por evaporação + renovação.

Por ter sido realizado em outra bacia hidrográfica e em outro momento, a validade desta equação para a presente pesquisa é limitada, mas possibilita uma avaliação aproximada do estado evaporimétrico dos açudes estudados na bacia do Acaraú, do papel da evaporação na redução dos volumes estocados e do aumento das concentrações salinas.

Desta maneira, os resultados de oxigênio-18 obtidos nesta pesquisa foram utilizados para identificar e avaliar semi-quantitativamente os processos que concorrem para concentração dos sais nas águas dos principais reservatórios responsáveis pela perenização do rio Acaraú.

5.5 Parâmetros hidroquímicos avaliados

Os parâmetros químicos e físico-químicos analisados nas águas estão enumerados na Tabela 8.

TABELA 8 - Parâmetros físico-químicos da qualidade da água

Parâmetros	Unidades
pH	-
Condutividade elétrica (CE)	$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$
Cálcio (Ca^{2+})	$\text{mmol}_c\cdot\text{L}^{-1*}$
Magnésio (Mg^{2+})	$\text{mmol}_c\cdot\text{L}^{-1}$
Sódio (Na^+)	$\text{mmol}_c\cdot\text{L}^{-1}$
Potássio (K^+)	$\text{mmol}_c\cdot\text{L}^{-1}$
Cloreto (Cl^-)	$\text{mmol}_c\cdot\text{L}^{-1}$
Bicarbonato (HCO_3^-)	$\text{mmol}_c\cdot\text{L}^{-1}$
Sulfato (SO_4^{2-})	$\text{mmol}_c\cdot\text{L}^{-1}$
Fósforo (PO_4^{3-})	$\text{mmol}_c\cdot\text{L}^{-1}$
Amônia (NH_4^+)	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
Nitrato (NO_3^-)	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

* Também denotado como $\text{meq}\cdot\text{L}^{-1}$

As análises foram realizadas no Laboratório de Solo e Água da EMBRAPA/Agricultura Tropical, segundo metodologia da Embrapa (1997). Os elementos cálcio e magnésio foram medidos através do espectrômetro de absorção atômica; o sódio e potássio por fotometria de chama; o cloro pelo método de Mohs, usando nitrato de prata como solução titulante; o sulfato pelo método turbidímetro, a partir da precipitação do sulfato de bário, usando o espectrofotômetro, assim como o fósforo, pelo azul de molibdênio; o bicarbonato por titulação com ácido sulfúrico usando como indicador metilorange e fenolftaleína, respectivamente. A amônia (N-NH_4^+) e o nitrato (NO_3^-) foram determinados através de dupla destilação em microdestilador com arraste de vapor. Na primeira destilação, utilizando óxido de magnésio calcinado para determinação da amônia e na segunda, liga de devarda para determinação do nitrato. O material destilado foi então titulado com ácido sulfúrico.

A partir dos dados obtidos na análise laboratorial das concentrações dos íons presentes nas amostras de águas superficiais foi utilizado o diagrama de Piper para classificar as águas quanto aos íons dominantes.

Os pontos plotados no diagrama foram determinados transformando os valores de cada íon, expresso em $\text{mmol}_c.\text{L}^{-1}$ ($1 \text{ mmol}_c.\text{L}^{-1} = 1 \text{ meq.L}^{-1}$), em percentagem do total de ânions ou cátions, separadamente. Este diagrama possibilita a visualização de um cenário representativo dos reservatórios em estudo, quanto à qualidade dos mesmos no que se refere ao processo de acúmulo de sais.

Nesta pesquisa, os diagramas de Piper foram gerados utilizando o software Qualigraf desenvolvido e disponibilizado pela FUNCEME (Site www.funceme.br).

5.6 - Índice de Qualidade de Água (IQA)

Nesta pesquisa, a estrutura do índice de qualidade da água (IQA) proposto foi dividida em duas partes. A primeira, a escolha dos parâmetros que compuseram o índice de qualidade utilizando o processo de análise multivariada e a segunda, a definição dos valores das medidas de qualidade e dos pesos agregados no IQA.

Entre as formulações existentes para a agregação dos dados, talvez a mais simples e comum seja a média ponderada da qualidade individual de cada parâmetro associada ao peso relativo desse parâmetro, refletindo sua importância na variabilidade total. Desta forma, o índice de qualidade de água foi calculado pela seguinte equação:

$$\text{IQA} = \sum_{i=1}^n q_i w_i \quad (6)$$

Em que:

IQA: índice de qualidade de água, um número adimensional entre 0 e 100;

q_i : qualidade do i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, em função de sua concentração ou medida;

w_i : peso correspondente ao i -ésimo parâmetro, atribuído em função da sua importância para a explicação da variabilidade global da qualidade, isto é, um número entre 0 e 1, de forma que:

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1 \quad (7)$$

sendo, n o número de parâmetros que entram no cálculo do IQA.

5.6.1 Definição dos Parâmetros

Neste trabalho, aplicou-se o método de estatística multivariada, através da Análise Fatorial/Componente Principal (AF/ACP) contido no programa SPSS (*Statistical Package for the Social Sciences*) v.13, aos parâmetros químicos e físico-químicos provenientes do monitoramento das águas da bacia do Acaraú, pela possibilidade de identificar os principais processos que influenciam a qualidade das águas. Os pesos dos parâmetros de maior relevância para uso na irrigação foram então extraídos da análise e utilizados na formação do índice de qualidade de água (IQA).

O método de rotação adotado nesta pesquisa foi o Varimax, tomando por base trabalhos de Vega et al. (1998), Helena et al. (2000) e SEMA (2005) em estudos da avaliação temporal e espacial na qualidade de água. Este método tem por finalidade minimizar a contribuição dos parâmetros de menor significância no fator (WUNDERLIN et al., 2001), de modo que os parâmetros passam a apresentar pesos próximos à zero ou à unidade, eliminando os valores intermediários responsáveis por dificultar a interpretação.

Após essas etapas, os parâmetros que compuseram o índice de qualidade da água para fins de irrigação foram selecionados do fator que apresentou maior explicabilidade dos parâmetros, identificando o fenômeno que mais influencia a variação da qualidade da água. A partir daí, os parâmetros relacionados com ao perigo de salinização e sodificação no solo, bem como de toxicidade às plantas, foram separados.

5.6.2 Determinação dos valores de agregação

5.6.2.1 Valores de medida da qualidade para cada parâmetro (q_i)

Os limites para o enquadramento dos valores de medida de cada parâmetro no seu referido q_i foram determinados seguindo os padrões de qualidade de água para irrigação proposto pelo University of California Committee of Consultants – UCCC (Figura 9, item 5.1.3) e pelos critérios estabelecidos por Ayers e Westcot (1999), Tabela 9.

TABELA 9 – Diretrizes para interpretar a qualidade da água para irrigação.

Problemas potenciais	Unidade	Grau de restrição para uso		
		Nenhum	Moderado	Severo
SALINIDADE CE	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	< 700	700-3000	> 3000
INFILTRAÇÃO				
RAS = 0 – 3 e CE =		> 700	700 – 200	< 200
RAS = 3 – 6 e CE =		> 1200	1200 – 300	< 300
RAS = 6 – 12 e CE =		> 1900	1900 – 500	< 500
RAS = 12 – 20 e CE =		> 2900	2900 – 1300	< 1300
RAS = 20 – 40 e CE =		> 5000	5000 – 2900	< 2900
TOXICIDADE DE ÍONS ESPECÍFICOS				
Sódio (Na^+)				
Irrigação por superfície	RAS	< 3	3 - 9	> 9
Irrigação por superfície	$\text{mmol}_c.\text{L}^{-1}$	< 3	> 3	
Cloreto (Cl^-)				
Irrigação por superfície	$\text{mmol}_c.\text{L}^{-1}$	< 4	4 – 10	> 10
Irrigação por superfície	$\text{mmol}_c.\text{L}^{-1}$	< 3	> 3	
Bicarbonato (HCO_3^-)	$\text{mmol}_c.\text{L}^{-1}$	< 1,5	1,5 – 8,5	> 8,5
pH		Faixa Normal: 6,5 – 8,4		

Fonte: University of California Committee of Consultants (1974, apud AYERS & WESTCOT, 1999)

Os valores de q_i foram calculados a partir dos dados resultantes da análise laboratorial e então enquadrados em limites (ver Tabela 13, item 6.4.2) adotando a seguinte equação:

$$q_i = q_{i_{\max}} - \frac{(x_{ij} - x_{\text{inf}}) * q_{i_{\text{amp}}}}{x_{\text{amp}}} \quad (8)$$

$q_{i_{\max}}$: valor máximo de q_i para classe;

x_{ij} : valor observado para o parâmetro;

x_{inf} : valor correspondente ao limite inferior da classe que pertence o parâmetro;

$q_{i_{\text{amp}}}$: amplitude da classe;

x_{amp} : amplitude da classe que pertence o parâmetro.

Para o cálculo de x_{amp} da última classe para cada parâmetro foi considerado como limite superior o maior valor encontrado nas análises físico-químicas das amostras de água para cada parâmetro.

5.6.2.2 Cálculo dos pesos de agregação dos parâmetros (w_i)

Para atribuir os pesos a cada parâmetro de qualidade de água utilizado no IQA, foram tomados como base os resultados obtidos na análise multivariada (AF/ACP). Neste procedimento foram utilizados as variâncias das componentes e o peso atribuído a cada parâmetro nos fatores extraídos na ACP.

Inicialmente foram calculados os somatórios de todos os fatores multiplicados pela explicabilidade de cada parâmetro. Em seguida foram ponderados os valores de w_i para cada parâmetro, de forma que a soma de todos os w_i fosse igual a um, pela fórmula:

$$w_i = \frac{\sum_{j=1}^k F_j A_{ij}}{\sum_{j=1}^k \sum_{i=1}^p F_j A_{pi}} \quad (9)$$

w_i : peso do parâmetro para o IQA;

F: autovalor da componente;

A_i : explicabilidade do parâmetro pelo fator;

i: número de parâmetros físico-químicos selecionados no modelo, variando de 1 a p;

5.6.3 Classe de qualidade da água segundo o IQA

A qualidade da água bruta foi determinada pelo IQA, abrangendo valores entre 0 e 100. As classes do IQA, segundo os parâmetros avaliados para uso na irrigação, foram definidas nesta pesquisa levando em consideração o risco de salinidade, sodicidade do solo e toxicidade às plantas.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Caracterização das águas

6.1.1 Oxigênio-18

As águas em seu ciclo sofrem diferentes processos físicos e químicos que causam uma variação na concentração isotópica e salina. Realizou-se o estudo da água com o isótopo ^{18}O por ser este um traçador perfeito no sentido de que a água da renovação é bastante diferente da água estocada e, por ser sensível a evaporação. Já a CE e os Cl^- têm comportamento mais complicado. Embora, em grosso modo, sigam o mesmo padrão de mudanças sazonais sofrem outras influências, como dissolução e lixiviação, que promovem mudanças na composição química da água durante a estação chuvosa.

Os resultados que seguem dizem respeito à evolução temporal dos parâmetros volume de água acumulado (hm^3), precipitação (mm), condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), concentração de cloreto ($\text{mmol}_c\cdot\text{L}^{-1}$) e oxigênio-18 ($\delta^{18}\text{O}\%$) nas amostras coletadas nos cinco principais reservatórios da bacia do Acaraú: Edson Queiroz, Araras, Ayres de Souza, Forquilha e Acaraú Mirim. A avaliação abaixo descrita é baseada em análises de amostras coletadas de dezembro de 2002 a setembro de 2005. Os valores obtidos estão listados nos Apêndices A, B, C, D e L.

6.1.1.1 Açude Forquilha

No açude Forquilha o comportamento dos parâmetros volume de água acumulado (hm^3), precipitação (mm), condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), concentração de cloreto ($\text{mmol}_c\cdot\text{L}^{-1}$) e oxigênio-18 ($\delta^{18}\text{O}\%$) pode ser observado na Figura 12.

Verifica-se que os parâmetros avaliados sofreram uma forte variação sazonal em 2003. O volume do açude Forquilha, no final da estação seca de 2002, chegou a somente 20% (10 hm^3) de sua capacidade máxima de acumulação e no final da estação chuvosa de 2003 alcançou 97,6% ($48,94 \text{ hm}^3$). Este aumento no volume foi acompanhado por uma forte redução nos valores de CE e da concentração de Cl^- que, para a mesma estação, passaram de 400 para $190 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e 1,70 para $0,83 \text{ mmol}_c\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente.

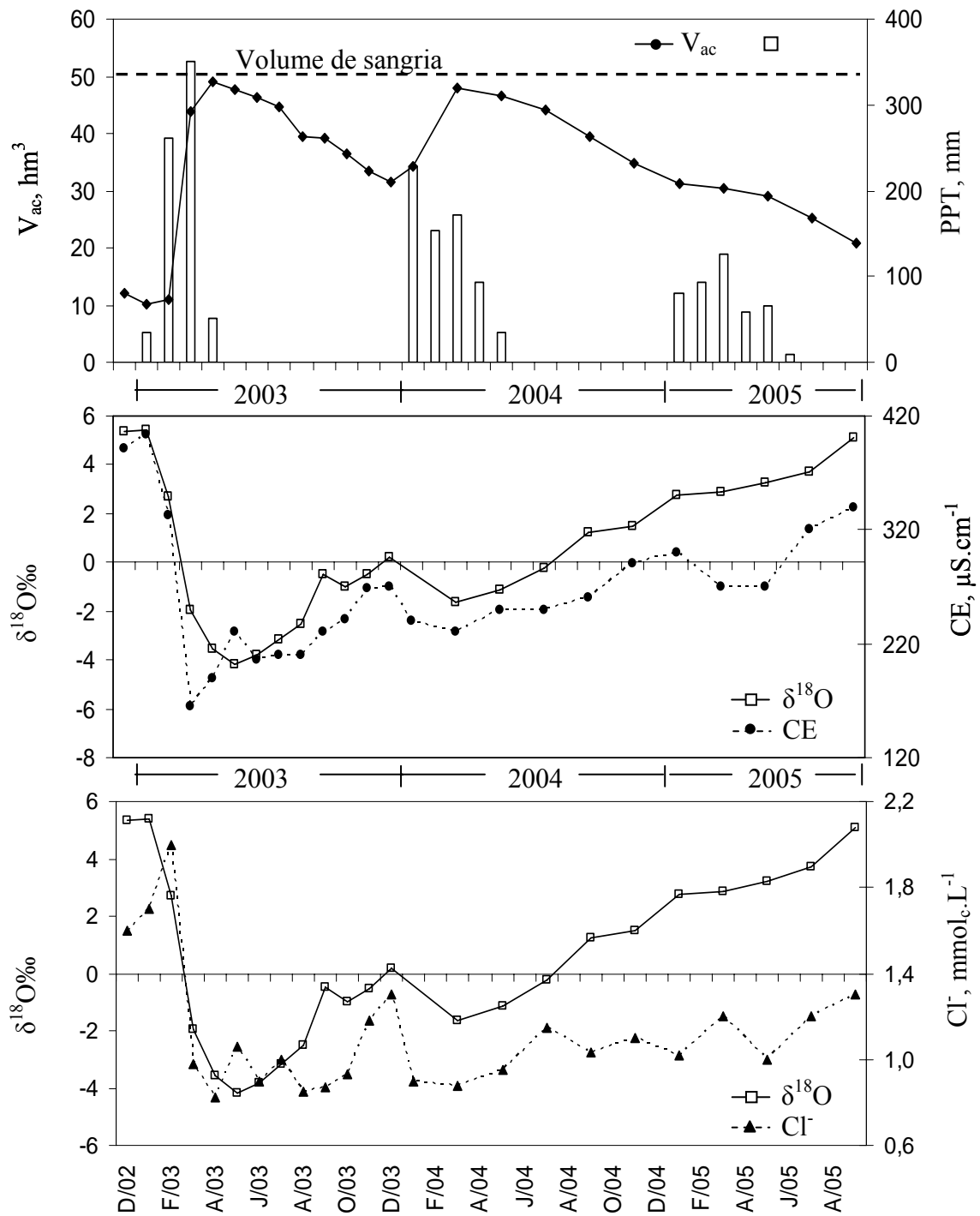


FIGURA 12 - Açude Forquilha: Variação temporal da precipitação (PPT) no posto Forquilha, volume acumulado (V_{ac}), oxigênio-18 ($\delta^{18}\text{O}$), condutividade elétrica (CE) e concentração do cloreto (Cl^-).

No final da estação seca de 2002, $\delta^{18}\text{O}$ estava em torno de +5,0 ‰, indicando águas que sofreram forte redução por evaporação. Com a quase total renovação das águas na estação chuvosa de 2003, o $\delta^{18}\text{O}$ baixou a -4,2‰. Durante a estação seca $\delta^{18}\text{O}$ sofreu uma elevação para somente 0,2‰, o que significa que a perda evaporimétrica relativa foi significativamente menor que no ano anterior, refletindo a boa condição de armazenamento do reservatório (com 63 % da capacidade) no final da estação seca deste ano.

Percebe-se, que em 2003, as primeiras chuvas da estação úmida provocaram um aumento na concentração de cloreto, provavelmente causada pela lixiviação dos solos. Depois, quando as chuvas se estabelecem estes sais sofrem maior diluição, diminuindo a sua concentração na água de renovação.

Em 2004, a precipitação acumulada na estação (681 mm) foi praticamente igual à de 2003 (697 mm), mas o período chuvoso se estendeu por cinco meses (janeiro a maio), estabelecendo fracas condições de renovação das águas no açude. Mesmo estando com o volume acumulado de 31,57 hm³ (63%) no início da estação chuvosa, as precipitações ocorridas não foram suficientes para causar vertimentos, chegando o açude em março de 2004 a um volume de 47,94 hm³ (83,67%). A fraca renovação das águas no reservatório se reflete nas pequenas alterações dos valores de $\delta^{18}\text{O}$, CE e concentração de Cl⁻, que diminuíram de 0,18 para -1,64 ‰, de 270 para 250 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e de 1,3 para 0,95 mmol_c·L⁻¹, respectivamente; variações estas menores que na estação chuvosa do ano anterior.

As precipitações registradas de janeiro a junho de 2005 foram bem inferiores às ocorridas nos dois anos anteriores. O total acumulado na estação chuvosa foi de 427 mm. Verifica-se que neste período o volume do açude continuou diminuindo, pois a vazão afluyente foi menor que as perdas por evaporação mais as retiradas.

Calculando o gradiente evaporimétrico de $\delta^{18}\text{O}$ para o açude Forquilha na estação seca (maio a dezembro) de 2003, verifica-se que $\Delta\delta^{18}\text{O} \approx 4,35$ ‰ (de -4,17 a 0,18‰) e $\Delta f \approx 34$ % (de 47,64 a 31,57 hm³) resultou em um gradiente de 1,3‰ / 10%. Na estação seca de 2004, a variação $\Delta\delta^{18}\text{O} \approx 3,94$ ‰ (de -1,16 a 2,78‰) com $\Delta f \approx 33$ % (de 46,54 a 31,19 hm³) gerou um gradiente evaporimétrico de 1,2‰ / 10%. Estes resultados estão de acordo com o valor encontrado por Santiago (1984) em tanque “classe A” (com exclusiva perda por evaporação) para a bacia do Curu.

As curvas de CE e Cl⁻ mostradas na Figura 12 apresentaram a mesma tendência do comportamento de $\delta^{18}\text{O}$, ou seja, à medida que o reservatório diminuiu de volume, a CE e a concentração de Cl⁻ aumentaram, já que a evaporação é o maior “consumidor” da água.

6.1.1.2 Açude Edson Queiroz

Na Figura 13 observa-se a evolução temporal dos parâmetros acima citados para o açude Edson Queiroz. Os parâmetros para este açude exibem uma forte sazonalidade. Na estação chuvosa de 2003, o aumento no volume do reservatório de 106,7 hm³ (42,5% da capacidade) para 175,97 hm³ (70,1%) resultou em uma rápida redução da CE, de 460 para 170 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, e da concentração de Cl⁻, de 1,80 para 0,58 mmol_c.L⁻¹, atingindo em abril/2003 o seus valores mínimos de 130 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e 0,53 mmol_c.L⁻¹, respectivamente.

Simultaneamente, com a chegada das águas de renovação derivadas das chuvas, empobrecidas em ¹⁸O em relação à água acumulada, o $\delta^{18}\text{O}$ das águas liberadas pelo reservatório (vale lembrar, neste contexto, que as águas foram coletadas na válvula da barragem) caiu bruscamente de aproximadamente +4,5‰ para -7,2‰ (abril/2003).

Segue de abril a julho, um aumento acentuado tanto para $\delta^{18}\text{O}$ como para CE e concentração de Cl⁻. A partir daí, até o final da época seca de 2003, registra-se um aumento lento e contínuo dos parâmetros observados. É notável que, neste período (de julho a dezembro), o crescimento das concentrações dos sais, medido pela CE e pela concentração de Cl⁻, corresponde em boa aproximação à redução do volume (enquanto as fortes mudanças entre abril e julho não se espelham na curva do volume acumulado em função do tempo).

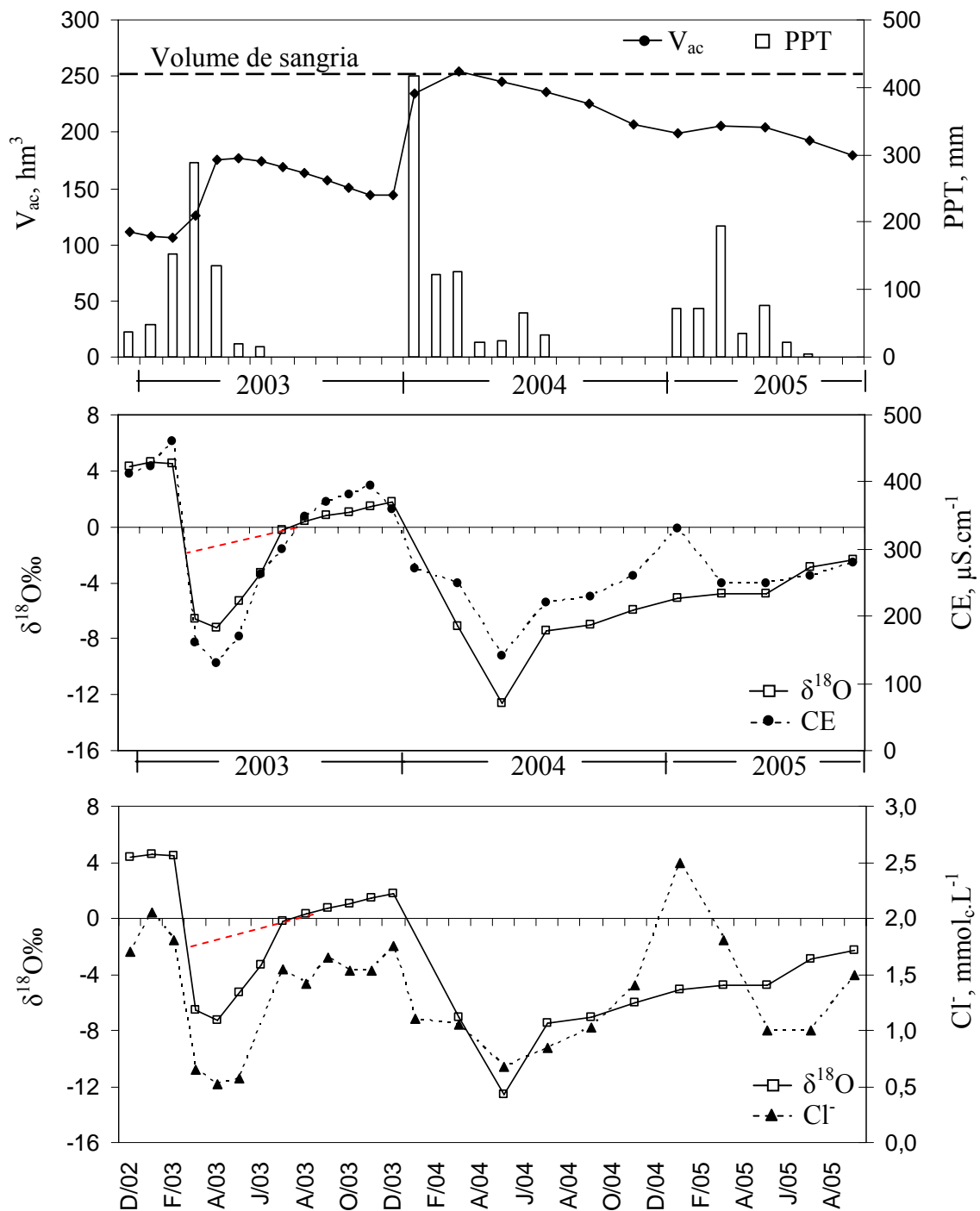


FIGURA 13 - Açude Edson Queiroz: Variação temporal da precipitação (PPT) no posto Logradouro, volume acumulado (V_{ac}), oxigênio-18 ($\delta^{18}\text{O}$), condutividade elétrica (CE) e da concentração do cloreto (Cl^-).

No ano de 2004, a ocorrência de uma alta precipitação na região durante o mês de janeiro (417,4 mm), seguida por dois meses com precipitação média de 125 mm, fez com que o reservatório atingisse sua capacidade máxima e vertesse durante os meses de fevereiro e março. Verifica-se, que somente em maio, foram registrados os menores valores de CE e $\delta^{18}\text{O}$, $140 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e $-12,62\%$, respectivamente. Segue até julho, uma subida forte destes dois parâmetros; a partir daí, um aumento lento e contínuo acontece.

Chamam a atenção os valores mínimos de $\delta^{18}\text{O}$ observados nas estações chuvosas nos anos de 2003 e 2004, que foram surpreendentemente baixos, considerando que se trata de corpo d'água superficial e o valor médio ponderado de $\delta^{18}\text{O}$ das chuvas na região é de -2 a -3% (IAEA, 1981).

O ano de 2005 apresentou baixo índice de precipitação pluviométrica, com a maior pluviosidade mensal registrada em março (196 mm). Não foram observadas grandes variações do volume acumulado no reservatório. Devido à pequena renovação das águas e à forte ação da evaporação sobre as águas acumuladas, os valores de $\delta^{18}\text{O}$ não apresentaram redução, mas sim, um aumento lento durante as duas estações do ano. Mesmo não havendo mudança drástica no volume durante a estação chuvosa de 2005, observa-se uma mudança drástica na composição química da água no mês de janeiro que, à primeira vista, desperta suspeita de erro de medida, porém, verifica-se que CI apresenta no mesmo mês, comportamento semelhante ao da CE. O efeito é certamente causado pela lixiviação dos solos pelas primeiras chuvas da estação. Como a pluviosidade em 2005 foi reduzida, manifestou-se fortemente. Fenômeno este já observado, com menor intensidade, em 2003.

Percebe-se, que com as primeiras chuvas de 2003 ocorre um aumento na concentração dos sais (CE e CI). Quando as chuvas se estabelecem e o reservatório aumenta de volume, estes sais sofrem diluição, diminuindo a sua concentração na água de renovação. Em 2004, provavelmente devido as fortes chuvas ocorridas em janeiro (417 mm), não foram observados picos para a CE nem para a concentração do CI, pois, apesar das chuvas terem proporcionado a lavagem do solo, a alta intensidade causou forte diluição.

Calculando o gradiente evaporimétrico $\Delta\delta^{18}\text{O}/\Delta f$ para o açude Edson Queiroz, verifica-se para a estação seca (de julho a dezembro) de 2003 uma variação de $\delta^{18}\text{O} \approx 2\%$ (1,97%) com uma variação relativa de volume $\Delta f \approx 15\%$ (14,55%), equivalente a um gradiente $\Delta\delta^{18}\text{O}/\Delta f \approx 1,3\%/10\%$; portanto, em plena concordância com o valor para um reservatório sob domínio da evaporação (Santiago, 1984). Na estação seca de 2004, considerada de julho/2004 a janeiro/2005, observa-se um comportamento semelhante. O gradiente evaporimétrico não foi determinado para 2005, por terem sido coletados apenas dois

meses de dados nessa estação. Este comportamento pode ser observado em outros açudes do semi-árido nesta mesma época do ano, pois, neles, a evaporação é a principal causa de salinização (Queiroz, 2000; Suassuna, 2004).

6.1.1.3 Açude Araras

Na Figura 14, apresenta-se à evolução temporal dos parâmetros volume de água acumulado (hm^3), precipitação (mm), condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), concentração de cloreto ($\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$) e oxigênio-18 ($\delta^{18}\text{O}$), correspondentes às amostras coletadas da galeria do açude Araras. Este reservatório é o maior em acumulação na bacia e o quarto maior do Estado do Ceará.

Percebe-se as boas condições de armazenamento e renovação do reservatório quando submetido a períodos regulares de precipitação. No final da estação seca de 2002, o açude se encontrava com 76% (677 hm^3) da sua capacidade máxima de acumulação. A precipitação acumulada de 1.030 mm na estação chuvosa de 2003 (janeiro a junho) possibilitou o aumento do volume estocado à sua capacidade máxima (891 hm^3) e promoveu “sangria” durante os meses de abril e maio.

O aumento no volume foi acompanhado por uma redução brusca em $\delta^{18}\text{O}$, que passou de +2,80 em janeiro/2003 para -1,66 ‰ em abril acompanhado por uma diminuição da CE e Cl^- . Em janeiro de 2003, a CE era de $250 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e Cl^- de $0,73 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ passando em abril para $190 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e $0,53 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente. Segue para os próximos três meses, um aumento acentuado dos parâmetros.

Somente a partir de julho, início da estação seca, é evidenciada a ação da evaporação sobre as águas, quando então se observa um enriquecimento acentuado do $\delta^{18}\text{O}$ nas águas, chegando ao final desta estação, em dezembro/2003, a +1,54 ‰, com um volume de água acumulada de $690,93 \text{ hm}^3$ (22,5%). A CE apresenta uma variação no seu comportamento de março a dezembro, mas segue a tendência de crescimento de $\delta^{18}\text{O}$. Com relação a CE e concentração de Cl^- , verifica-se um descompasso entre as curvas.

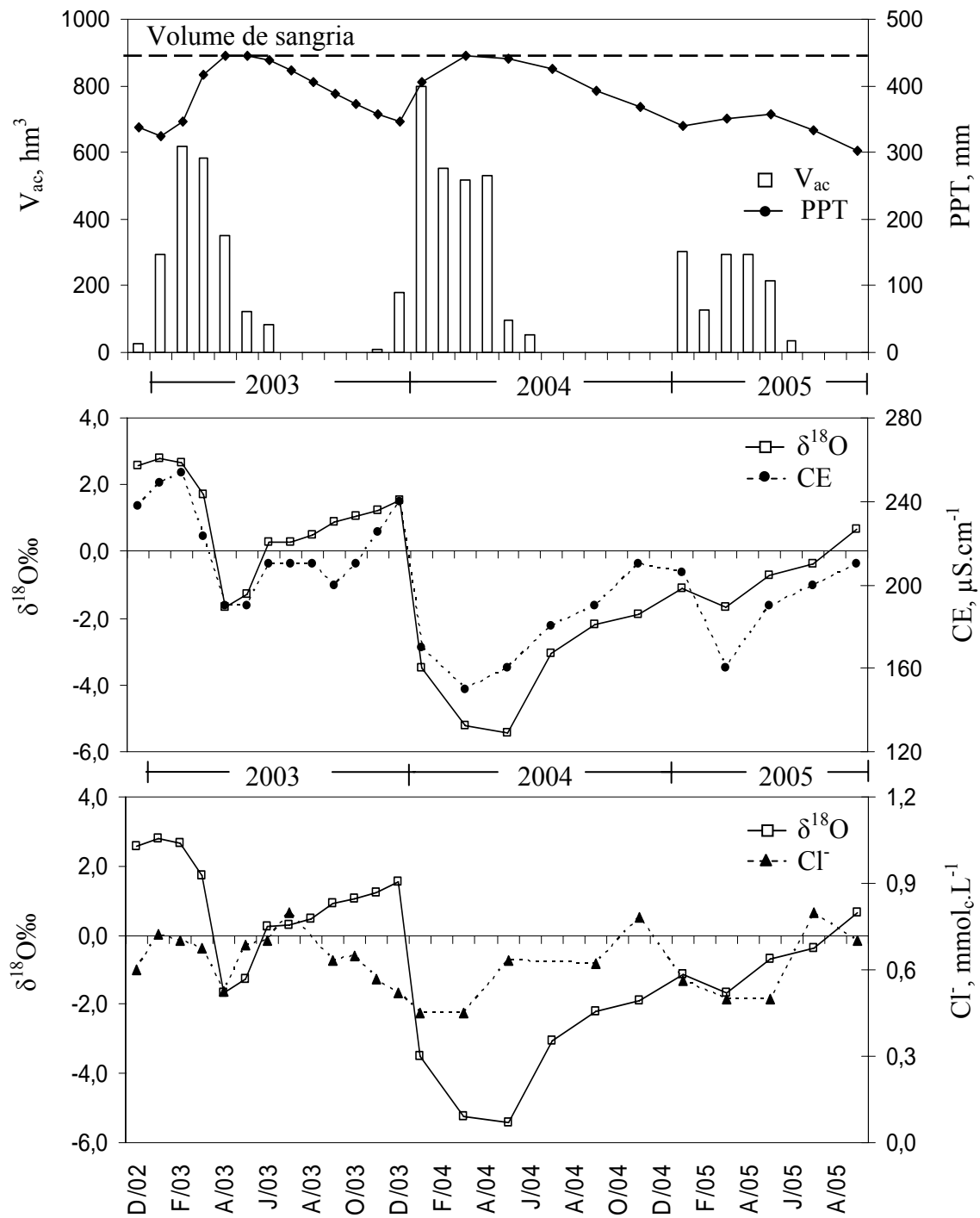


FIGURA 14 - Açude Araras: Variação temporal da precipitação (PPT) no posto Varjota, volume acumulado (V_{ac}), oxigênio-18 ($\delta^{18}O$), condutividade elétrica (CE) e da concentração do cloreto (Cl^-).

Em 2004, as fortes precipitações ocorridas na estação chuvosa (1.121 mm) produziram uma elevação do volume, de maneira que o açude “sangrou“ durante quase quatro meses. A entrada de água nova provocou um rebaixamento do $\delta^{18}\text{O}$ nas amostras coletadas, que passou de +1,54‰ em dezembro/2003, para -5,23‰ em março/2004. Ainda influenciado pelas chuvas intensas ocorridas em abril, $\delta^{18}\text{O}$ atingiu no mês de maio um valor de -5,42‰, o mais baixo observado neste ano. As curvas de CE e Cl^- e $\delta^{18}\text{O}$ apresentaram o mesmo padrão de comportamento sazonal neste ano.

Em 2005, as baixas precipitações ocorridas (634 mm) na estação chuvosa não foram suficientes para promover aumento significativo no volume do reservatório, sendo este de apenas 5% (de 679 para 715 hm^3), mas a entrada de água nova se manifesta por uma redução notável da salinidade das águas amostradas. A CE baixou de 210 para 160 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e o Cl^- de 0,78 para 0,50 $\text{mmol}_c\cdot\text{L}^{-1}$.

O cálculo do gradiente evaporimétrico para a estação seca (julho a dezembro) de 2003, determinado a partir de $\Delta\delta^{18}\text{O} \approx 1,3 \text{‰}$ e $\Delta f \approx 21\%$ (184,6 hm^3) resultou em $\Delta\delta^{18}\text{O}/\Delta f$ de 0,62‰/10%. Este resultado é um indicativo que as perdas de água neste açude, diferente dos casos anteriormente descritos, não ocorrem principalmente por evaporação, mas sofrem forte influência das retiradas para os múltiplos usos do reservatório.

Na estação seca (julho/04 a janeiro/05) de 2004, $\Delta\delta^{18}\text{O} \approx 2\text{‰}$ (1,94‰) e $\Delta f \approx 20\%$ (171,8 hm^3) geram um gradiente $\Delta\delta^{18}\text{O}/\Delta f$ de 1,0‰/10%. Esse valor, também menor que o encontrado por Santiago (1984) para perdas exclusivamente por evaporação, indica significativas retiradas para uso.

6.1.1.4 Açude Ayres de Souza

A Figura 15 mostra o comportamento temporal dos parâmetros volume acumulado, oxigênio-18, condutividade elétrica e concentração de Cl^- nas águas do açude Ayres de Souza.

Em janeiro de 2003, o açude apresentava-se com o volume de água acumulado de 73,42 hm^3 (70% do seu volume máximo). A precipitação acumulada de 893,7 mm ocorrida na estação chuvosa, a seguir, foi suficiente para promover “sangria” no reservatório por quase quatro meses (março a junho). Os menores valores de $\delta^{18}\text{O}$ e CE foram observados em abril quando chegaram a -3,29 ‰ e 95 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, respectivamente.

Na estação seca (considerada de julho a novembro) de 2003, verificou-se que a redução no volume em torno de 22% (100,97 para 78,96 hm³) foi acompanhada por um aumento da mesma ordem na CE (110 para 131 μS.cm⁻¹). As medidas de δ¹⁸O comprovam a influência da evaporação neste caso. Semelhante ao ocorrido no açude Araras, observou-se um descompasso entre as curvas de CE e concentração de Cl⁻ neste ano.

No início da estação chuvosa de 2004, o reservatório encontrava-se com um volume acumulado de 95,24 hm³ (91% da sua capacidade máxima). A precipitação de 371 mm ocorrida na região, somente no mês de janeiro, possibilitou a elevação do volume do reservatório à sua capacidade máxima e o estabelecimento da estação chuvosa (precipitação total acumulada de 962,9 mm) promoveu “sangria” durante um período de praticamente sete meses. Somente no mês de maio, δ¹⁸O atingiu seu menor valor, -4,11‰. Na estação seca de 2004, considerada de setembro/2004 a janeiro/2005, observa-se que a redução de 19% (96,6 para 78,5 hm³) no volume do reservatório foi acompanhada de um aumento de 16% na CE.

Calculando o gradiente evaporimétrico $\Delta\delta^{18}\text{O}/\Delta f$ para o açude Ayres de Souza, verifica-se para a estação seca (de julho a novembro) de 2003 uma variação de $\delta^{18}\text{O} \approx 1,77 \text{‰}$ com uma variação relativa de volume $\Delta f \approx 21,8\%$, que equivale a $\Delta\delta^{18}\text{O}/\Delta f \approx 0,81 \text{‰}/10\%$. Na estação seca de 2004, considerada de setembro/2004 a janeiro/2005, observou-se $\Delta\delta^{18}\text{O} \approx 1,38\text{‰}$ e $\Delta f \approx 19\%$ gerando um $\Delta\delta^{18}\text{O} / \Delta f \approx 0,73\text{‰}/10\%$. Estes valores, distantes do resultado encontrado por Santiago (1984) em tanque “classe A”, mostram que as perdas de água por retiradas, para os diversos usos do reservatório, são significativas.

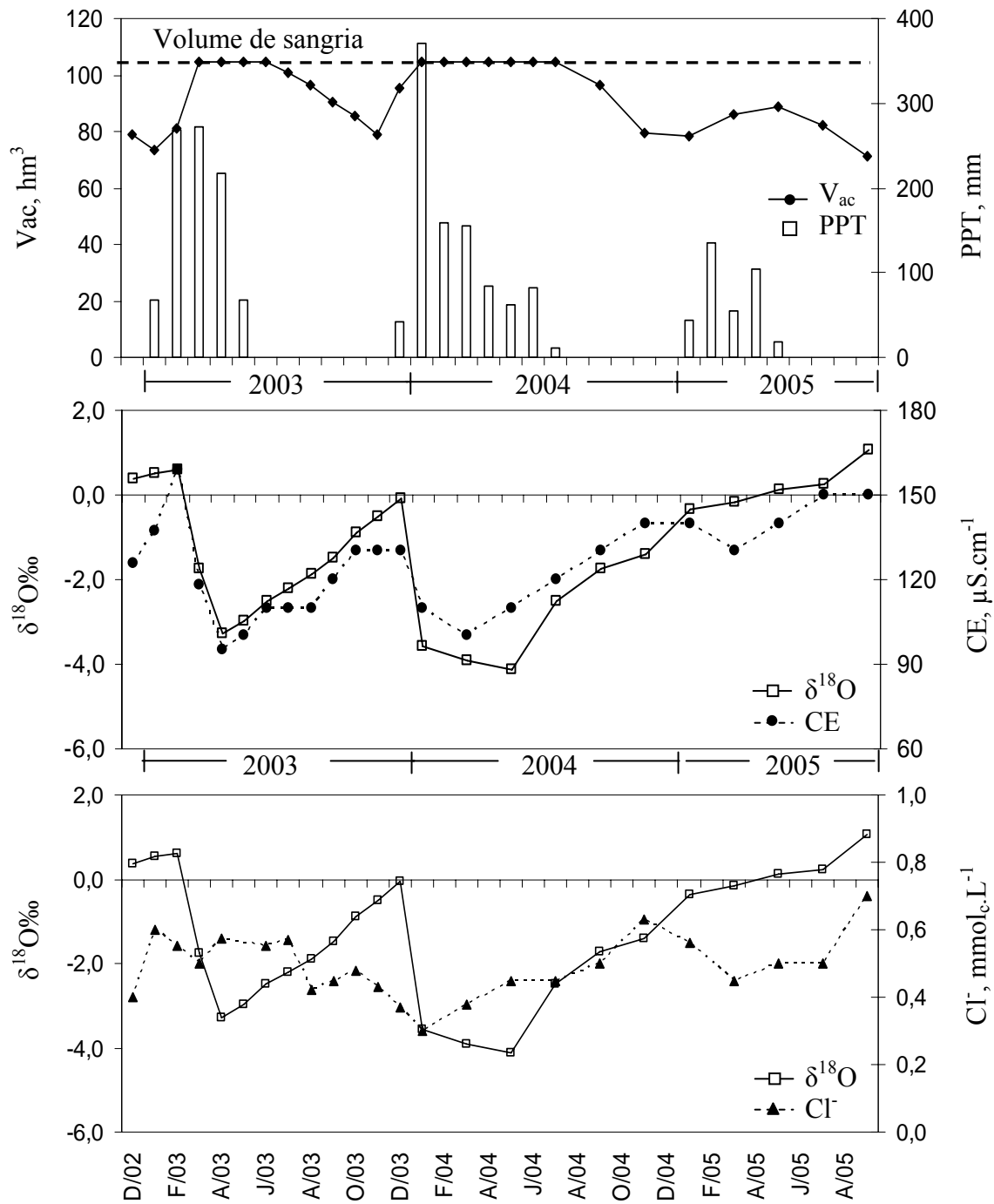


FIGURA 15 - Açude Ayres de Souza: Variação temporal da precipitação (PPT) no posto Jaibaras, volume acumulado (V_{ac}), oxigênio-18 ($\delta^{18}\text{O}$), condutividade elétrica (CE) e da concentração do cloreto (Cl^-).

6.1.1.5 Açude Acaraú Mirim

A evolução temporal dos parâmetros avaliados (V_{ac} , $\delta^{18}O$, CE e Cl^-) para o açude Acaraú Mirim pode ser observada na Figura 16. Vê-se que, mesmo no final do período seco de 2002 (dezembro), o reservatório apresentou um volume de água acumulada de 42,24 hm³, correspondente a 81,2% da sua capacidade máxima. Neste mês, a CE era de 260 $\mu S.cm^{-1}$ e $\delta^{18}O$ de 1,38 ‰.

Com as primeiras chuvas ocorridas em janeiro/2003, o reservatório teve um acréscimo no seu volume de água acumulado, mas o conteúdo isotópico da água coletada, na galeria de saída do reservatório, neste mês ainda apresentou valor crescente de $\delta^{18}O$ (1,70 ‰); comportamento este também observado para Cl^- .

Já em fevereiro, quando as chuvas acumuladas na estação somavam 386,8 mm, o reservatório alcançou sua capacidade máxima de acumulação e sangrou. No mês de março somente, com o açude sangrando, vê-se uma redução brusca de $\delta^{18}O$ nas águas coletadas na saída do reservatório, como resultado da entrada de águas mais empobrecidas em ^{18}O , chegando a -4,10‰. Verifica-se que o reservatório passou cinco meses sangrando. A partir de julho, teve início a redução do volume acumulado no reservatório.

Calculando a $\Delta\delta^{18}O$ em relação à variação do volume de água remanescente (Δf) para o período seco (julho a dezembro) de 2003, obteve-se um gradiente evaporimétrico de 1,5‰/10% ($\Delta\delta^{18}O = 2,88‰$ e $\Delta f = 19,2\%$). O mesmo gradiente não pôde ser calculado para 2004 e 2005 devido ao curto período seco avaliado nestes anos, uma vez que as coletas foram realizadas a cada dois meses.

Observando o comportamento das curvas de CE, Cl^- e $\delta^{18}O$ nas águas do açude Acaraú Mirim (Figura 16) verifica-se que existe mesma tendência de crescimento e redução sazonais durante o período avaliado. Nota-se que a concentração de sais na água amostrada continua aumentando mesmo o reservatório sangrando. Este crescimento registrado após o período de intensa precipitação aconteceu de abril a maio em 2003 e de junho a julho em 2004. Em seguida, observa-se o crescimento de cloreto nas águas, em consequência da evaporação.

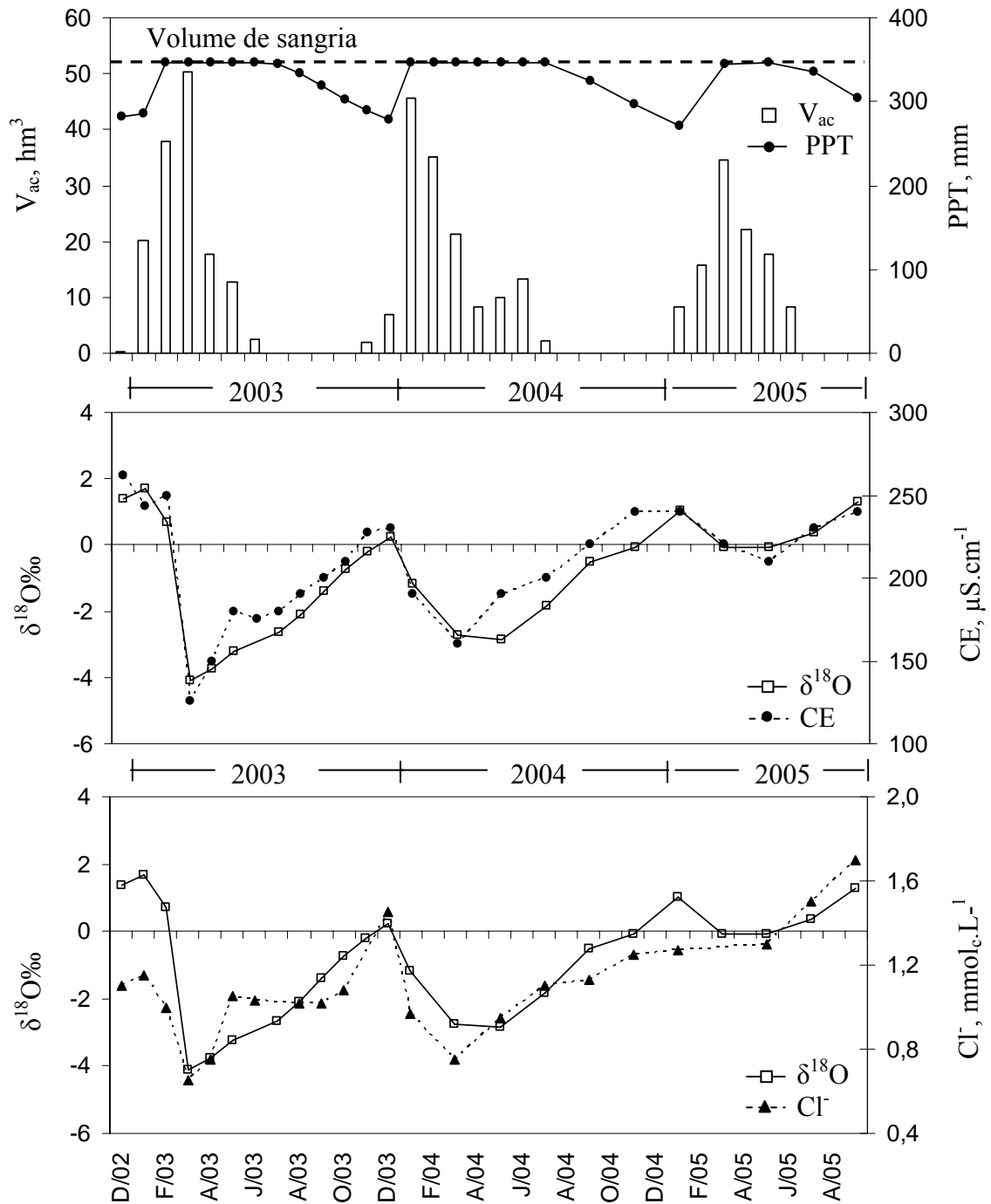


FIGURA 16 - Açude Acaraú Mirim: Variação temporal da precipitação (PPT) no posto Massapê, volume acumulado (V_{ac}), oxigênio-18 ($\delta^{18}O$), condutividade elétrica (CE) e da concentração do cloreto (Cl^-).

6.1.1.6 Discussão

De acordo com os resultados descritos no item 6.1 verifica-se que dois importantes processos ocorrem no período de recarga das águas nos açudes e são responsáveis pela diferenciação do comportamento qualitativo dos mesmos: a renovação das águas e a ocorrência de estratificação.

- Renovação das águas

A renovação das águas nos reservatórios depende diretamente da quantidade de água precipitada na estação chuvosa sobre a região, da sua distribuição na bacia hidrográfica, bem como das características geométricas do reservatório. Estas últimas são decisivas para o processo de salinização dos reservatórios.

Conforme descrito no Capítulo 5, a bacia do Acaraú é dividida praticamente ao meio, ao longo do seu comprimento, pelo seu rio principal, estando os dois lados sob a influência de tipos climáticos distintos. Pode-se observar que na margem esquerda do rio predomina o tipo Aw' (Clima Tropical Chuvoso), onde estão inseridos os açudes Araras, Ayres de Souza e Acaraú Mirim; enquanto na margem direita predomina, o tipo SBw'h'(Clima Semi-árido quente), onde estão localizados os açudes Edson Queiroz e Forquilha.

A diferença na distribuição espacial e temporal da precipitação nos dois lados da bacia, e até mesmo entre os postos sob condições climáticas semelhantes, pode ser observada na Figura 17. Tal comportamento dita o volume de recarga para os açudes.

Na margem direita, área de maior influência do semi-árido cristalino, as precipitações são mais escassas e, conseqüentemente, as aflúências são menores. Na região do açude Forquilha a precipitação média foi baixa, em torno de 632 mm, e houve baixos escoamentos. Como conseqüência, o açude Forquilha foi o único, avaliado nesta pesquisa, que não apresentou vertimentos no período estudado (2003 a 2005).

Associado a isto, este açude apresenta características geométricas que não favorecem a renovação de suas águas. De acordo com os dados da Tabela 5 (Capítulo 3) verifica-se que a razão entre a área da bacia hidráulica (a) e a da bacia contribuinte (A) é de 4,6 %. Este valor, muito próximo à razão observada para o mar Morto, demonstra uma baixa capacidade de renovação das águas deste açude que, mesmo sendo o reservatório de menor acumulação (50 hm^3) e mais raso entre os estudados ($V/A = 5,6 \text{ m}$), não chegou a verter.

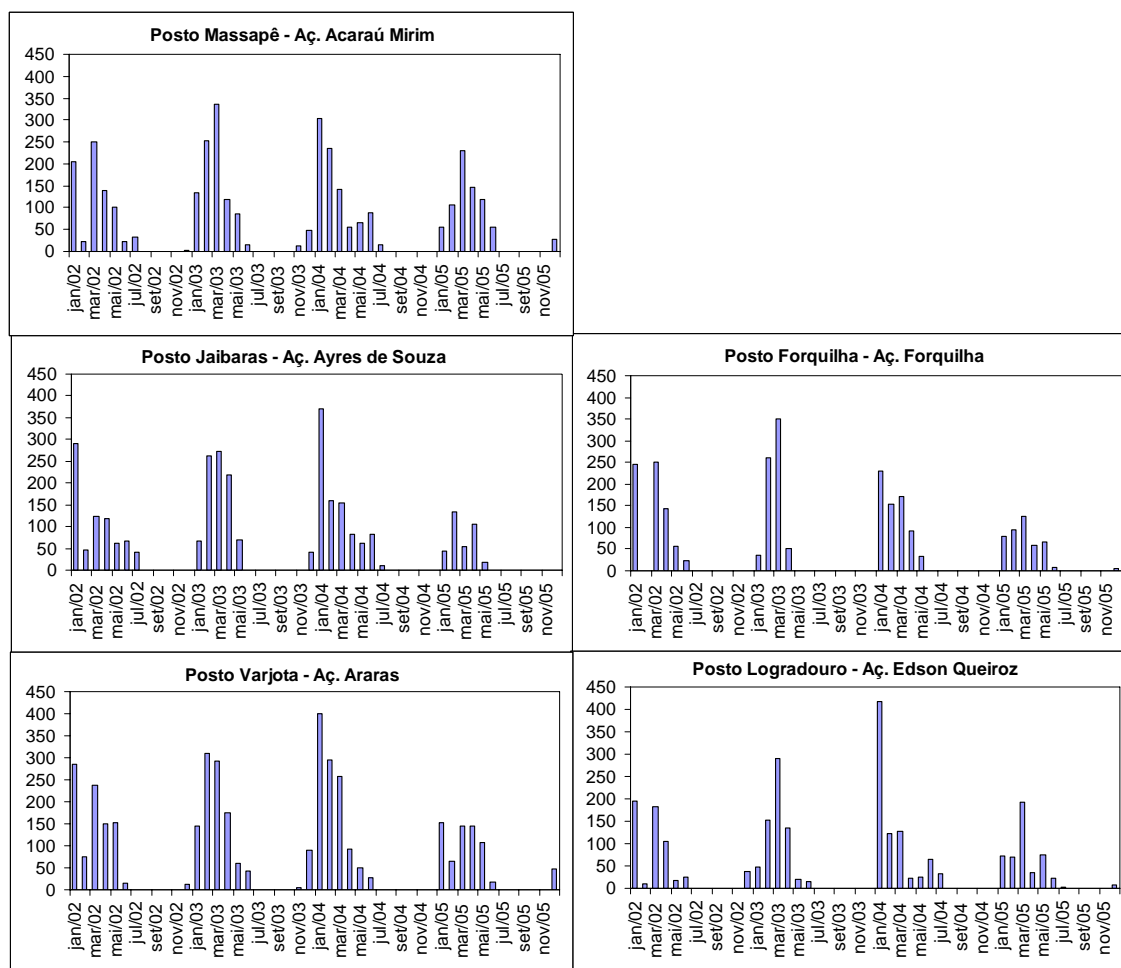


FIGURA 17 - Precipitação pluviométrica mensal (de janeiro de 2002 a dezembro de 2005), nas estações da parte oeste (à esquerda) e da parte leste (à direita) da bacia do rio Acaraú.

Já o açude Edson Queiroz, sob as mesmas condições climáticas que o açude Forquilha, região de baixa pluviosidade anual média (≈ 620 mm), devido à distribuição das chuvas ocorridas em 2004, sangrou. Somente em janeiro, registrou-se na região uma precipitação de 417,4 mm que, seguida por precipitação de 126 mm em fevereiro, foi suficiente para gerar maiores escoamentos e, conseqüentemente sangria do açude. Além da intensidade das chuvas observadas neste mês, os parâmetros geométricos do açude, como a razão $a/A = 1,5\%$ mostram-se favoráveis à renovação.

Na região do Posto Massapê, localizado na margem esquerda do rio e sob a influência do clima do tipo Aw' , verificou-se uma pluviosidade média superior a 850 mm e sangria do açude Acaraú Mirim nas estações chuvosas de todo o período estudado. Este

reservatório, com capacidade de acumulação de 52 hm³ e profundidade média de 6,96 m, apresenta características geométricas próximas aos do açude Forquilha, porém a razão entre a área da bacia hidráulica e a da bacia contribuinte deste açude é quase 3 vezes menor (1,6%) que a do açude Forquilha, o que confere uma maior capacidade de renovação de suas águas.

Ainda na margem esquerda do rio, onde estão inseridos os açudes Araras e Ayres de Souza, verifica-se que as chuvas ocorrem em maior quantidade e são bem mais distribuídas no tempo que na margem direita (Figura 17), o que garante afluência média mais elevada e contínua aos reservatórios. Observa-se que a pluviosidade acumulada foi bastante regular nos anos de 2003 e 2004 nesta margem, com valores em torno de 926 mm no posto Jaibaras e de 1120 mm no posto Varjota, e a distribuição das chuvas determinou o tempo de sangria dos reservatórios. As chuvas intensas ocorridas principalmente no mês de janeiro de 2004 geraram um grande volume de escoamento e, causaram um período de sangria mais extenso. Enquanto em 2003, o açude Araras sangrou por cerca de dois meses e o Jaibaras por cerca de quatro; em 2004, o açude Araras sangrou por cerca de quatro meses e o açude Ayres de Souza por cerca de seis meses.

Aliado às condições climáticas da região, constata-se que os açudes Araras e Ayres de Souza apresentam parâmetros geométricos favoráveis à renovação das águas. O açude Araras, com grande capacidade de acumulação (de 891 hm³), possui razão entre as áreas das bacias hidráulica e contribuinte ($a/A = 2,7\%$) e profundidade média ($V/A = 9,25$ m) que favorecem a renovação. O mesmo acontece com o Ayres de Souza, com capacidade de acumulação de 104,4 hm³, $a/A = 1,2\%$ e $V/A = 8,1$ m. O que concorda com Santiago (1984) estudando os reservatórios Caxitoré e Pereira de Miranda na bacia do Curu, mostrando que quanto menor a razão a/A maior a capacidade de renovação das águas. Fato que se confirmou com as sangrias observadas.

Além das características da renovação em termos de volume, é possível traçar a distribuição da água nova no reservatório. As águas pluviais têm valores mais baixos de $\delta^{18}\text{O}$, e as águas sob evaporação (objeto desse estudo) sofrem enriquecimento em ^{18}O e apresentam valores de δ maiores que nas águas pluviais, por isso, foi possível, através deste isótopo, distinguir entre as águas residentes do açude (expostas à evaporação) e as águas da renovação.

- Estratificação

De acordo com os resultados descritos no item 6.1.1 observa-se a ocorrência de dois tipos de comportamentos dos reservatórios durante a época chuvosa. O primeiro, caracteriza-se pela queda de $\delta^{18}\text{O}$, CE e Cl^- com o aumento do volume do açude no início das chuvas, seguido por um aumento lento e constante destes parâmetros durante os meses secos; o segundo tipo, mostra uma queda mais acentuada e súbita nos três parâmetros no início da época chuvosa com aumento rápido durante 2 a 3 meses para, somente depois disso, seguir o aumento lento até o final do ano.

O primeiro tipo de comportamento pode ser exemplificado observando o açude Ayres de Souza. Na Figura 18 vê-se que $\delta^{18}\text{O}$ aumenta durante o período seco com a diminuição do volume. Com a chegada das chuvas, que tem concentração isotópica mais baixa do que a do reservatório, o valor de $\delta^{18}\text{O}$ diminui. Quando as chuvas são intensas e concentradas num período curto, a variação é rápida como aconteceu em fevereiro e março de 2003 (Figura 17). Mesmo cessadas as chuvas, o reservatório continuou sangrando, mas os valores de $\delta^{18}\text{O}$ começaram a aumentar. Este fato está ligado à evaporação sofrida pela água ao longo da sua trajetória ao reservatório. Este comportamento é, então, seguido por um aumento lento e contínuo deste parâmetro nos meses secos causado pelo processo de evaporação. Este comportamento de redução brusca na época da renovação e crescimento lento e contínuo pela evaporação na estação seca é dito “normal” em reservatórios bem misturados.

Comportamento semelhante foi observado por Santiago (1984) no açude Pereira de Miranda, onde se observou aumento de oxigênio-18 com diminuição de volume, durante período seco e, redução brusca na concentração de oxigênio-18 com o aumento do volume entre nos meses de fevereiro e abril de 1980 e, de março a abril de 1981 (Figura 19).

Com relação à salinidade, observa-se a ocorrência de um aumento na concentração salina das águas logo após as primeiras precipitações de 2003. Este fato parece estar ligado à lixiviação dos solos, uma vez que após as precipitações mais intensas a CE diminui.

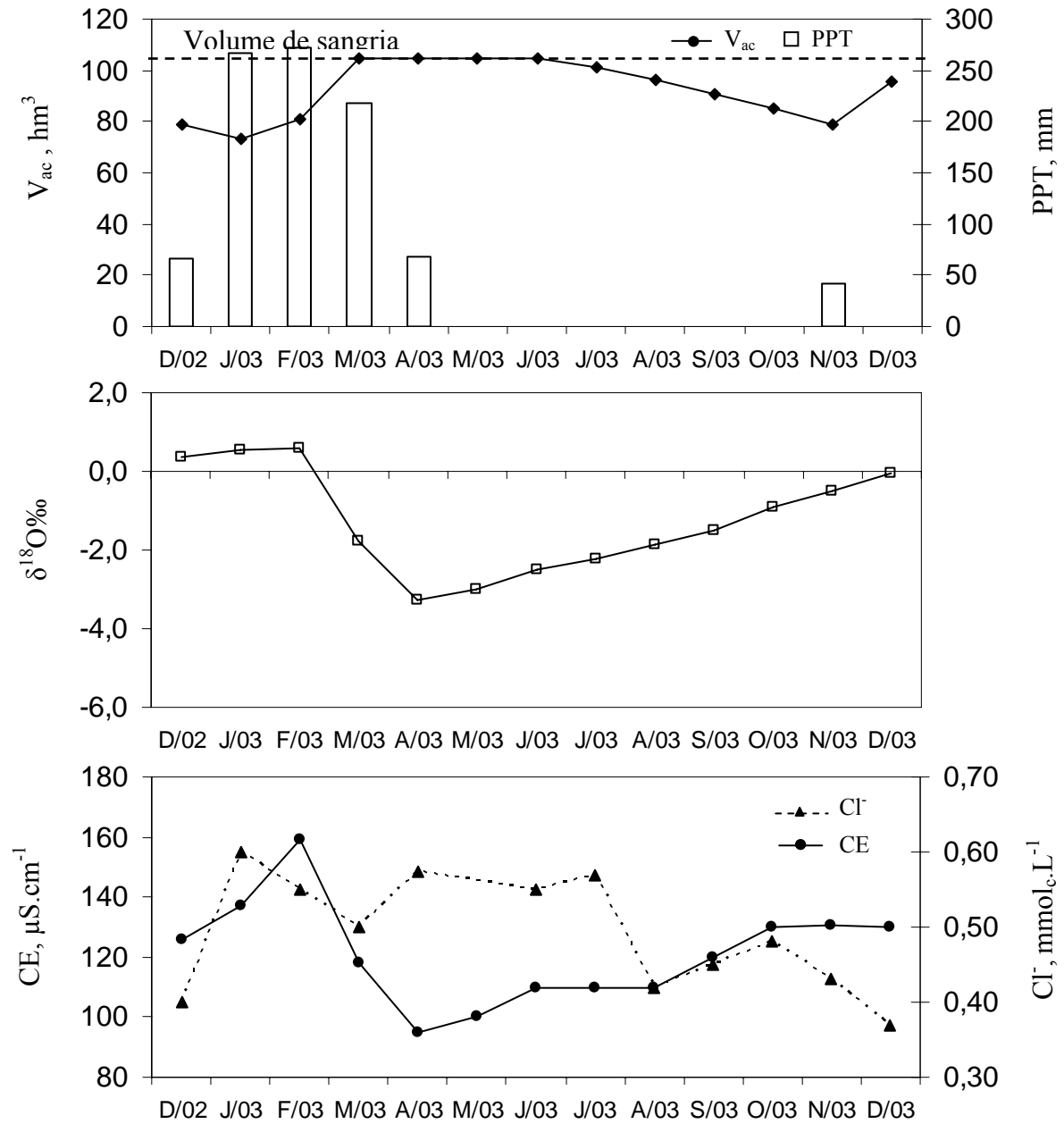


FIGURA 18 - CE, Cl^- e $\delta^{18}O$ no açude Ayres de Souza no período de dezembro de 2002 a dezembro de 2003.

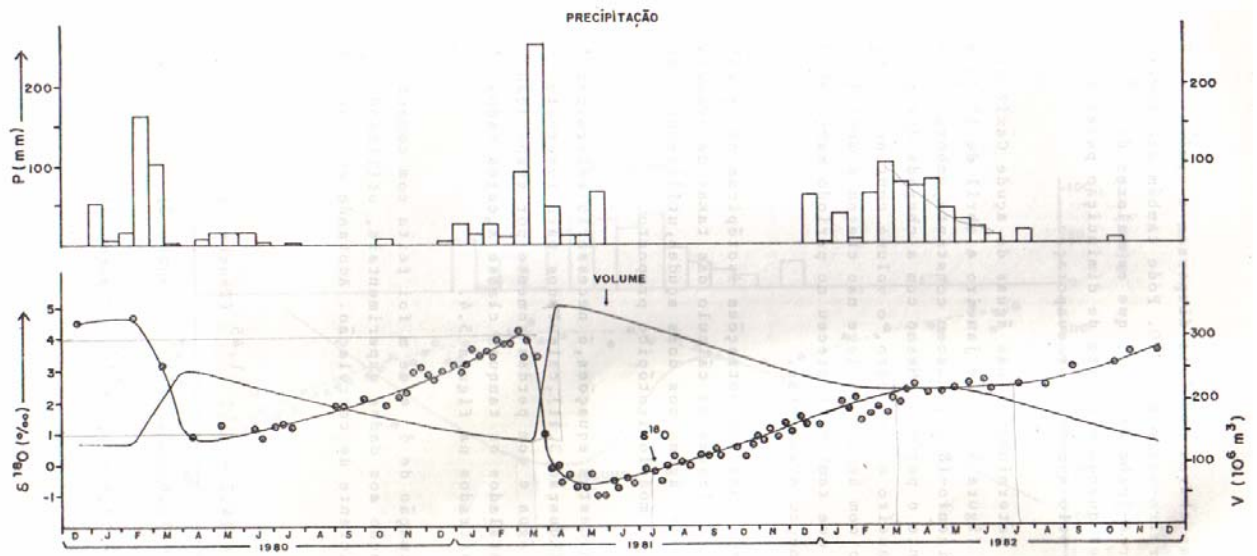


FIGURA 19 – Variação de $\delta^{18}\text{O}$, volume e precipitação em função do tempo, no açude Pereira de Miranda (SANTIAGO, 1984).

O segundo tipo pode ser exemplificado observando o comportamento do açude Edson Queiroz em 2003 (Figura 20). Neste reservatório a diminuição drástica de $\delta^{18}\text{O}$, CE e Cl^- ocorreu entre os meses de fevereiro e abril de 2003, período mais chuvoso, seguido por um aumento rápido dos parâmetros entre abril e julho de 2003. Este comportamento de rebaixamento drástico, seguido por aumento rápido dos parâmetros na época da renovação é indicio de estratificação das águas no reservatório.

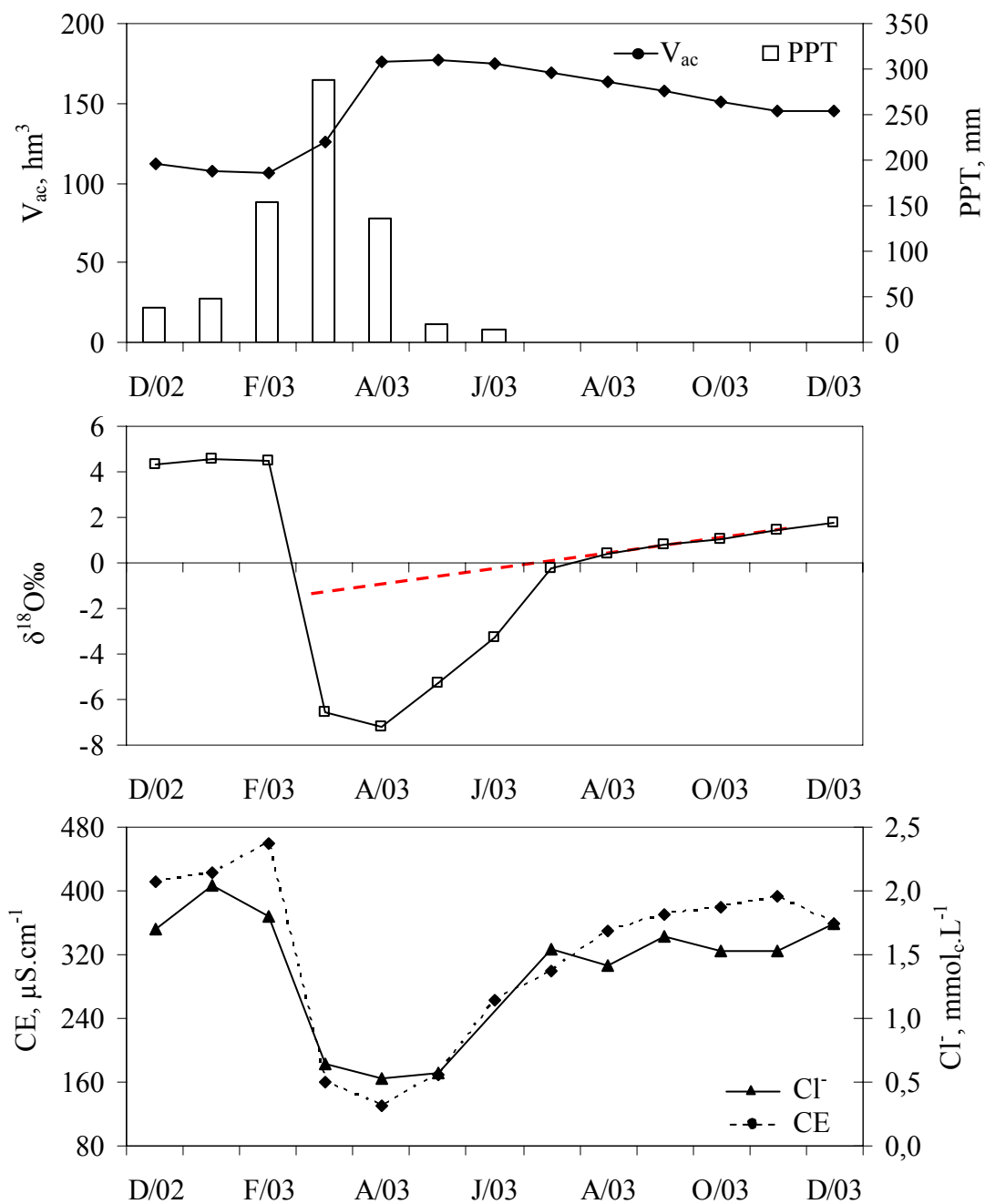


FIGURA 20 - CE, Cl^- e $\delta^{18}\text{O}$ no açude Edson Queiroz entre dezembro de 2002 e dezembro de 2003.

Para testar a hipótese da ocorrência de estratificação neste reservatório, foi realizado, sob pressuposto de um reservatório bem misturado, o cálculo de mistura ponderada das águas e determinado os valores de CE, Cl^- e $\delta^{18}O$ para a água de recarga do período de fevereiro a maio de 2003 (Este cálculo não pode ser realizado para 2004, uma vez que o açude sangrou de janeiro a março).

O cálculo foi realizado através da equação: $Cr = (C_f \cdot V_f - C_i \cdot V_i) / Vr$, usando Cr para concentração de Cl^- , sais totais (CE) e ^{18}O e, Vr , volume da recarga; C_i e V_i , a concentração e volume inicial do reservatório e C_f e V_f , concentração e volume do reservatório após a recarga. Os valores iniciais e finais utilizados nos cálculos foram respectivamente: $V_i = 106,7 \text{ hm}^3$, $CE_i = 460 \text{ } \mu\text{S.cm}^{-1}$, $Cl_i = 1,8 \text{ mmolc.L}^{-1}$ e $\delta^{18}O_i = +4,52\%$ e $V_f = 175,97 \text{ hm}^3$, $CE_f = 130 \text{ } \mu\text{S.cm}^{-1}$, $Cl_f = 0,53 \text{ mmolc.L}^{-1}$ e $\delta^{18}O_f = -7,24 \%$. Assim, os valores encontrados para a recarga, sob o pressuposto de águas bem misturadas, foram de $-378 \text{ } \mu\text{S.cm}^{-1}$, $-1,43 \text{ mmolc.L}^{-1}$ e $-25,48 \%$ para CE_r , Cl_r e $\delta^{18}O_r$, respectivamente. Os valores negativos observados nos cálculos de mistura para CE e Cl^- não existem e o valor negativo de $\delta^{18}O$, nesta dimensão, é impossível de ocorrer na região. Conclui-se, portanto, que o pressuposto de um reservatório homogêneo é falso. Então, o corpo d'água estudado apresenta-se altamente estratificado e as amostras coletadas na saída (válvula) do açude não representam, nesta época, os valores médios dos parâmetros observados.

A partir da medição da temperatura da água na superfície e na saída (válvula) do reservatório evidencia-se a causa do fenômeno observado pela diferença de temperatura entre o corpo d'água e as águas de renovação. Uma diferença de 4°C foi encontrada, na época da renovação, entre as águas coletadas a 30 cm da superfície e as coletadas na válvula de liberação (água de camada mais profunda) do açude Edson Queiroz. O que concorda com estudos de Tundisi et al. (1981), que mostram que uma diferença térmica muito acentuada entre as camadas da superfície e as do fundo, pode chegar até 10°C , em reservatórios tropicais, mas em geral não excedem de 5° a 7°C .

Na faixa de temperatura de interesse, variando de 25°C para 30°C , a densidade de massa da água (ρ) sofre uma variação de $1,4 \text{ g.L}^{-1}$ (SIMETRIC, 2006); ou seja, aplicando interpolação linear, a variação de 1°C na temperatura causa uma diferença de densidade de aproximadamente $0,3 \text{ g.L}^{-1}$. Verifica-se que a diferença de temperatura de 4°C , medida entre as águas da superfície e do fundo no açude Edson Queiroz, resulta em uma variação da densidade de $1,12 \text{ g.L}^{-1}$. Para compensar a baixa temperatura das águas de recarga e evitar sua

submersão no reservatório, este teria que apresentar uma salinidade maior por $1,12 \text{ g.L}^{-1}$, ou seja, aplicando um fator de transformação para águas do semi-árido de 0,64, (RHOADES et al., 1992), uma condutividade elétrica maior por $1.750 \mu\text{S.cm}^{-1}$ em relação a água estocada; valor este muito acima do encontrado ($\approx 130 \mu\text{S.cm}^{-1}$) na amostra de água coletada em abril de 2003 (Figura 19).

A manutenção do fenômeno da estratificação nestas águas está diretamente ligada às condições climáticas. Na estação chuvosa, iniciando com o advento da zona de convergência intertropical – ZCIT, o movimento horizontal do ar é mínimo. Ao mesmo tempo, pela insolação reduzida e a cobertura vegetal do solo em torno do reservatório renovada, os ventos de convecção térmica sobre os açudes cessam (Figura 21). No período chuvoso de fevereiro a abril, observa-se amplitude térmica reduzida de $\approx 9^\circ\text{C}$, enquanto no período seco esta é de $\approx 13^\circ\text{C}$ (Cap. 3 Tabela 2) e ausência de ventos fortes. Assim, a manutenção de uma estratificação estável de longa duração é favorecida; nestas condições, enquanto o fluxo superficial afluente tem continuidade, a estratificação se mantém.



FIGURA 21 – Ilustração do efeito dos ventos sobre a superfície da água no período chuvoso (A) e seco (B) de 2003, bacia do Acaraú.

Como pode ser observado na Figura 20, a partir de abril verifica-se o início de um processo lento de desestratificação, com três meses de duração, durante o qual a água captada na válvula mostra os parâmetros analisados crescendo por mistura com camadas superiores. Somente a partir de julho (em resolução temporal de mês) até o final da época seca, o açude Edson Queiroz comporta-se como um reservatório homogeneizado, tendo as mudanças de $\delta^{18}\text{O}$, CE e Cl^- controladas pela evaporação. O gradiente evaporimétrico $\Delta\delta^{18}\text{O}/\Delta f$ de 1,3‰/10% encontrado confirma esta suposição.

Neste período do ano (estação seca), o revezamento entre estratificação e desestratificação em clima tropical é diário, como mostram Esteves (1998), Diniz (2004), Melo (2005) e Souza Filho et al. (2005). Durante o dia, a estratificação ocorre pelo aquecimento da camada superficial e, durante a noite, acontece a desestratificação pela ação

combinada dos ventos e do resfriamento da camada superior, provocando mistura total a cada 24 horas.

No semi-árido do Nordeste, durante a época seca, a forte insolação sobre o solo seco e o espelho d'água dos açudes produz, nas horas da tarde, antes do pôr do sol, uma forte convecção térmica do ar, provocando rajadas de ventos, diariamente na mesma direção, que causam forte movimento ondulatório da superfície, promovendo a mistura completa diária. Este comportamento pode ser observado na Figura 22.

Frisa-se que a estratificação com ritmo diário é bem mais fraca que a estratificação sazonal aqui observada.



FIGURA 22 – Visualização da forte ondulação da superfície da água no Edson Queiroz, na época seca por volta das 17 horas.

Voltando para o comportamento observado no açude Edson Queiroz, constata-se que, durante a época da renovação das águas, os valores de $\delta^{18}\text{O}$, CE e Cl^- encontrados para as amostras tomadas na válvula de saída do reservatório representaram mais as águas afluentes que o valor médio das águas estocadas. Extrapolando a reta do “comportamento normal” (de reservatório bem misturado, Figura 19) para o mês de abril (mês com os menores valores de $\delta^{18}\text{O}$, CE e Cl^-), como indicado nas figuras pela reta pontilhada, pode-se obter as propriedades aproximadas das águas de recarga, usando os valores de $\text{CE}_f \approx 300 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, $\text{Cl}_f^- \approx 1,30 \text{ mmol}_c\cdot\text{L}^{-1}$ e $\delta^{18}\text{O}_f \approx -1,2 \text{ ‰}$ para o reservatório (fictício) bem misturado ($V_i = 106,7 \text{ hm}^3$, $\text{CE}_i = 460 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, $\text{Cl}_i^- = 1,8 \text{ mmol}_c\cdot\text{L}^{-1}$ e $\delta^{18}\text{O}_i = +4,52\text{‰}$). Refazendo o cálculo

de mistura com estes valores, obteve-se para a água da renovação $CE_r \approx 54 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, $Cl_r \approx 0,53 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ ($18,7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e $\delta^{18}\text{O}_r \approx -9,98 \text{ ‰}$. Neste caso, os valores são bastante razoáveis.

Chamam a atenção, porém, os valores de $\delta^{18}\text{O}$ medido ($-7,24 \text{ ‰}$) e estimado ($9,98 \text{ ‰}$). Tendo em vista que o valor médio ponderado das chuvas na região é de -2 a -3 ‰ de acordo com os dados da IAEA (1981), este valor medido só seria possível para chuvas muito fortes e/ou massas úmidas que já perderam água em eventos precedentes. Neste contexto verificou-se no ano seguinte (maio de 2004) um valor de $\delta^{18}\text{O}$ ainda mais baixo, de $-12,62 \text{ ‰}$, medido na saída do açude. Este valor pareceu tão errado que foi pedido repetição de todas as medidas – que confirmou os resultados. O fenômeno exigiu uma explicação.

Valores bastante reduzidos da razão isotópica na precipitação foram encontrados por Gedzelman & Lawrence (1990), Lawrence (1998) e Lawrence et al. (1998 apud Lawrence et al., 2006) e atribuídos à ocorrência de ciclones tropicais e extratropicais. A chuva que cai arrasta isótopos pesados do vapor de ar convergindo para os furacões próximos à superfície pela troca difusiva. Conforme Lawrence et al. (1998 apud Lawrence et al., 2006), como consequência o valor de $\delta^{18}\text{O}$ da chuva e do vapor nos furacões no nível da terra e em tempestades tropicais pode diminuir por até 15 ‰ de valores tipicamente tropicais (-1 a -5 ‰). Os estudos mostraram ainda, uma marcante redução da razão isotópica das águas superficiais após a passagem de ciclones, permanecendo baixa por algumas semanas. A composição isotópica do oxigênio nas águas superficiais devido à precipitação de verão normal diferiu marcadamente da composição nas águas derivadas de tempestades e furacões. Os baixos valores médios da razão isotópica encontrados pelos referidos autores foram atribuídos à alta eficiência de condensação dos ciclones.

Tal comportamento concorda com os estudos de Quadros et al. (1996) que mostram que a presença do vórtice ciclônico em altos níveis, cuja circulação ciclônica fechada possui o centro mais frio que sua periferia, favorece a ocorrência das chuvas na região Nordeste tendo maior frequência no mês de janeiro.

Conforme Calbete et al. (1996), o Vórtice Ciclônico de Altos Níveis (VCAN) é um dos principais sistemas meteorológicos que provocam precipitações na Região Nordeste do Brasil durante o período de verão. Isto significa que uma boa previsão de tempo para essa Região está altamente relacionada com uma correta previsão da posição do VCAN.

Nogueira et al. (2006), apresentaram uma análise sinótica do mês de janeiro de 2005 com ênfase no Vórtice do Nordeste para mostrar quais os fenômenos responsáveis pelas

anomalias positivas de precipitação e prever o centro e o deslocamento do Vórtice na região. Nesse mês, várias localidades do Nordeste do Brasil estiveram afetadas por fortes anomalias positivas de precipitação devido à freqüente atuação do VCAN. O estudo mostrou que no mês de janeiro de 2005 se configurou em altos níveis um vórtice no litoral da Bahia. Este sistema esteve associado à ZCAS mais intensa do mês e foi responsável pela anomalia positiva de precipitação em boa parte do Nordeste, inclusive no oeste de Pernambuco onde a anomalia ficou acima de 50 mm. No entanto, neste ano, no setor nordeste entre o leste do Ceará e Alagoas observou-se anomalia de precipitação negativa devido à subsidência, que ocorre no centro do vórtice ciclônico, ter se localizado sobre este setor.

Alves et al. (2006) confirmam que os principais sistemas sinóticos responsáveis pelas precipitações no Estado do Ceará em 2004, ano em que foi observado valor de $\delta = -12,62\text{‰}$ na água coletada na válvula do açude Edson Queiroz (mês de maio), foram a incursão da Zona de Convergência Intertropical-ZCIT para posições mais próximas à costa norte do Nordeste e a ocorrência de três episódios de Zona de Convergência do Atlântico Sul – ZCAS, associados à presença de Vórtice Ciclônico de Ar Superior - VCAS (Figura 23).

A ocorrência destes sistemas justificaria então, os valores extremamente baixos de $\delta^{18}\text{O}$ encontrados nas águas do reservatório em jan/2004, como consequência da alta condensação causada pela influência da formação do vórtice.

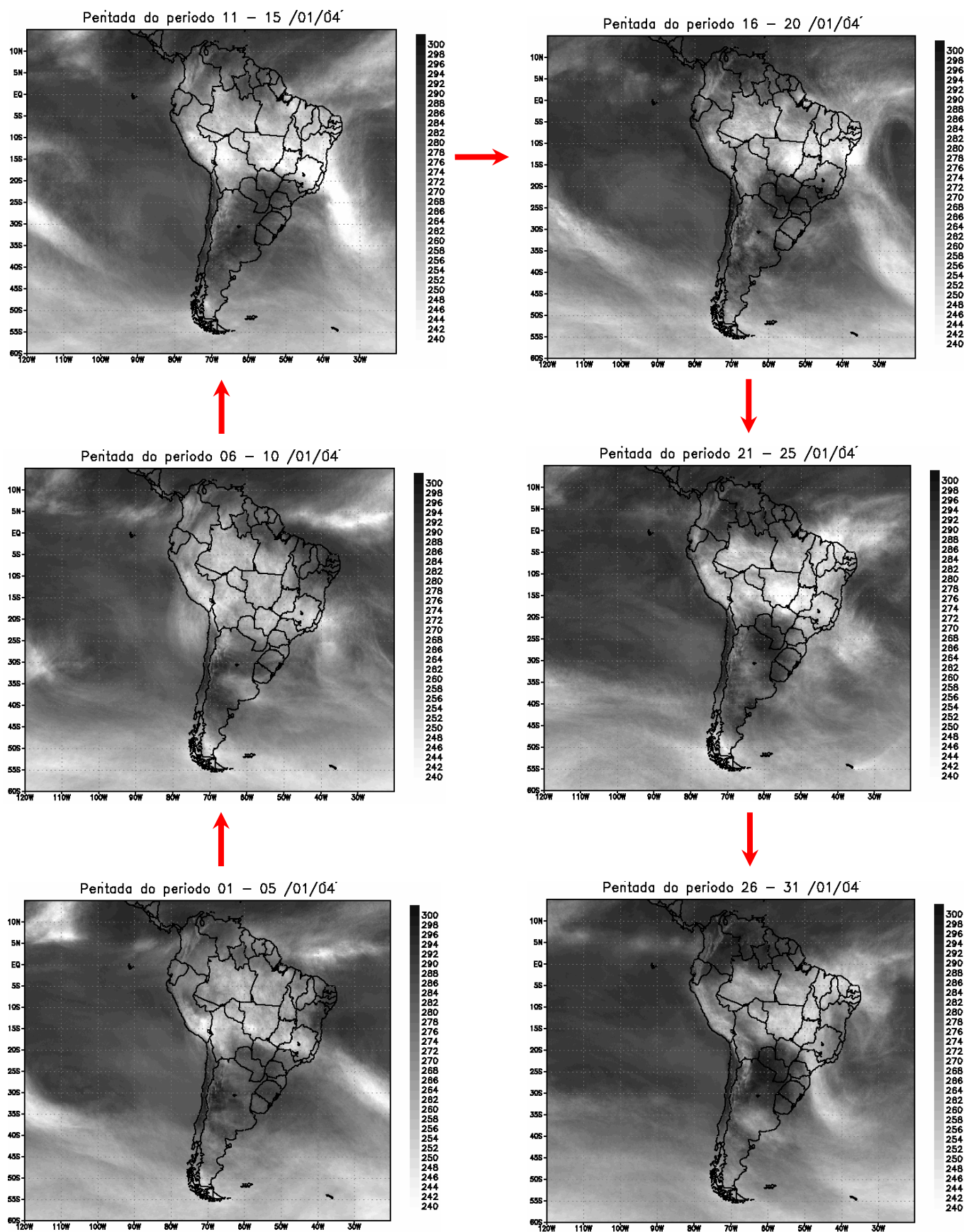


FIGURA 23 – Imagens médias de temperatura de brilho (satélite GOES 8) para a o mês de janeiro/2004. Fonte: DAS/CPETEC/INPE.

6.2 Hidroquímica

Os resultados aqui discutidos referem-se às amostras de água coletadas mensalmente a partir de abril de 2003 e a cada dois meses, de janeiro de 2004 até setembro de 2005 nos açudes: Forquilha, Edson Queiroz, Araras, Ayres de Souza e Acaraú Mirim e ainda, no rio Jaibas (dreno do perímetro Ayres de Souza), no dreno do perímetro Forquilha, na Barragem Santa Rosa e no Rio Acaraú (próximo à cidade de Cruz).

O diagrama de Piper foi utilizado para caracterizar as águas quanto aos íons dominantes (Apêndices de F a O) e comparar os resultados entre os diferentes períodos de amostragem.

6.2.1 Açude Forquilha

A classificação hidroquímica das águas do **açude Forquilha** ocorreu mediante aplicação dos resultados das análises físico-químicas no diagrama de Piper (Figura 24). Os resultados plotados no referido diagrama revelaram que as águas do açude, para os três anos de estudo, são predominantemente bicarbonatadas sódicas (89,5% das amostras).

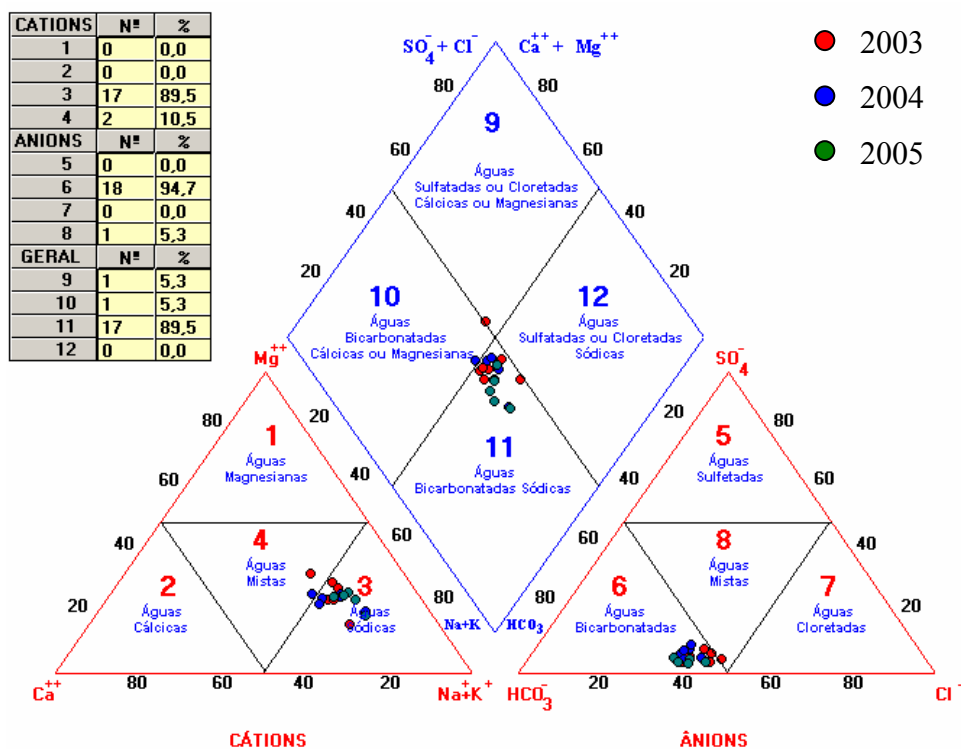


FIGURA 24 – Diagrama de Piper para as águas do Açude Forquilha

Verifica-se que os parâmetros geométricos e as características de uso deste reservatório contribuíram para a predominância da água do tipo bicarbonatada. Por possuir uma demanda relativamente alta de suas águas (abastecimento urbano e agrícola) o reservatório apresenta uma redução significativa de volume por retirada na estação seca. No entanto, na estação chuvosa, rapidamente este reservatório aumenta de volume, de maneira que predominam no seu interior águas novas, pouco mineralizadas.

Tal comportamento foi observado por Queiroz (2000) estudando o processo de salinização das águas dos açudes Várzea do Boi e Trici no município de Tauá, Ceará. Estes reservatórios, de grande importância no suprimento da irrigação na região, apresentam grandes reduções no volume durante a estação seca e apresentam águas predominantemente do tipo bicarbonatada, como resultado da renovação de grande parte de seus volumes na estação chuvosa.

A presença de água do tipo sódica no açude Forquilha pode ser resultante da água de recarga proveniente de áreas com solos formados por rochas cristalinas, com predominância de sódio e potássio (MELO JÚNIOR, 2003) e ainda, da própria água da chuva que apresenta o íon sódio como o segundo elemento mais abundante depois do cloreto (OLIVEIRA, 1997; QUEIROZ, 2000).

6.2.2 Dreno do Perímetro Irrigado Forquilha

Nas águas do **dreno do Perímetro Forquilha** (Figura 25), que recebe as águas do açude Forquilha após a sua utilização na irrigação, verifica-se que ocorre uma maior dispersão das amostras no diagrama, mas predominam águas do tipo bicarbonatada sódica (52,6% das amostras). Também foram observadas águas do tipo cloretada sódica (31,6% das amostras), bicarbonatada mista (10% das amostras) e cloretada mista (5,3% das amostras).

A presença do cloreto na água do dreno pode ser creditada ao escoamento superficial das águas do Perímetro Irrigado Forquilha, estando ligada aos resíduos de fertilizantes cloretados utilizados na área, uma vez que este elemento não faz parte da constituição química do solo da região.

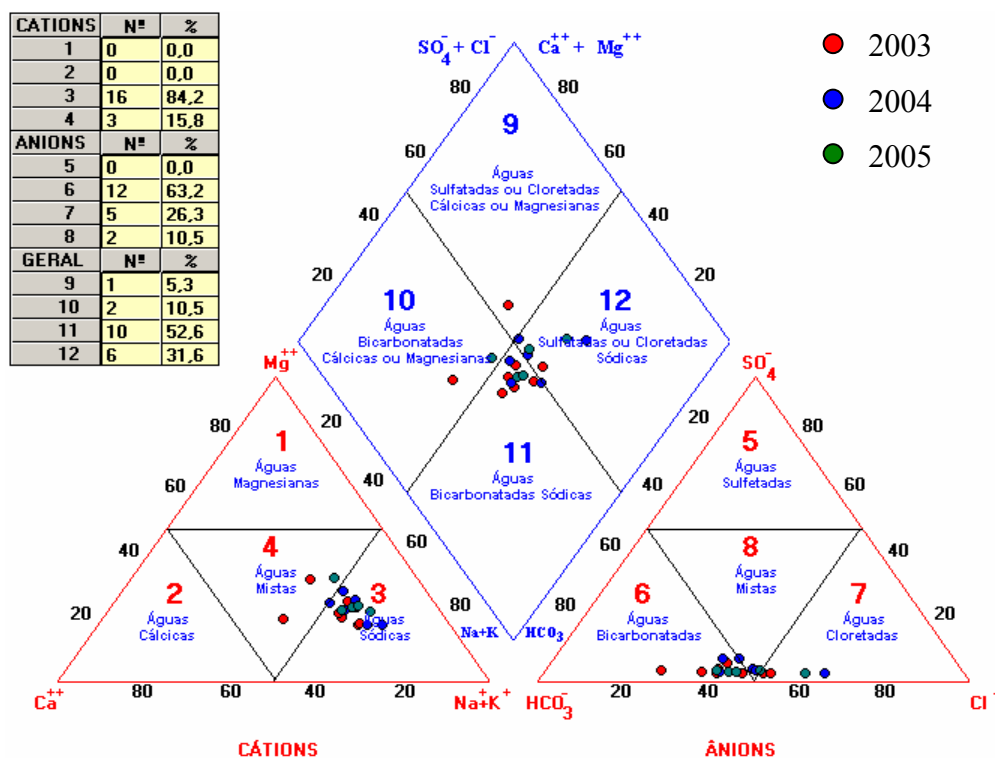


FIGURA 25 – Diagrama de Piper para as águas do dreno do Perímetro Irrigado Forquilha

6.2.3 Açude Edson Queiroz

A Figura 26 apresenta o Diagrama de Piper com as amostras coletadas no **açude Edson Queiroz**. Verifica-se que as águas deste açude também são, preferencialmente, bicarbonatadas sódicas (52,6% das amostras).

Com relação aos cátions, 57,9% das amostras de água analisadas foram classificadas como sódicas, e estas amostras correspondem, predominantemente, às águas coletadas na estação seca. Por outro lado, as amostras classificadas como mistas (42,1%) foram coletadas, na sua maioria, na estação chuvosa.

Quanto aos ânions, 84,2% das amostras de água foram classificadas como do tipo bicarbonatada, características de águas novas, de recarga. Observa-se que, nesta classe está a maioria das amostras coletadas nos anos de 2003 e 2004. Este fato está ligado à ocorrência de precipitações moderada e alta nestes anos (com 660,8 mm e 810,0 mm, respectivamente) terem promovido uma renovação em cerca de 40% nas águas do reservatório.

Já as águas classificadas como cloretadas (15,8%) correspondem às amostras do início de 2005, ano de baixo nível de precipitação, quando até o mês de fevereiro verificou-se uma redução no volume acumulado do reservatório. Conseqüentemente, a estação chuvosa deste ano produziu menor nível de renovação das águas e pela influenciado do processo de evaporação que vinha sofrendo desde a estação seca do ano anterior, originou águas do tipo cloretada.

Como visto no item 6.1, nota-se que, apesar da CE mostrar variação sazonal, ela não atingiu valores superiores a $460 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ nos períodos críticos de volume acumulado. Associando condutividade elétrica ao tipo de água encontrada verificam-se resultados semelhantes ao encontrados por Audry e Suassuna (1995). Os autores estudando a qualidade da água utilizada nas pequenas propriedades nos Estados de Pernambuco, Ceará, Rio Grande do Norte e Paraíba, observaram que 75% das águas eram de baixa salinidade e, quando apresentavam $\text{CE} < 500 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, o teor de bicarbonato era maior que o de cloreto.

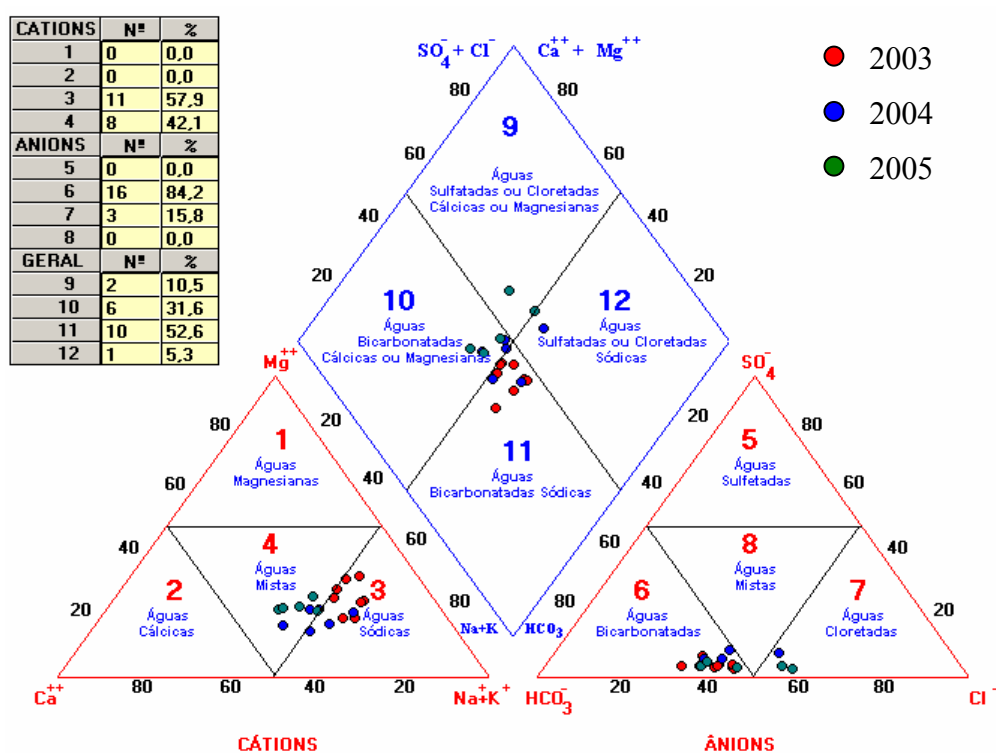


FIGURA 26 – Diagrama de Piper para as águas do açude Edson Queiroz.

Observa-se ainda que os dois reservatórios anteriormente apresentados, localizados na margem direita da bacia (Açudes Forquilha e Edson Queiroz), sofrem forte influência do semi-árido cristalino, apresentando águas do tipo bicarbonatada sódica. No entanto, além das características ambientais locais, os parâmetros geométricos e a dinâmica de uso dos reservatórios influenciam e diferenciam a qualidade das águas no interior dos mesmos no decorrer do tempo.

Este comportamento concorda com estudos de Nogueira (1991) afirmando que, as dimensões físicas de um reservatório interagem fortemente com os fatores meteorológicos e edáficos na determinação da natureza do reservatório com o ambiente. Aponta ainda, o tempo de residência das águas no reservatório como uma característica de fundamental importância na determinação da sua qualidade. Trabalhos de Von Sperling (1999) e Gastaldini et al. (2004) comprovam que os parâmetros morfométricos dos reservatórios como a área, o volume e a profundidade, associados ao tempo de residência da água deste reservatório, exercem grande influência sobre suas características limnológicas.

6.2.4 Rio Groáiras

Na Figura 27 observa-se a distribuição e classificação das amostras de água coletadas no **rio Groáiras**. Estas águas são provenientes do açude Edson Queiroz e foram coletadas no trecho próximo ao encontro com o rio Acaraú. Verifica-se que ocorre uma maior dispersão das amostras de água, o que é indicativa de uma maior heterogeneidade química da água neste rio, devido principalmente as interferências sofridas ao longo do seu percurso (barramentos, áreas cultivadas, e mesmo a evaporação).

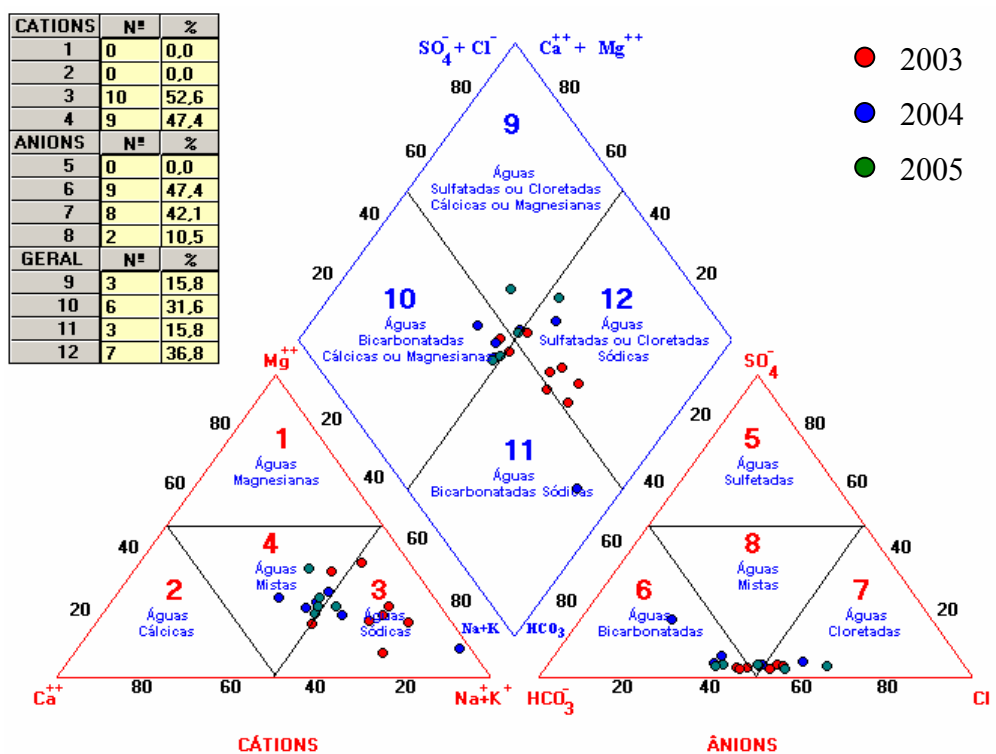


FIGURA 27 – Diagrama de Piper para as águas do rio Groaíras.

Enquanto o açude Edson Queiroz apresentou 84,2% das amostras de água classificadas como bicarbonatadas e 15,8% como cloretadas, as águas no rio Groaíras, que no ponto avaliado recebe água proveniente do açude Edson Queiroz, apresentaram 47,4% das amostras classificadas como bicarbonatadas e 42,1% como cloretadas.

6.2.5 Açude Araras

O Diagrama de Piper para as amostras coletadas no **açude Araras** pode ser observado na Figura 28. De acordo com o diagrama, as águas deste açude são preferencialmente bicarbonatadas sódicas (94,4% das amostras).

Com relação aos cátions, 94,4% das amostras de água analisadas foram classificadas como sódicas. Quanto aos ânions, 100% das amostras de água foram classificadas como bicarbonatadas, independente da estação e do ano.

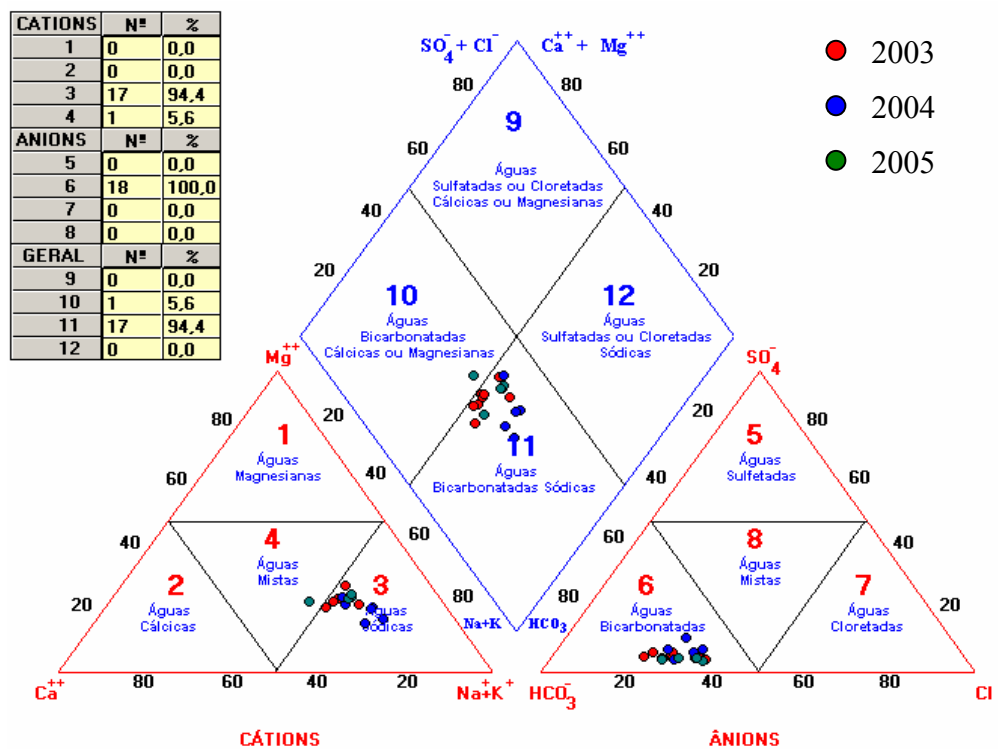


FIGURA 28 – Diagrama de Piper para as águas do açude Araras.

Vê-se na Figura 27 que as características químicas das águas deste reservatório praticamente não apresentaram mudanças durante o período observado. De acordo a localização geográfica do açude Araras, ele recebe água de boa qualidade (pouco mineralizada) por influência das serras; seus múltiplos usos (item 3.4) e seus parâmetros geométricos (conforme o item 3.5, Tabela 5) favorecem a baixa salinidade neste reservatório, bem como a pouca variação do seu tipo químico.

6.2.6 Açude Ayres de Souza

Observa-se, na Figura 29, o Diagrama de Piper para as amostras de água do **açude Ayres de Souza**. As amostras de água coletadas neste reservatório durante os três anos de estudo apresentaram variação. Quanto aos cátions, em 2003 as águas foram classificadas com mistas; em 2004 e 2005 como sódicas. Quanto aos ânions, as águas foram preferencialmente bicarbonatadas, apresentando em 2004 algumas amostras de água classificadas como mistas.

Considerando todo o período, verifica-se que as águas deste açude são preferencialmente bicarbonatadas sódicas (52,6%), bicarbonatadas mistas (31,6%) e cloretadas sódicas (15,8%). Das dezenove amostras observadas para o açude Ayres de Souza, dez foram do tipo bicarbonatada sódica, seis do tipo bicarbonatada mista e três do tipo cloretada sódica.

Recebendo recarga proveniente das nascentes da parte sedimentar da bacia, este açude tem águas de baixa mineralização. Este comportamento confirma resultados encontrados por Leprun (1983) de que águas oriundas de regiões sedimentares são de baixa salinidade e com predominância do tipo bicarbonatada.

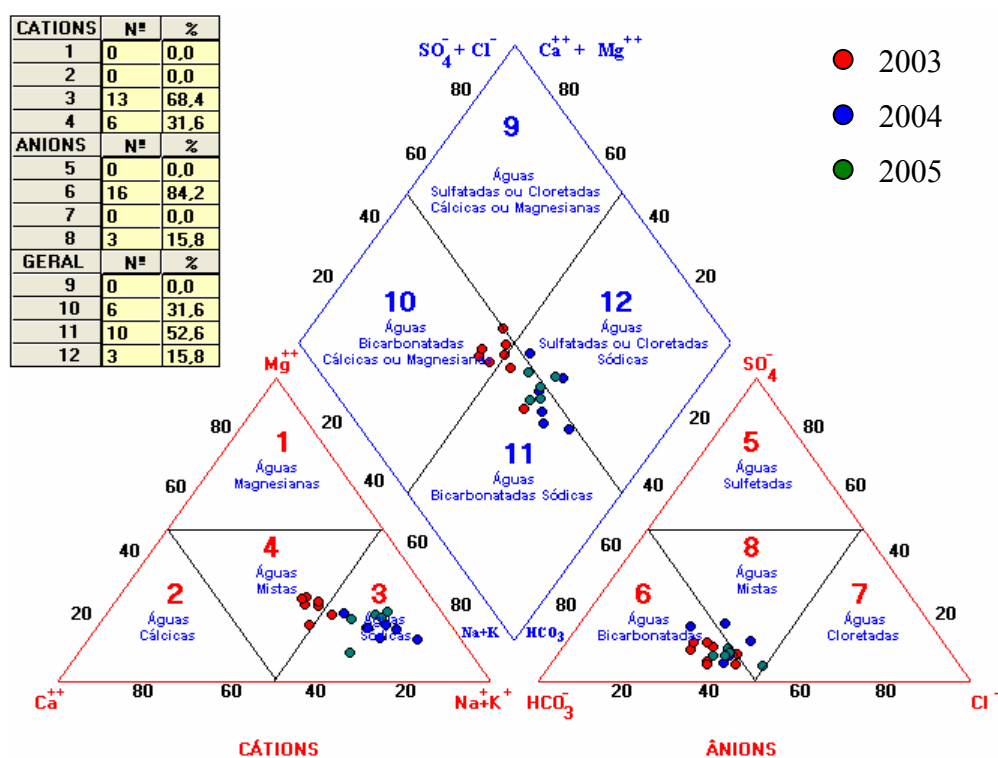


FIGURA 29 – Diagrama de Piper para as águas do açude Ayres de Souza.

Como observado no subitem 6.1.1.4 e comparado aos demais açudes, o Ayres de Souza apresenta os menores valores de condutividade ($CE < 200 \mu S \cdot cm^{-1}$) favorecido pela sua localização em zona específica úmida, por sangrar por maior período de tempo, e receber recarga de baixa mineralização por períodos maiores. Este fato pode levar à ocorrência de problemas na redução da infiltração em solos irrigados com este tipo de água.

6.2.7 Rio Jaibaras (dreno do perímetro Ayres de Souza)

A classificação das amostras para as águas do **rio Jaibaras**, que recebe águas provenientes do açude Ayres de Souza pode ser observada na Figura 30. Verifica-se que 47,4% as amostras foram classificadas como bicarbonatadas sódicas, 42,1% classificadas como cloretadas sódicas, 5,3% como bicarbonatadas mistas e 5,3% cloretadas ou sulfatadas mistas. Acredita-se que por influência do Perímetro Irrigado à margem do rio e a presença da área urbana (Cidades de Jaibaras e Sobral) pode justificar águas do tipo cloretada observada no rio.

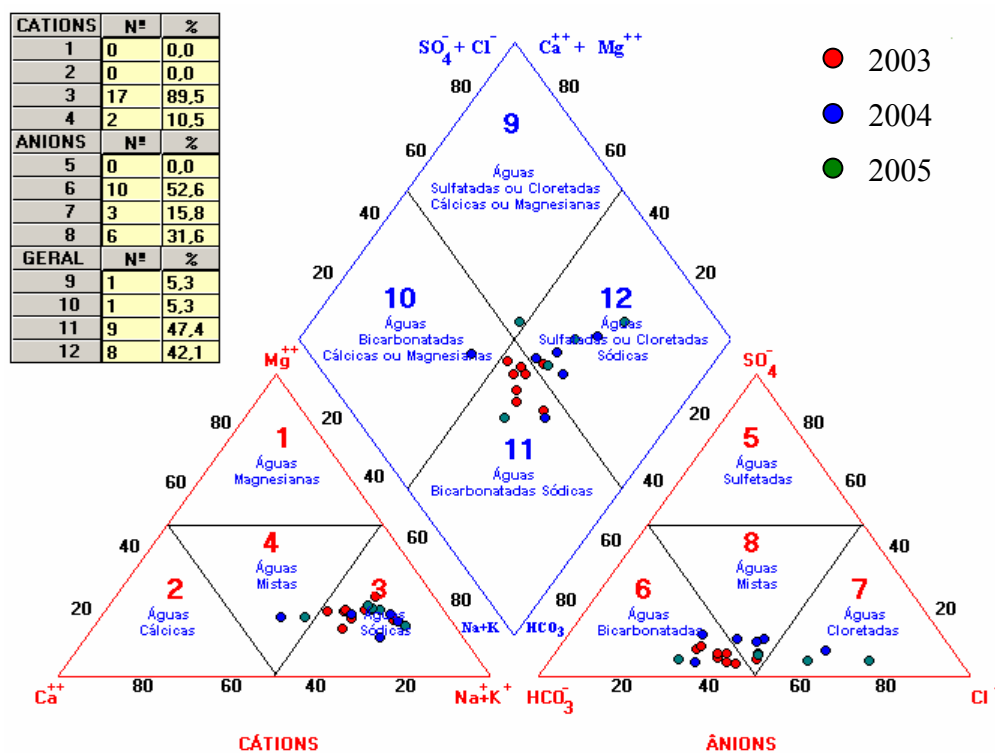


FIGURA 30 – Diagrama de Piper para as águas do Rio Jaibaras.

6.2.8 Açude Acaraú Mirim

A distribuição das amostras de água coletadas no período de 2003 a 2005 no **açude Acaraú Mirim** e sua classificação química segundo o diagrama de Piper pode ser observada na Figura 31. Verifica-se que as águas apresentaram-se predominantemente cloretadas sódicas (84,2% das amostras).

A concentração de cloreto, conforme a curva observada no item 6.1.1.5 (pág. 92), apresentou aumento mesmo no período em que o reservatório encontrava-se sangrando. Este crescimento registrado após o período de intensa precipitação (março de 2003) aconteceu até o mês de maio. Estes acréscimos de cloreto não estão ligados ao tipo de solo da bacia, uma vez que este sal não faz parte da geologia da bacia.

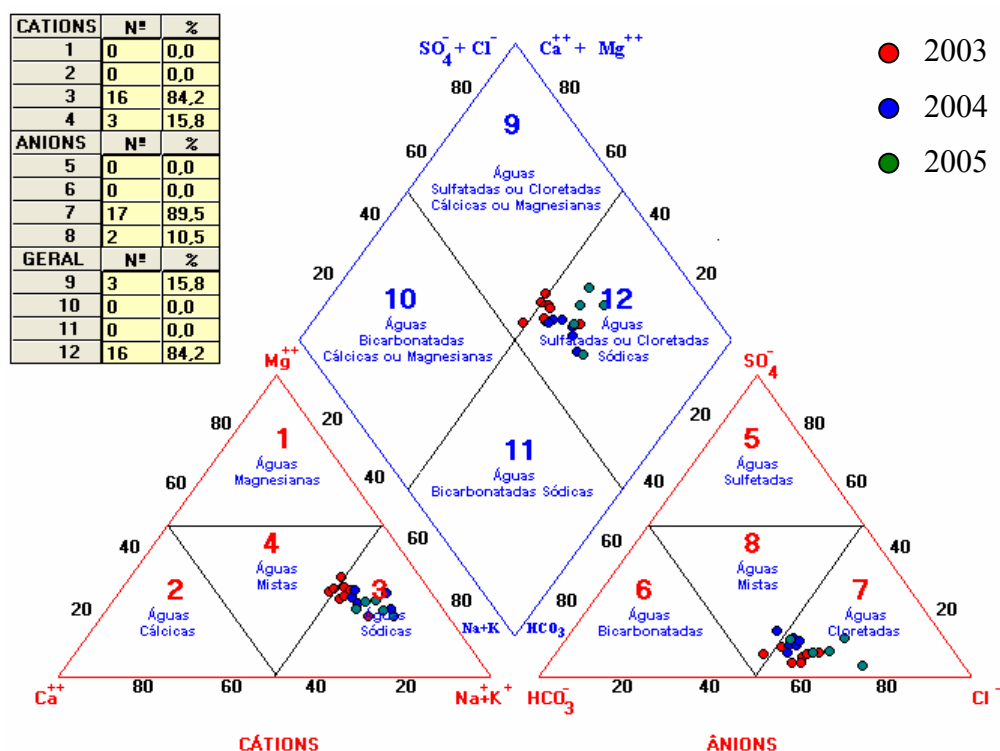


FIGURA 31 – Diagrama de Piper para as águas do açude Acaraú Mirim.

Trabalhos como de 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. Os sais podem ser transportados aos reservatórios, quer por precipitação direta, quer pelo escoamento superficial, quer por lixiviação, transportando os aerossóis continuamente depositados no solo. Santiago (1984) apresenta ainda os valores de concentração de cloro nas águas da chuva 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. Este fato pode estar ocorrendo no açude Acaraú Mirim, uma vez que este dista aproximadamente 90 km da costa.

Ainda associado ao comportamento observado na Figura 16 (pág. 93), de maio a novembro as águas do açude Acaraú Mirim apresentaram um comportamento mais constante, sendo em dezembro, final do período seco, observado o crescimento acentuado de cloreto nas águas, como consequência da atuação mais marcante do processo de evaporação.

6.2.9 Barragem Santa Rosa

Na Figura 32 observa-se a classificação hidroquímica para as amostras coletadas na **Barragem Santa Rosa**, município de Marco, no período de três anos. Estas águas são utilizadas no abastecimento do maior perímetro irrigado da bacia do Acaraú (Distrito de Irrigação Baixo Acaraú – DIBAU).

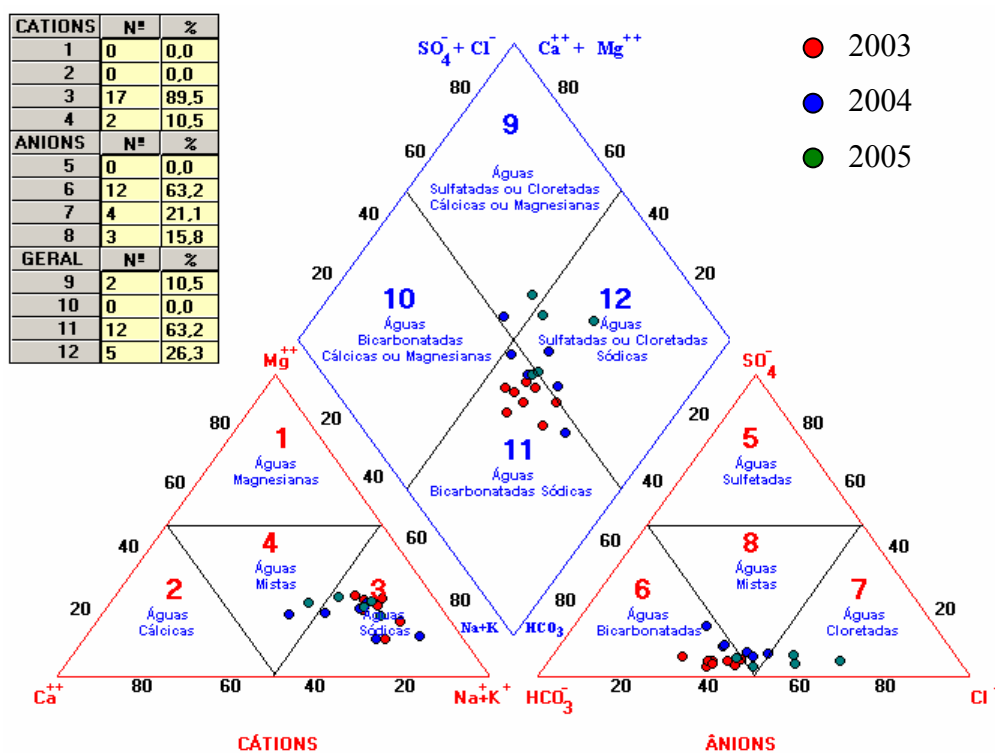


FIGURA 32 – Diagrama de Piper para as águas da Barragem Santa Rosa.

As águas do rio Acaraú, neste ponto da bacia, já sofreram vários processos, como a adição de resíduos da irrigação por influência dos despejos dos drenos no rio, diluição, evaporação ao longo do trajeto, mas não apresentaram variação na predominância do seu tipo químico, de modo que as águas foram classificadas como bicarbonatadas sódicas em 63,2%

das amostras e 26,3% do tipo cloretada sódica. Diferenças observadas entre os anos de coleta estão de acordo com as variações observadas nos açudes e pontos observados anteriormente, com maior e menor influência das chuvas e da evaporação.

6.2.10 Rio Acaraú

O diagrama de Piper para o último ponto amostrado na bacia mostra águas classificadas como do tipo cloretada em 68,4% das amostras (Figura 33). Este comportamento pode ser devido ao fato que o local de coleta está situado na parte baixa do DIBAU, podendo estar recebendo efeito do manejo da irrigação adotado no perímetro, ou ainda, pelo fato de, segundo os moradores locais, existir uma influência da maré sobre o rio em determinadas épocas do ano (intrusão marinha).

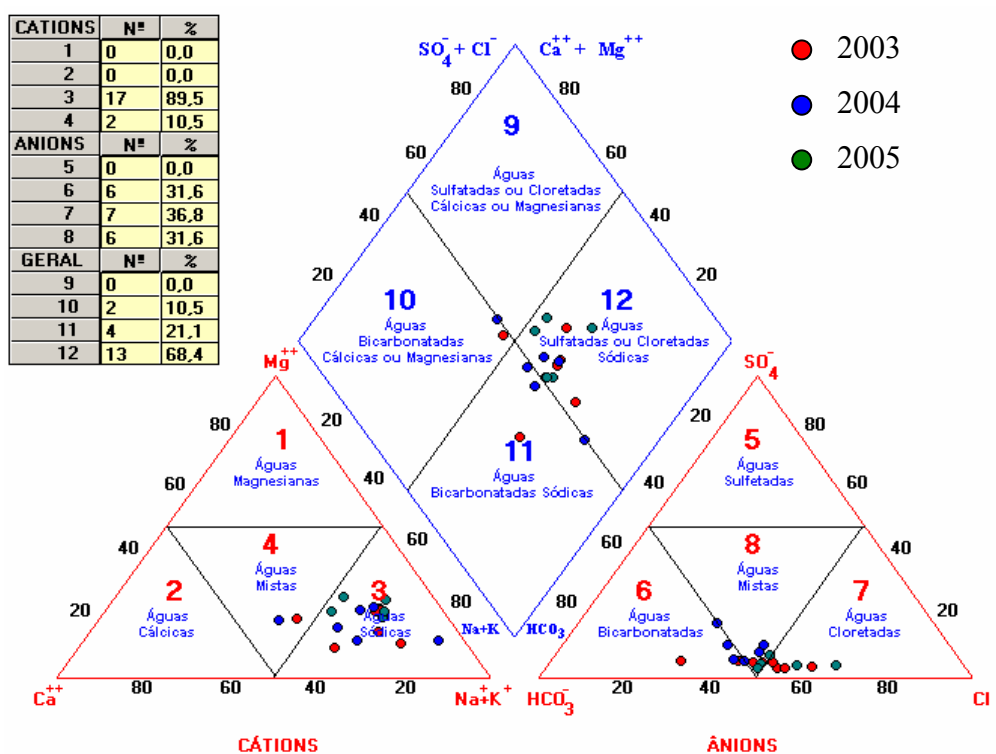


FIGURA 33 – Diagrama de Piper para as águas do rio Acaraú (trecho final).

6.3 Classificação das águas para fins de irrigação

Conforme o diagrama de classificação da água para irrigação (Figura 34) do USDA (RICHARDS, 1954), as águas analisadas foram classificadas quanto ao risco de salinidade e sodicidade como C₁S₁ e C₂S₁. Isto significa que as águas apresentaram risco de causar problemas de salinidade variando de baixo (podendo ser utilizada para irrigação da maioria das culturas, em quase todos os tipos de solo, com pouca probabilidade de que se desenvolvam problemas de salinidade) a médio (podendo ser usada sempre e quando houver uma lixiviação moderada de sais). Quanto à sodicidade apresentaram-se como de baixo risco, podendo ser usada para irrigação na maioria dos solos, com pouca probabilidade de se atingir níveis perigosos de sódio trocável.

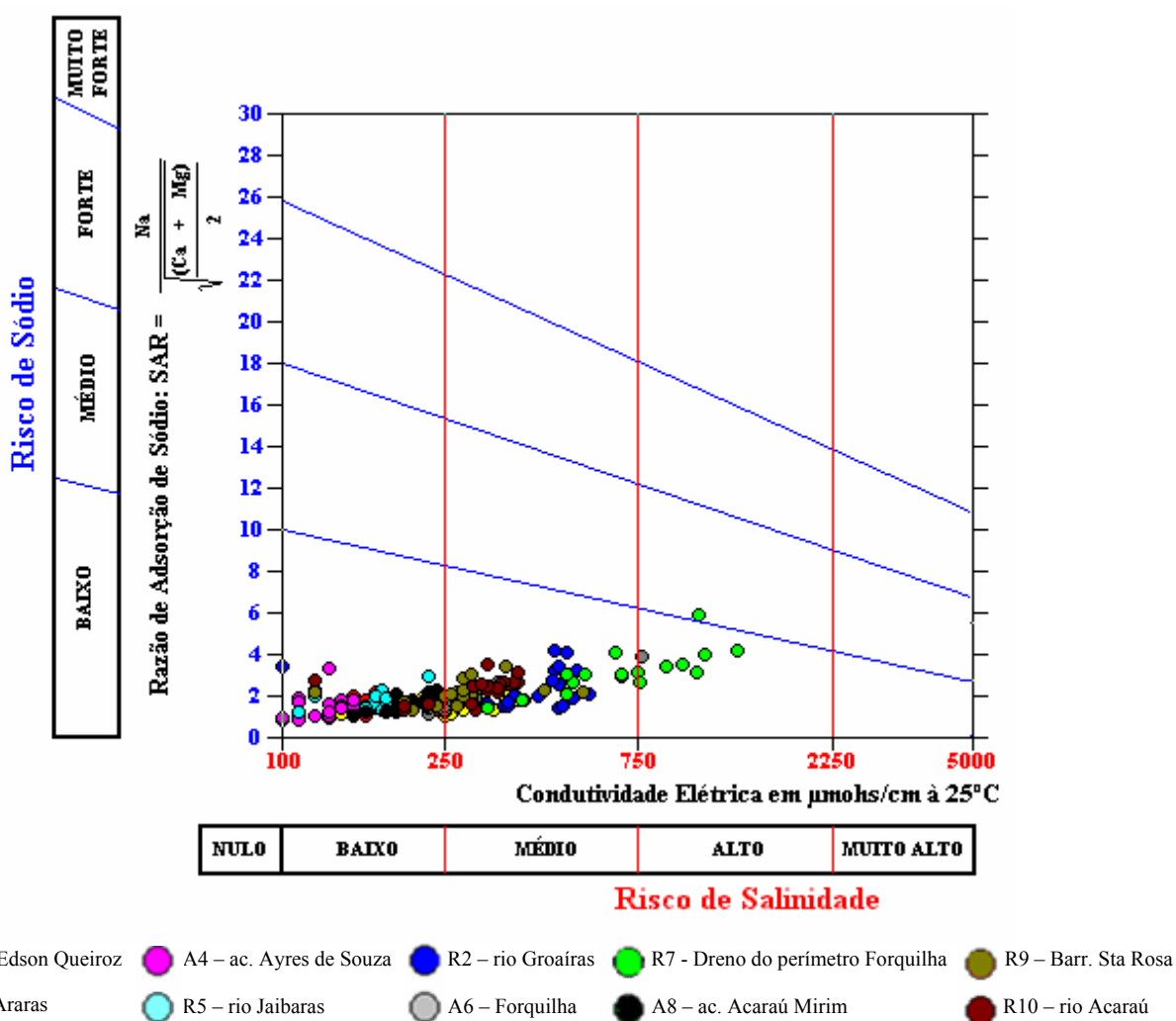


FIGURA 34 - Diagrama de classificação da água segundo USDA (RICHARDS, 1954) para os dez pontos amostrados na bacia do Acaraú, no período de 2003 a 2005.

Estudos realizados por Morais et al. (1998) utilizando a classificação do United States Department of Agricultural (USDA) para avaliar a qualidade da água para irrigação em amostras analíticas de origem diversas em Mossoró-RN, semelhantemente aos resultados encontrados nesta pesquisa, observaram que as águas enquadravam-se na categoria C_1S_1 , C_2S_1 e C_2S_2 sendo classificadas como de boa qualidade, podendo ser utilizada na maioria dos solos com baixo perigo de salinização e sodificação.

Frota et al. (2000) observaram que as águas da parte alta e média da bacia do rio Guaribas – Piauí apresentavam baixo conteúdo de sais e de sódio, sendo as águas classificadas como C_1S_1 . Entretanto, as águas na parte baixa da bacia apresentavam moderada tendência de salinidade e baixo conteúdo de sódio sendo classificadas como C_2S_1 . Segundo os autores, o uso de águas dessa qualidade restringe-se a utilização em solos com média ou alta permeabilidade ou, ainda, ter a precaução com a lixiviação quando cultivado em solo de baixa permeabilidade. Plantas sensíveis à salinidade devem ser evitadas.

Observa-se que o ponto R7 (Figura 34) apresenta os valores mais elevados de concentração salina, mas estes só atingem valores críticos de salinidade com relação ao seu uso na agricultura irrigada ($CE \approx 700 \mu S.cm^{-1}$) no período das chuvas. Este comportamento está ligado à lixiviação dos solos pela água da chuva.

Utilizando o diagrama do UCCC (Figura 35) para a classificação, as águas da bacia do Acaraú apresentaram baixo (C_1) a médio (C_2) risco de gerar problemas de salinidade e, apresentaram risco variando de severo (S_3) a moderado (S_2) quanto ao risco de causar problemas de infiltração no solo com o uso desta água na irrigação.

Com relação à razão de adsorção de sódio corrigida (RAS°), verifica-se que as amostras de águas avaliadas nesta pesquisa apresentaram valores extremamente baixos (< 2) em sua maioria, devendo ser atentamente observados, pois, quando associados aos baixos valores de CE, apresentam riscos severos de causar problemas de infiltração no solo, limitando seu uso para a irrigação.

Essa variação observada utilizando diferentes metodologias de avaliação da Razão de Adsorção de Sódio em águas de diferentes mananciais também foi observada por Oliveira & Maia (1998) no Rio Grande do Norte. A sodicidade sofre uma grande variação nos resultados obtidos, corroborando com a hipótese de que muitas vezes uma água pode ser classificada subestimando o risco de sódio que a mesma contém. De acordo com os resultados encontrados por estes autores, frequentemente o uso da RAS, como originalmente proposto pelo USDA, tem subestimado o risco de sodicidade por não considerar outros íons (ânions como HCO_3^- e CO_3^{2-}).

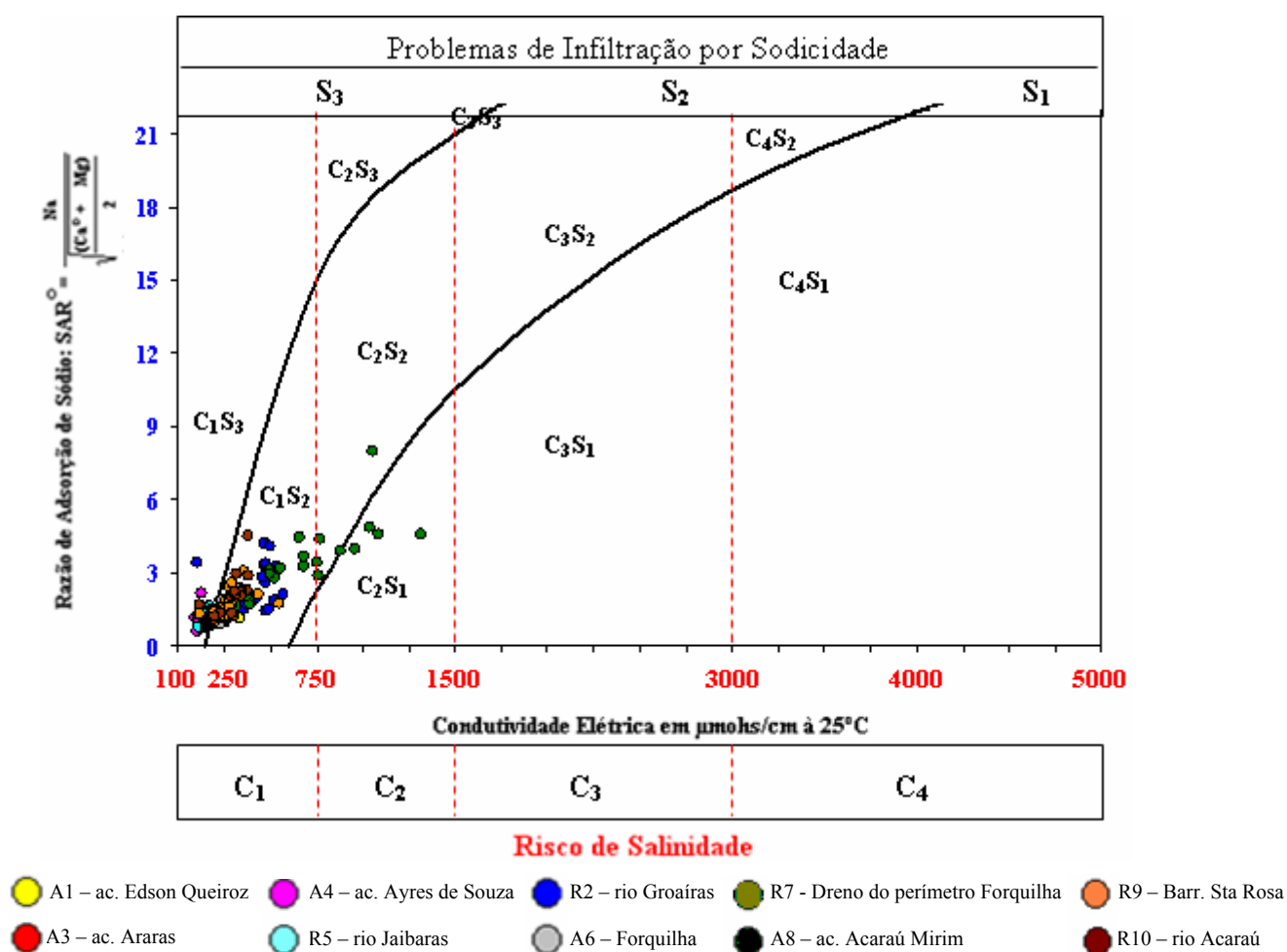


FIGURA 35 - Diagrama de classificação da água segundo UCCC (PIZARRO, 1985) para os dez pontos amostrados na bacia do Acaraú, no período de 2003 a 2005.

Maia et al. (1998), utilizando diferentes metodologias de cálculo da Razão de Adsorção de Sódio na avaliação do risco de sodicidade das águas de irrigação, observou que quanto maior a condutividade elétrica da água menor foi o número de águas que passavam de uma classe de menor risco para maior risco de sodicidade, quando se utilizava a RAS (RICHARD, 1954) ou a RAS corrigida (RAS^o) (SUAREZ, 1981). Quando, no entanto, utilizava a RAS ajustada (Rhoades, 1972) o perigo de sódio era superestimado em 50%. De acordo com resultados encontrados por Maia (1998) na região do Baixo Açu-RN, as águas de rio apresentaram RAS^o 1,58% inferior a RAS. Segundo o autor, a RAS^o < RAS deve-se aos maiores valores da razão HCO_3^-/Ca e menores valores de condutividade elétrica (AYRES & WESTCOT, 1991).

Para as águas da Chapada do Apodi – RN, Maia et al. (1998) encontraram que a mudança de classes da sodicidade é melhor ilustrada para águas classificadas como C₄S_n,

onde as águas classificadas com menor risco de sodicidade ocorrem com menor frequência quando classificadas com a RASajustada (RHOADES, 1972), e em maior frequência nas águas classificadas com RAS, RAS° e RASprática (SPOSITO & MATTIGOD, 1977). Nesta região, os autores verificaram que para as águas de rio a RAS° foi 9,62% superior a RAS, mostrando que o uso de diferentes metodologias pode alterar a classificação da água de irrigação, tanto para uma classe inferior como superior quanto ao risco de sodicidade.

6.4. Índice de Qualidade de Água (IQA)

6.4.1 Parâmetros de formação do IQA através da AF/ACP

A partir das análises físico-químicas das águas coletadas na área de estudo no período de 2003 a 2005, elaborou-se a matriz de correlação. Os dados das análises estão presentes nos apêndices de F a N.

1) Elaboração da matriz de correlação:

Tendo por base os dados amostrados e normalizados foi construída a matriz de correlação (Tabela 10). Através desta matriz fez-se uma análise preliminar dos parâmetros representativos da qualidade da água na bacia. Os parâmetros mais autocorrelacionados na matriz foram CE, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- , HCO_3^- e RAS°, que apresentaram correlação acima de 0,5, com cinco ou mais parâmetros dentre os treze estudados. Segundo Helena et al. (2000), correlações apresentando valores absolutos superiores a 0,5 expressam um alto índice de inter-relações entre as variáveis.

TABELA 10 – Matriz de correlação para todos os parâmetros analisados

	CE	pH	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	PO ₄ ³⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	RAS°
CE	1,000												
pH	0,470	1,000											
Ca ²⁺	<u>0,601</u>	0,221	1,000										
Mg ²⁺	<u>0,790</u>	<u>0,506</u>	<u>0,558</u>	1,000									
Na ⁺	<u>0,913</u>	0,401	<u>0,529</u>	<u>0,688</u>	1,000								
K ⁺	<u>0,654</u>	0,209	0,463	0,457	<u>0,690</u>	1,000							
Cl ⁻	<u>0,915</u>	0,420	<u>0,541</u>	<u>0,668</u>	<u>0,810</u>	<u>0,604</u>	1,000						
HCO ₃ ⁻	<u>0,946</u>	0,430	<u>0,587</u>	<u>0,785</u>	<u>0,890</u>	<u>0,656</u>	<u>0,812</u>	1,000					
SO ₄ ²⁻	0,066	-0,204	-0,003	-0,078	0,040	0,090	0,075	-0,044	1,000				
PO ₄ ³⁻	0,048	-0,039	0,027	0,109	0,043	0,237	0,056	0,056	-0,095	1,000			
NH ₄ ⁺	0,210	-0,087	0,137	0,131	0,206	0,488	0,239	0,227	0,480	<u>0,519</u>	1,000		
NO ₃ ⁻	0,148	-0,076	0,097	0,131	0,112	0,146	0,113	0,209	-0,174	0,335	0,312	1,000	
RAS°	<u>0,828</u>	0,371	0,497	<u>0,534</u>	<u>0,942</u>	<u>0,647</u>	<u>0,749</u>	<u>0,801</u>	0,056	0,350	0,149	0,311	1,000

Correlações superiores a 0,9 foram observadas entre a CE x HCO₃⁻, CE x Cl⁻, CE x Na⁺ e entre Na⁺ x RAS°. Este resultados parecem estar ligados ao efeito de sazonalidade nas águas, onde as águas apresentam maior concentração de bicarbonato no período chuvoso e enriquecimento em sódio e cloreto no período mais seco, de intensa evaporação, como observado no item 6.1.

2) Teste da Adequacidade

O teste da adequacidade (Kaiser-Meyer-Olkin, KMO), aplicado para comparar a magnitude dos coeficientes, apresentou valor de 0,819, considerado ótimo conforme Tabela 6 (seção 5.1.4), indicando que o modelo fatorial pode ser aplicado aos dados sem restrições, uma vez que a limitação do modelo começa quando KMO é inferior a 0,5.

Resultado semelhante foi encontrado por Parinet et al. (2004) avaliando a qualidade da água de sistemas de lagos tropicais. O exame da adequacidade dos dados para a Análise de Fator mostrou um KMO de 0,85, adequado para o estudo.

3) Extração dos Fatores pela Análise da Componente Principal

Nesta etapa da análise foi aplicada a ACP para descrever a dispersão dos parâmetros originais, obtendo-se um modelo com três componentes (Tabela 11). Este modelo foi adequado para representar os processos que definem a qualidade da água na bacia do Acaraú e explicar através de três componentes 72,30% da variância total, antes diluídas em

treze dimensões. Este resultado concorda com trabalhos de Helena et al. (2000), Prado et al. (2002) e Simeonov et al. (2003) que afirmam que em muitos casos, as duas ou três primeiras componentes geradas explicam grande parte da variação dos dados originais (60 a 90%), o que permite usá-las para descrever todo o sistema de dados sem grande perda de informação.

A seleção do modelo apresentando apenas três componentes teve como base o critério descrito por Norusis (1990), ou seja, de considerar somente aquelas componentes com variância que apresentarem autovalor superior a 1. Este critério fundamenta-se no fato de que qualquer componente deve explicar uma variância superior àquela apresentada por uma simples variável (Tabela 11).

TABELA 11 – Variância das componentes principais para todos os parâmetros observados.

Componentes	Variâncias iniciais		
	Variância	Variância (%)	Variância Acumulada (%)
1	6,287	48,365	48,365
2	1,848	14,214	62,579
3	1,263	9,716	72,295
4	0,796	6,120	78,415
5	0,687	5,286	83,701
6	0,620	4,771	88,471
7	0,458	3,520	91,991
8	0,374	2,875	94,867
9	0,291	2,236	97,103
10	0,218	1,677	98,780
11	0,107	0,820	99,600
12	0,033	0,253	99,853
13	0,019	0,147	100,000

Resultados semelhantes também foram encontrados por Mendiguchía et al. (2004) avaliando os efeitos antropogênicos na água do rio Gualdaquivir no Sul da Espanha, onde através da ACP foram identificados três fatores de importância hidroquímica com variâncias superiores à unidade e explicando 79,1% da variância total dos dados. Estes fatores possibilitaram a identificação de zonas do rio com diferentes qualidades.

Parinet et al. (2004), estimando a qualidade e o manejo da água em um sistema de lagos tropicais com 18 variáveis, mostrou que foi possível selecionar através ACP um modelo com duas componentes representando 62% da variação total das observações e que esta percentagem aumenta para 75,5% quando são consideradas três componentes.

Com o objetivo de identificar a inter-relação mais significativa dos parâmetros em cada fator, ou seja, reduzir a contribuição dos parâmetros menos significantes vindos da ACP, foi adotado o procedimento de rotação da matriz pelo método Varimax. Este método minimiza a contribuição dos parâmetros com menor significância no fator, de modo que os parâmetros passam a apresentar cargas próximas a um ou a zero, eliminando os valores intermediários, que dificultam a interpretação. Procedimento semelhante foi adotado por Vega et al. (1998), Helena et al. (2000) e Wunderlin et al. (2001) em estudo da variação temporal da qualidade da água, facilitando a interpretação dos dados. Os dados das estimativas das cargas fatoriais e das comunalidades, após a transformação, encontram-se na Tabela 12.

TABELA 12 – Cargas fatoriais e comunalidade para os parâmetros observados.

Parâmetros	Matriz de cargas fatoriais			Comunalidade
	F1	F2	F3	
CE	0,974	0,058	-0,030	0,953
pH	0,507	-0,223	-0,522	0,579
Ca ²⁺	0,651	0,063	-0,035	0,429
Mg ²⁺	0,791	0,055	-0,278	0,706
Na ⁺	0,946	0,058	0,025	0,898
K ⁺	0,715	0,373	0,228	0,702
Cl ⁻	0,896	0,068	0,019	0,807
HCO ₃ ⁻	0,936	0,114	-0,110	0,901
SO ₄ ²⁻	0,082	-0,156	0,859	0,769
PO ₄ ³⁻	-0,001	0,805	-0,058	0,651
NH ₄ ⁺	0,190	0,794	0,247	0,727
NO ₃ ⁻	0,069	0,661	-0,250	0,504
RAS ^o	0,875	0,024	0,066	0,771
Variância (%)	48,37	14,21	9,72	

De acordo com a Tabela 12, o primeiro Fator explica 48,37% da variância total dos dados, enquanto o segundo e o terceiro explicam 14,21% e 9,72%, respectivamente.

Verifica-se que no primeiro Fator/Componente, os parâmetros CE, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, Cl⁻, HCO₃⁻ e RAS^o apresentaram um carga superior a 0,70, indicando a parte comum mais abrangente dos parâmetros observados. Estes parâmetros estão associados à qualidade da água influenciada por processos de mineralização (BRODNJAK-VONCINA et al., 2002).

No segundo Fator/Componente, os parâmetros PO₄³⁻, NH₄⁺ e NO₃⁻ apresentaram carga fatorial 0,805; 0,794 e 0,661, respectivamente, podendo estar associados à presença de fertilizantes orgânicos, uma vez que eles são utilizados nos cultivos ao longo da bacia; o terceiro Fator/Componente apresentou o SO₄²⁻ como o elemento de maior carga (0,859), podendo este estar associado também a presença de fertilizantes químicos (ELMI et al.,

2004). O segundo e terceiro Fatores, basicamente, expressam o efeito do escoamento superficial com uma carga de sedimentos oriundos das áreas agrícolas e contribuição de esgotos e resíduos sólidos dispostos, inadequadamente, próximos às margens dos cursos d'águas. Segundo dados do Censo 2000 (IBGE, 2002), 40% dos domicílios da área urbana e 99% da área rural realizam a queima, enterram ou dispõem o lixo em terreno baldio, rio, lago, mar ou outro destino que não a coleta.

Na última coluna da Tabela 12 estão os valores de comunalidade para cada parâmetro. A comunalidade, variância referente a cada variável que pode ser explicada pelos fatores, foi superior a 0,7 em nove dos parâmetros, ou seja, para estes, os três fatores explicam mais de 70% da variância total destes parâmetros.

Como o IQA proposto nesta pesquisa leva em consideração os parâmetros de importância para a irrigação (CE , Na^+ , Cl^- , HCO_3^- e RAS°) e estes estão entre os que representam a maior parte da variabilidade dos dados (48,37%), ou seja, no primeiro fator, a explicabilidade destes parâmetros será extraída do primeiro fator.

6.4.2 Determinação dos valores de agregação

Os limites para o enquadramento dos valores de medida de cada parâmetro no seu referido q_i (qualidade do i -ésimo parâmetro) estão apresentados na Tabela 13 e foram determinados com base nos padrões de qualidade de água para irrigação proposto pelo University of California Committee of Consultants – UCCC (Figura 8, item 5.1.3) e nos critérios estabelecidos por Ayers e Westcot (1999) - Tabela 9 (pág. 79).

A qualidade das variáveis foi representada por um número adimensional que variou de 0 a 100, de modo que quanto melhor a qualidade da variável, maior o valor. A pior qualidade da variável ficou na faixa de 0 a 35, considerada de alta restrição.

TABELA 13 - Valores limites para os parâmetros utilizados no cálculo de q_i .

q_i	CE ($\mu S.cm^{-1}$)	RAS°	Na^+ ($mmol_c.L^{-1}$)	Cl^- ($mmol_c.L^{-1}$)	HCO_3^- ($mmol_c.L^{-1}$)
85-100	$200 \leq CE < 750$	$2 \leq RAS^\circ < 3$	$2 \leq Na < 3$	$1 \leq Cl < 4$	$1 \leq HCO_3 < 1,5$
60-85	$750 \leq CE < 1.500$	$3 \leq RAS^\circ < 6$	$3 \leq Na < 6$	$4 \leq Cl < 7$	$1,5 \leq HCO_3 < 4,5$
35-60	$1.500 \leq CE < 3.000$	$6 \leq RAS^\circ < 12$	$6 \leq Na < 9$	$7 \leq Cl < 10$	$4,5 \leq HCO_3 < 8,5$
0-35	$CE < 200$ ou $CE \geq 3.000$	$RAS^\circ < 2$ ou $RAS^\circ \geq 12$	$Na < 2$ ou $Na \geq 9$	$Cl < 1$ ou $Cl \geq 10$	$HCO_3 < 1$ ou $HCO_3 \geq 8,5$

6.4.2.1 Qualidade individual dos parâmetros (q_i)

Os valores de q_i foram obtidos com base nos resultados das amostras de água analisadas em laboratório e enquadradas em faixas de tolerância para cada elemento conforme a Tabela 13. Os valores de q_i para cada parâmetro físico-químico foram calculados a partir da equação 8 (pág. 79) e podem ser exemplificados com a determinação do q_i para o ponto A1, em abril/03. Os demais valores podem ser vistos nos Apêndices de S a X.

$$\text{Ex.:} \quad q_i = q_{i_{\max}} - \frac{(x_{ij} - x_{\text{inf}}) * q_{i_{\text{amp}}}}{x_{\text{amp}}}$$

onde:

$$x_{ij} \text{ (valor observado para a CE em abril/2003)} = 130 \mu\text{S.cm}^{-1}$$

Da tabela 13 temos:

$$q_{i_{\max}} \text{ (valor máximo de } q_i \text{ para a classe)} = 35$$

$$x_{\text{inf}} \text{ (valor correspondente ao limite inferior da classe que pertence a CE)} = 0 \mu\text{S.cm}^{-1}$$

$$q_{i_{\text{amp}}} \text{ (amplitude da classe de } q_i) = 35$$

$$x_{\text{amp}} \text{ (amplitude de classe que pertence a CE)} = 200 \mu\text{S.cm}^{-1}$$

$$q_{A1(\text{abril}/03)} = 35 - \frac{(CE_i - 0) * (35 - 0)}{200 - 0}$$

$$q_{A1(\text{abril}/03)} = 35 - \frac{(130 - 0) * 35}{200}$$

$$q_{A1(\text{abril}/03)} = 12,25$$

6.4.2.2 Cálculo dos pesos de agregação dos parâmetros (w_i)

Nesta pesquisa, os pesos atribuídos a cada fator foram extraídos diretamente do primeiro fator da matriz transformada. O valor do peso foi então ponderado em função da variância do primeiro Fator (Tabela 12) associado à explicabilidade de cada parâmetro, em relação à este fator. Em seguida, foi calculado o valor de w_i (equação 9, pág. 80) para cada parâmetro, de forma que a soma de todos w_i fosse igual a um (Tabela 14).

Como exemplo pode ser observado o cálculo de peso da CE:

$$w_i = \frac{\sum_{j=1}^k F_j A_{ij}}{\sum_{j=1}^k \sum_{i=1}^p F_j A_{ji}}$$

Dados:

Da Tabela 11 (pág. 125) temos:

Variância do Fator 1 (na qual a CE faz parte) = 6,287

Da Tabela 12 (pág. 126) temos:

Carga fatorial de CE = 0,974

Carga fatorial de RAS° = 0,875

Carga fatorial de Na⁺ = 0,946

Carga fatorial de Cl⁻ = 0,896

Carga fatorial de HCO₃⁻ = 0,936

Assim,

$$w_{CE} = \frac{0,974 * 6,287}{6,287 * (0,974 + 0,875 + 0,946 + 0,896 + 0,936)} = 0,211$$

TABELA 14 – Pesos para os respectivos valores dos parâmetros selecionados para o IQA.

Parâmetros	Pesos
Condutividade elétrica (CE)	0,211
Sódio (Na ⁺)	0,204
Bicarbonato (HCO ₃ ⁻)	0,202
Cloreto (Cl ⁻)	0,194
Razão de adsorção de sódio corrigida (RAS°)	0,189
Total	1,000

Procedimento semelhante, utilizando os pesos ponderados em função apenas do primeiro Fator encontrados através da ACP, foi adotado por Haase et al. (1989) na avaliação da água na bacia hidrográfica do rio Guaíba - RS e por Toledo & Nicolella (2002) na microbacia do Ribeirão Jardim em Guaíba-SP, ao utilizarem um IQA para avaliar a qualidade das águas.

A Tabela 14 mostra que os pesos apresentaram pequena variação, sendo o maior encontrado para CE e o menor para RAS°. Como o índice leva em consideração a salinidade, a sodicidade no solo e a toxicidade às plantas, este apresenta alta sensibilidade à variabilidade de qualquer um dos elementos.

6.4.3 Classes do IQA

As classes do IQA proposto seguem a seguinte escala e foram caracterizadas da seguinte forma:

TABELA 15 – Caracterização das classes do IQA.

IQA	Limitação de uso das águas	Indicativo de Uso	
		Solo	Planta
$85 \leq 100$	sem restrição	Pode ser usada para a maioria dos solos, com pouca probabilidade de gerar problemas de salinidade e sodicidade, devendo ser adotada lixiviação normal às práticas de irrigação, à exceção dos solos com permeabilidade extremamente baixa.	Não oferece risco de toxicidade para a maioria das culturas.
$70 \leq 85$	baixa restrição	Recomendada para uso na irrigação em solos de textura leve ou que apresente drenagem moderada, devendo ser utilizada lâmina de lixiviação dos sais. Apresenta perigo de sodificação considerável em solo de textura pesada, devendo ser evitado seu uso em solos com alto teor de argila 2:1.	Plantas sensíveis aos sais devem ser evitadas.
$55 \leq 70$	moderada restrição	Pode ser empregada em solos que apresentam drenagem moderada a alta, devendo ser adotada uma lixiviação moderada dos sais.	Plantas com moderada tolerância aos sais podem ser cultivadas na maioria dos casos.
$40 \leq 55$	alta restrição	Deve ser usada em solos com drenagem alta, sem presença de camadas compactadas. Quando a água apresentar CE superior a $2.000 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e RAS superior a 7, uma frequência de irrigação elevada deve ser adotada.	Deve ser usada para a irrigação de plantas com moderada a alta tolerância aos sais, com práticas especiais de controle de salinidade; salvo para as águas com baixos valores de Na, Cl e HCO_3 .
$0 \leq 40$	restrição severa	Deve ser evitado o uso para irrigação sob condições normais. Em circunstâncias especiais, pode ser usada ocasionalmente. Águas com baixos teores de sais e alta de RAS requerem aplicação de gesso. Com águas de alto conteúdo salino, os solos devem apresentar uma alta drenagem interna, devendo ser aplicado excesso de água nas irrigações para evitar o acúmulo de sais.	Nessas condições, somente culturas altamente tolerantes devem ser usadas; salvo para as águas com valores extremamente baixos de Na, Cl e HCO_3 .

Na primeira classe, com valores de IQA de 85-100, as águas não apresentam risco de uso nem para o solo nem para as plantas. Na segunda, para valores de IQA de 70-85, a restrição quanto ao risco de redução de infiltração é baixo, mas já deve ser considerada a tolerância das culturas. Na terceira, para os valores de IQA entre 55-70, o risco de redução de infiltração é considerado moderado, mas a seleção de culturas de moderada tolerância deve ser realizada. Na quarta classe, com IQA variando de 40-55, verifica-se alto risco de causar problemas de redução de infiltração. Nesta classe, somente culturas tolerantes devem ser adotadas. Na quinta classe, os valores de IQA de 0-40 foram definidos como sendo valores que apresentam risco severo quanto ao uso desta água no solo e, dependendo das condições de salinidade, de restrição severa para as plantas; nestas condições, somente o cultivo de plantas altamente tolerante pode ser adotado.

Considerando estas condições, o índice desenvolvido nesta pesquisa leva em consideração em uma única classe dois extremos: altos valores da razão de adsorção de sódio associada à alta concentração de sais, bem como baixos valores da razão de adsorção de sódio associado à baixa concentração de sais, como sendo condições severas de uso da água para irrigação (como se vê na última linha da Tabela 13).

Nas regiões semi-áridas o uso da irrigação é indispensável nos grandes empreendimentos agrícolas para que se possam garantir os rendimentos. No entanto, segundo Chaves et al. (2005), perímetros irrigados, como de São Gonçalo e Engenheiro Arcoverde, que foram altamente expressivos para a economia da região, apresentam atualmente 24% da sua área afetada por sais, sem considerar as áreas abandonadas ou improdutivas em virtude de altos teores de sais e/ou sódio trocável adicionados pela água de irrigação.

Trabalhos como de Rhoades et al. (1992), De Nys et al. (2002) e Pearson (2003) mostram a importância do balanço de sais nas águas de irrigação. Este balanço considera a lixiviação excessiva dos sais e como esta afeta a estabilidade dos agregados do solo, podendo levar a problemas de redução da infiltração, redução da condutividade hidráulica e/ou presença de crosta superficial.

Em estudos como de Santos & Muraoka (1997) pode-se constatar que quando a relação Na:Ca se torna alta, é preocupante, tanto no que diz respeito à toxicidade às plantas quanto ao desbalanço nutricional, podendo diminuir a disponibilidade de determinados elementos para as plantas e alterar as características físico-hídricas dos solos devido à dispersão das argilas.

Ayers e Westcot (1999) mostram que o uso de águas com teores elevados de bicarbonato nas plantas pode gerar problemas de incrustações sobre as folhas, frutos e flores,

diminuindo seu valor comercial devido à má aparência. Quando a evaporação é elevada e a umidade relativa é menor que 30%, esse problema também pode ser observado, mesmo em águas com baixos teores de bicarbonato.

A divisão das classes proposta do IQA nesta pesquisa foi baseada em IQAs já existentes, e as classes foram definidas levando em consideração o risco de salinidade, o risco de redução de infiltração no solo, bem como o risco de toxicidade às plantas, conforme observado nas classificações apresentadas em Bernardo (1995) e Holanda & Amorim (1997).

6.4.4 Cálculo dos valores do IQA

A partir dos valores calculados de q_i (Apêndice S a X) e w_i (Tabela 14) para cada ponto amostrado na bacia, os valores do IQA foram calculados (equação 6, pág. 77) como no exemplo abaixo. Estes valores estão na Tabela 16.

$$\text{Ex:} \quad \text{IQA} = \sum_{i=1}^n q_i w_i$$

Dados: aç. Edson Queiroz (A1) em abril/2003

$$q_{\text{CE}} = 12,25 \quad w_{\text{CE}} = 0,211$$

$$q_{\text{RAS}^\circ} = 22,70 \quad w_{\text{RAS}^\circ} = 0,189$$

$$q_{\text{Na}} = 25,38 \quad w_{\text{Na}} = 0,204$$

$$q_{\text{Cl}} = 16,63 \quad w_{\text{Cl}} = 0,194$$

$$q_{\text{HCO}_3} = 3,85 \quad w_{\text{HCO}_3} = 0,202$$

$$\begin{aligned} \text{IQA}_{\text{A1(abril/03)}} &= (q_{\text{CE}} * w_{\text{CE}}) + (q_{\text{RAS}^\circ} * w_{\text{RAS}^\circ}) + (q_{\text{Na}} * w_{\text{Na}}) + (q_{\text{Cl}} * w_{\text{Cl}}) + (q_{\text{HCO}_3} * w_{\text{HCO}_3}) \\ &= (12,25 * 0,211) + (22,70 * 0,189) + (25,38 * 0,204) + (16,63 * 0,194) + (3,85 \\ &\quad * 0,202) \\ &= 16,06 \end{aligned}$$

TABELA 16 – Valores do IQA para todos os pontos amostrados na bacia do Acaraú.

Data	IQA_A1	IQA_R2	IQA_A3	IQA_A4	IQA_R5	IQA_A6	IQA_R7	IQA_A8	IQA_R9	IQA_R10	Média	Desvpadrão	CV (%)
Abr/03	16	88	24	17	17	21	72	15	42	60	37,08	27,01	72,84
Mai/03	26	83	20	16	23	61	73	31	60	60	45,46	24,67	54,26
Jul/03	57	81	41	18	39	59	73	29	75	82	55,37	22,74	41,07
Ago/03	56	56	38	19	23	41	56	30	59	90	46,83	20,95	44,73
Set/03	75	86	46	17	21	38	87	48	75	89	58,19	27,57	47,39
Out/03	56	83	46	17	11	38	84	49	59	85	52,75	26,48	50,20
Nov/03	55	84	47	17	12	61	81	48	58	91	55,45	26,47	47,74
Dez/03	90	81	47	16	11	58	55	44	91	88	58,02	29,43	50,72
Jan/04	60	31	21	17	16	35	83	7	16	14	30,04	23,81	79,25
Mar/04	59	58	24	21	13	40	71	14	44	44	38,90	20,19	51,90
Mai/04	25	54	22	17	45	38	69	11	56	61	39,75	20,31	51,09
Jul/04	28	83	-	14	61	62	50	48	86	88	57,76	25,75	44,59
Set/04	40	59	21	28	45	61	79	47	58	56	49,49	16,96	34,28
Nov/04	62	84	41	14	10	60	57	46	72	57	50,26	23,67	47,09
Jan/05	59	52	43	15	42	60	60	44	53	71	49,83	15,27	30,64
Mar/05	57	88	26	17	9	60	75	48	60	60	50,04	25,38	50,72
Mai/05	64	55	22	15	25	60	67	47	56	55	46,56	18,65	40,05
Jul/05	64	56	41	16	27	59	77	47	56	70	51,17	19,02	37,18
Set/05	61	59	41	13	10	73	77	46	57	68	50,52	23,35	46,22
Média	53	70	34	17	24	52	71	37	60	68			
Desvpadrão	18,31	16,96	10,78	3,38	15,18	13,56	10,83	14,79	16,45	19,59			
CV (%)	34,46	24,38	31,66	19,80	62,95	26,20	15,29	40,08	27,60	28,92			
Período Seco	2003	65	79	44	17	19	49	73	41	70	87		
	2004	43	75	31	19	39	61	62	47	72	67		
	2005	62	57	41	14	18	66	77	47	57	69		
Média	59	74	41	17	24	55	70	44	68	78			

A1- Açude Edson Queiroz; R2 - Rio Groaíras; A3 - Açude Araras; A4 - Açude Ayres de Souza; R5 - Rio Jaibaras;; A6 - Açude Forquilha; R7 - Dreno do Perímetro Forquilha; A8 - Açude Acaraú Mirim; R9 - Barragem Santa Rosa; R10 - Rio Acaraú. Período seco: 2003 (jul a dez); 2004 (jul a nov); 2005 (jul e set)

(-) dado perdido

6.4.5 Discussão

Dentro do contexto apresentado, evidencia-se, de acordo com os resultados da Tabela 16, apresentados nas Figuras 36 e 37, a limitação de uso para irrigação das águas da margem esquerda do rio Acaraú, onde estão localizados: o açude Araras (A3), o açude Ayres de Souza (A4), o rio Jaibaras (R5), bem como o açude Acaraú Mirim (A8). Os referidos reservatórios e o rio apresentaram, com relação aos parâmetros considerados, IQA médio de 34; 17; 24 e 37, respectivamente. A maioria das amostras de água destes pontos está enquadrada na classe de uso com restrição severa. Mesmo no período seco, período em se requer o uso da irrigação, estes pontos apresentaram restrição de uso de severa a alta.

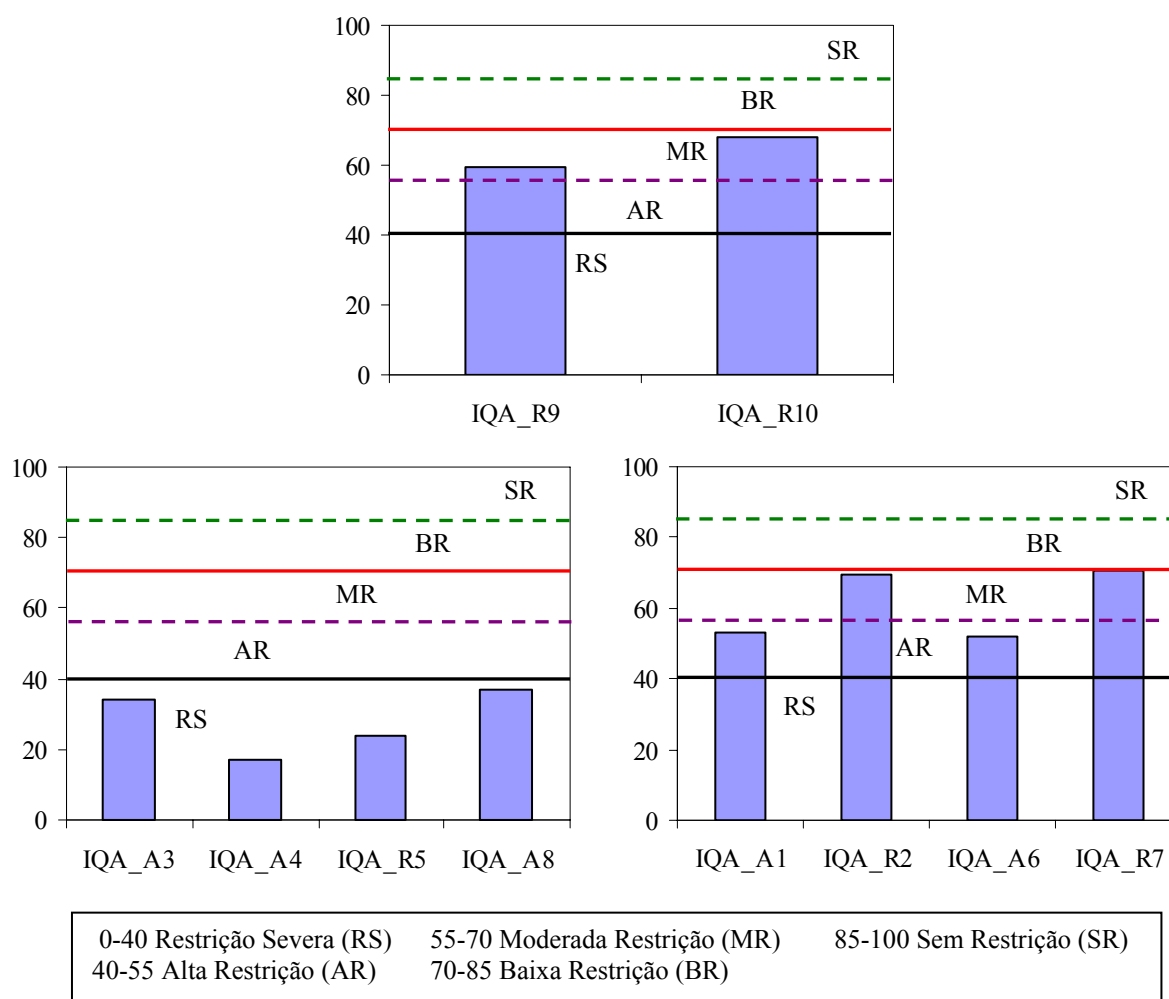


FIGURA 36 – Valores médios de IQA para trecho final do rio Acaraú (R9 e R10), margem esquerda (A3, A4, R5 e A8) e margem direita (A1, R2, A6 e R7), considerando todo o período de estudo.

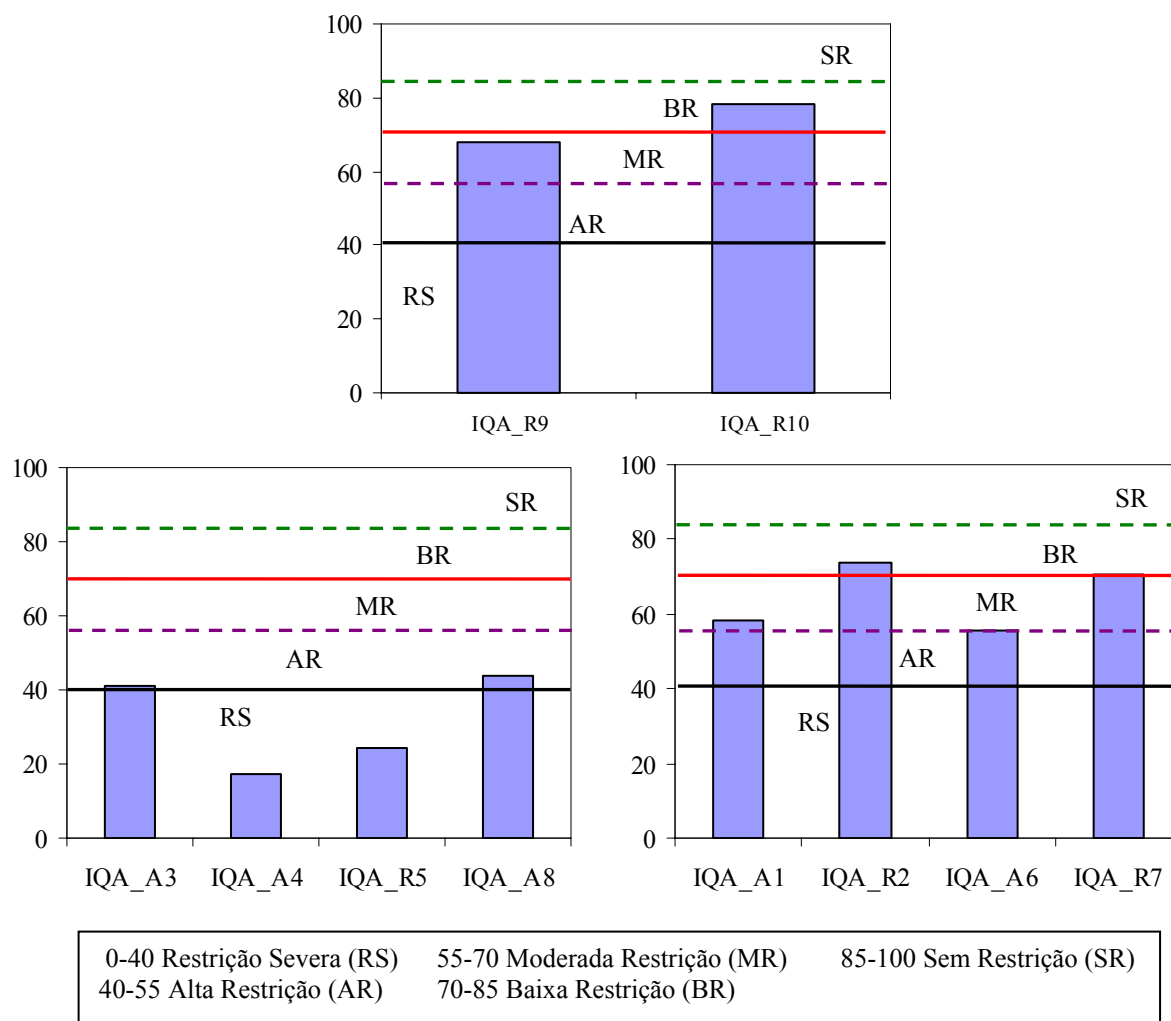


FIGURA 37 – Valores médios de IQA para trecho final do rio Acaraú (R9 e R10), margem esquerda (A3, A4, R5 e A8) e margem direita (A1, R2, A6 e R7), considerando somente o período seco de 2003, 2004 e 2005.

As condições observadas nestes pontos concordam com Scaloppi & Britto (1986) quando afirmam que as águas com CE inferior a $500 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e, particularmente, abaixo de $200 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ tendem a lixiviar os sais e minerais solúveis, incluindo os de cálcio, reduzindo sua influência sobre a estabilidade dos agregados e estrutura do solo. Então, quando os problemas relativos à infiltração presente em áreas irrigadas não são causados pelo efeito da RAS elevada, invariavelmente, são causados pelas águas de salinidade muito baixa.

Estudos De Nys et al. (2002) nos campos irrigados do Perímetro Maniçoba, localizado na parte média-baixa da Sub-bacia do rio São Francisco (entre as cidades de Juazeiro(BA)-Petrolina(PE)), também colaboram com as condições propostas pelo IQA desenvolvido. Os autores observaram que a água utilizada para irrigação neste Perímetro era

de excelente qualidade salina (CE entre 50 a 110 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) e sais de origem geológica estavam praticamente ausentes. Contudo, diversas parcelas irrigadas estavam sendo abandonadas sob a alegação de problemas de salinidade. A análise do solo em parcelas irrigadas mostrou que a CE do solo apresentava valores abaixo de níveis de salinidade, verificando-se que o termo salinização era adotado para diferentes tipos de degradação e restrições do solo, não especificamente acúmulo de sais na zona das raízes.

Como observado nos resultados de caracterização e estudo físico-químico das águas (itens 6.1 e 6.2), a classe de restrição em que foram inseridas as águas desses açudes não dizem respeito a elevados valores de salinidade ou de íons específicos, mas de baixa condição de sodicidade associada à baixa condição de salinidade que pode levar à sérios problemas de redução de infiltração em solos sob irrigação. Tal combinação formada diminui a disponibilidade de água para as planta, dificulta as práticas culturais e favorece o encharcamento superficial.

Vale salientar o valor observado para o coeficiente de variação no ponto de coleta R5 (Tabela 16). Este valor foi o mais elevado entre os IQAs calculados (CV = 62,95%). A elevada variabilidade dos dados neste ponto deve estar ligada à própria dinâmica do rio que, ao longo do seu percurso sofre influência da drenagem de áreas agrícola e urbana (Perímetro Irrigado Ayres de Souza e cidade de Jaibaras) e ao longo do tempo, concentração e diluição (período seco e chuvoso) apresentando grande variação da concentração salina.

De acordo com o mapa de classificação de restrição de uso das águas, quanto a CE e RAS° descrito por Andrade et al. (2006), as águas da margem esquerda do rio Acaraú (onde estão inseridos os pontos A3, A4, A8 e R5) foram classificadas como águas que apresentam risco crescente a severo em causar problemas de infiltração no solo. Ainda de acordo com os referidos autores, os solos das áreas onde estão inseridos esses pontos foram classificados como sendo de baixa a média condição de permeabilidade, apresentando limitações de uso devido às condições de reduzida infiltração, sendo classificados como apresentando alto risco em sofrer problemas futuros de infiltração nas áreas irrigadas.

Tal comportamento foi constatado por Chaves (2006) no Distrito de Irrigação Araras Norte, na bacia do Acaraú, onde foi observado redução da infiltração com conseqüente acúmulo de água na superfície do solo. A queda da permeabilidade do solo dificultou e reduziu a drenagem, provocando problemas de salinização, mesmo com águas que, de acordo com a classificação do USDA, não apresentavam nenhum risco. Segundo

Molle & Cadier (1992), essa situação deve ser considerada, pois é dificilmente reversível, senão com intervenções onerosas.

Os açudes Edson Queiroz (A1) e Forquilha (A6) apresentaram variação temporal de IQA com média de 53 e 52 (Tabela 16), respectivamente. Estes valores estão enquadrados na classe de água com restrição alta de uso (Figura 36), mas apresentando valores muito próximos ao limite superior da classe. No período seco, o IQA médio para os açudes foi de 59 e 55 (Tabela 16), respectivamente, considerados como de restrição moderada (Figura 37). Considerando somente o período seco de 2004, o IQA médio para o açude Edson Queiroz foi de 43, classificada como apresentando restrição alta para uso na irrigação (Figura 37). No entanto, este fato está ligado à baixa salinidade e sodicidade das águas causada pelas fortes chuvas ocorridas neste ano, levando ao aumento no risco de redução de infiltração no solo.

Para o açude Forquilha, o menor valor médio de IQA no período seco foi observado em 2003 (IQA = 49). Este valor é consequência da grande renovação das águas ocorridas no período chuvoso de 2003 (quando passou de 20% do volume máximo de acumulação em dez/2002 para 97,6% na estação chuvosa de 2003) e do manejo de uso do reservatório.

O rio Groaíras (R2) e o Dreno do perímetro irrigado Forquilha (R7), pontos de coleta que mostraram valores mais elevados de salinidade com relação aos demais pontos, apresentaram IQA médio de 70 e 71 (Tabela 16), respectivamente. Estes valores estão enquadrados dentro da classificação de baixa restrição de uso para irrigação (Figura 36). No entanto, verifica-se que esta restrição diz respeito ao risco de causar problemas de infiltração ($CE \times RAS^\circ$) no solo. A concentração total de sais e as concentrações dos íons específicos (individualmente Na^+ , Cl^- e HCO_3^-) devem ser consideradas sob pena de causarem prejuízo às plantas.

As águas da Barragem Santa Rosa (R9) e do Rio Acaraú (R10) apresentaram IQA médio de 60 e 68 (Tabela 16), respectivamente, sendo enquadradas na classe de uso com restrição moderada (Figura 36). Vale salientar que o ponto R9 apresentou no período seco de 2003 IQA médio de 70 e, em 2004, de 72. Estes valores estão enquadrados como águas de baixa restrição de uso para irrigação com relação ao solo, devendo ser considerado o tipo de cultura e sua tolerância aos sais totais. Considerando que este ponto é responsável por suprir o grande perímetro irrigado da bacia, o Distrito de Irrigação Baixo Acaraú - DIBAU (8438 ha), a água mostrou-se adequada ao uso.

Verifica-se que a variação espacial da qualidade da água na bacia foi maior no período de chuva intensa. Em abril/2003 foi observado um valor de CV de 72,84% e em

jan/2004 de 79,25%, apresentando IQA médio de 37 e 30 (Tabela 16) respectivamente. Este comportamento de maior variação na estação chuvosa foi observado por Frota Júnior (2006) também ao longo do rio Curu. De acordo com o referido autor, a forte variação dos dados neste período expressa a dinâmica da qualidade das águas influenciada pelas condições geológicas em cada ponto, pelas intervenções antrópicas da área e pela sazonalidade das águas responsáveis pela perenização do rio.

Os resultados encontrados e o enquadramento das águas realizado nesta pesquisa concordam com trabalhos como de Mesquita et al. (2002) e Andrade et al. (2006), onde é possível observar que cerca de 80% da área de drenagem da bacia do Acaraú apresenta-se, em potencial, com problemas crescentes quanto ao risco de variações da infiltração do solo promovido pelo efeito de sodicidade da água, sendo esta condição limitante no uso das águas na bacia do Acaraú em decorrência das baixas concentrações de sais totais e não de elevadas concentrações de sódio.

7. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos neste trabalho, considerando as condições em que foram avaliados, permitem tirar as seguintes conclusões:

- Os açudes estudados apresentaram comportamento diferenciado quanto ao efeito sazonal nos parâmetros CE e $\delta^{18}\text{O}$, sendo estes influenciados pelo relevo e pelo clima (precipitação, ventos e evaporação) do local.
- As análises isotópicas indicaram forte enriquecimento em oxigênio-18 nas águas acumuladas nos reservatórios durante a estação seca devido à perda de 30 a 40% do volume estocado por evaporação.
- As águas coletadas na saída dos reservatórios (válvula ou galeria) estudados apresentaram comportamento distinto com relação à mistura das águas da renovação com as águas estocadas. Dois comportamentos foram observados. O primeiro comportamento dito “normal” refletindo a mistura do reservatório, caracterizando-se pela queda de $\delta^{18}\text{O}$, CE e Cl com o aumento do Vac no início das chuvas, seguido por um aumento lento e constante destes parâmetros durante os meses secos. O segundo, mostrando uma queda mais acentuada e súbita nos três parâmetros no início da época chuvosa com um aumento rápido durante 2 a 3 meses para, somente depois disso, seguir o aumento lento até o final da época seca. Este segundo comportamento é um indicativo do estado persistente de estratificação das águas no reservatório.
- Os açudes Edson Queiroz (margem direita do rio Acaraú) e Araras (margem esquerda), localizados na parte alta da bacia, mostraram forte estratificação em CE e $\delta^{18}\text{O}$ na estação chuvosa. As condições climáticas predominantes na região destes açudes favoreceram que as águas da recarga, mais frias que as estocadas, rapidamente chegassem ao fundo do reservatório, levando a uma forte estratificação.
- O fato das águas de recarga, quimicamente mais leves, ter apresentado densidade de massa maior que as das águas estocadas, indicam que o parâmetro responsável pela estratificação não é a salinidade, mas a temperatura.

- A homogeneização das águas no reservatório Edson Queiroz foi um processo lento, levando cerca de 3 meses para ocorrer. A manutenção do fenômeno da estratificação nestas águas está diretamente ligada às condições climáticas. Na estação chuvosa, iniciando com o advento da zona de convergência intertropical – ZCIT, o movimento horizontal do ar é mínimo. Ao mesmo tempo, pela insolação reduzida e a cobertura vegetal do solo renovada em torno do reservatório, os ventos de convecção térmica sobre o açude cessam, sendo a amplitude térmica também reduzida. Assim, a manutenção de uma estratificação estável e de longa duração é favorecida; nestas condições, enquanto o fluxo superficial afluyente tem continuidade, a estratificação se mantém.
- A estratificação com ritmo diário nos reservatórios estudados é bem mais fraca que a estratificação sazonal. Diferente de outras áreas tropicais, a estratificação aqui observada é de longa duração.
- O valor extremamente baixo de $\delta^{18}\text{O}$ (igual a $-12,62\%$) observado na água coletada na válvula do açude Edson Queiroz, em 2004, é consequência da alta eficiência de condensação formada pela incursão da ZCIT para posições mais próximas à costa norte do Nordeste associada à presença de Vórtice Ciclônico de Ar Superior (VCAS).
- Os parâmetros $\delta^{18}\text{O}$, CE e Cl^- monitorados para o açude Edson Queiroz e Forquilha, do início até o final da estação seca de 2003, seguiram em boa aproximação o desenvolvimento de um tanque de evaporação, mostrando que este processo é dominante na redução do volume das águas nestes açudes.
- Os açudes Araras e Ayres de Souza não apresentaram a mesma tendência, de maneira que as perdas mais significativas de volume foram causadas pelas retiradas das águas para os múltiplos usos e não pelo processo de evaporação.
- Os açudes da parte alta e terço médio da bacia apresentaram classificação hidroquímica predominantemente do tipo bicarbonatada sódica, enquanto o açude localizado na parte baixa (Acaraú Mirim) apresentou águas predominantemente do tipo cloretada sódica. Este tipo de água parece ser resultado da deposição de aerossóis

no solo, que por escoamento superficial ou lixiviação são transportados para o reservatório. Este fato pode estar ocorrendo no açude Acaraú Mirim em decorrência da sua proximidade com o Mar.

- A classificação da água para fins de irrigação através do diagrama do UCCC é mais sensível na avaliação do risco da qualidade da água de irrigação em causar redução de permeabilidade, quando comparado ao diagrama do USDA, uma vez que incorpora a influência da baixa salinidade e sodicidade da água em gerar problemas de infiltração.
- A Análise de Fator/Componente Principal possibilitou descrever os parâmetros envolvidos nos processos que definem a qualidade da água na bacia do Acaraú através de um modelo de três componentes. Este explicando 72,3% da variância total dos dados, antes diluídas em treze dimensões.
- Os fatores encontrados descrevem, respectivamente, processo de mineralização natural, processo de poluição orgânica e processo de poluição causada por resíduos de fertilizantes utilizados nas áreas agrícolas.
- O Índice de Qualidade de Água (IQA) proposto neste trabalho tem sua grande importância devido à ênfase dada às condições de salinidade da água associada ao risco de redução de infiltração do solo (CE e RAS°) e a sensibilidade das culturas a íons específicos (Na^+ , Cl^- e HCO_3^-).
- As águas amostradas nos pontos localizados na margem esquerda do rio Acaraú apresentaram valores de IQA inferiores a 40, sendo enquadrados na classe de uso com restrição severa para irrigação, apresentando problemas quanto ao potencial de redução da infiltração promovido pela sodicidade da água com relação aos baixos níveis de salinidade observados nos reservatórios durante todo o ano.
- As águas amostradas nos açudes Edson Queiroz e Forquilha, localizados na margem direita do rio, apresentaram variação temporal média do IQA de 53 e 52, respectivamente, sendo enquadrados na classe de água com alta restrição de uso para

irrigação. No período seco, o IQA médio para os açudes foi de 59 e 55, respectivamente, considerados como de restrição moderada.

- O valor médio do IQA na Barragem Santa Rosa, que abastece o Distrito de Irrigação Baixo Acaraú, foi de 60, sendo as águas enquadradas na classe de uso com moderada restrição. No entanto, no período seco de 2003 e 2004, os valores do IQA foram superiores a 70, levando as águas para uma condição de uso com baixa restrição.
- Os resultados alcançados em relação à classificação da qualidade das águas na bacia do Acaraú na forma do IQA proposto, permitem identificar a potencialidade, em longo prazo, de uso da água para irrigação, bem como a adoção de manejo adequado de solo e planta, com vistas à sustentabilidade das áreas e empreendimentos irrigados ali instalados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AHRENS, D.C. **Essentials of meteorology**. An invitation to the atmosphere. Belmont: Thompson Brooks Cole, 2005, 473p.

AL-HAWAS, I.A. Irrigation water quality evaluation of Al-Hassa springs and its predictive effects on soil properties. **Pakistan Journal of Biological Sciences**, v.5, n.6, p.651-655, 2002.

ALMEIDA, M.A.B.; SCHWARZBOLD, A. Avaliação sazonal das águas do Arroio da Cria Montenegro, RS com aplicação de um índice de qualidade de água (IQA). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v.8, n.1, p. 81-97, 2003.

ALVES, J.M.B.; FERREIRA, F.F.; CAMPOS, J.N.B.; SOUZA FILHO, F.A.; SOUZA, E.B.; DURAN, B.J.; SERVAIN, J.; STUDART, T.M.C. Mecanismos atmosféricos associados à ocorrência de precipitação intensa sobre o Nordeste do Brasil durante janeiro/2004. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.21, n.1, p.56-76, 2006.

ANDRADE, E.M.; SILVEIRA, S.S. Análises de componentes principais na investigação da estrutura da evapotranspiração. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.22, n.2, p.171-177, 2002.

ANDRADE, E.M.; BATISTA, T.M.; TEIXEIRA, A.S.; MEIRELES, M.; SOUZA, B.F.S. Mapa de vulnerabilidade da bacia do Acaraú, Ceará, à qualidade das águas de irrigação, pelo emprego do GIS. **Ciência Agrônômica**, v.37, n.3, p.280-287, 2006.

AUDRY, P.; SUASSUNA, J. **A salinidade das águas disponíveis para a pequena irrigação no sertão nordestino**. Disponível em: <<http://www.fundaj.gov.br/docs/tropico/desat/orig2.html>>. Acesso em: 15 ago 2003.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D.W. **A qualidade da água na agricultura**. 2.ed. Traduzido por H.R. Gheyi; J.F. Medeiros; F.A.V. Damasceno. Campina Grande: UFPB, 1999. 218p. (Estudos FAO: Irrigação e Drenagem, 29)

BAEZ, A. **Efecto de la calidad del agua de riego sobre las propiedades del suelo**. Disponível em: <<http://www.inta.gov.ar/barrow/info/documentos/agricultura/pdf/TesisBaez.pdf>>. Acesso em: 9 de set 2005.

BARROS, F.F. **Estudo da qualidade da água e balanço de sais em reservatórios superficiais na bacia do rio Curu**. 1994, 78f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 1994.

BARRETO, A.N.; SILVA, A.A.G.; BOLFE, E.L. **Irrigação e drenagem na pequena empresa agrícola – impacto ambiental versus sustentabilidade**. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros; Campina Grande: Embrapa Algodão, 2004. 418p.

BAUDER, J. **Quality and characteristics of saline and sodic water affect irrigation suitability**. Disponível em: <http://waterquality.montana.edu/docs/methane/irrigation_suitability.pdf>. Acesso em: 19 set. de 2005.

BERNARDO, S. **Manual de Irrigação**. 4ª edição. Viçosa, UFV, Imprensa Universitária, 1995, 488p.

BERZAS, J.J.; GARCIA, R.C.; RODRIGUEZ, R.C.; MARTINALVAREZ, P.J. Evolution of the water quality of a managed natural wetland: Tablas de Daimiel National Park (Spain). **Water Research**, v.34, n.12, p.3161-3170, 2000.

BEZERRA-NETO, J.F.; PINTO-COELHO, R.M. A morfometria e o estado trófico de um reservatório urbano: logoa do Nado, Belo Horizonte, estado de Minas Gerais. **Acta Scientiarum**, v.24, n.2, p.285-290, 2002.

BOLLMANN, H. A.; MARQUES, D. M. Bases para a estruturação de indicadores de qualidade de águas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.5, n.1, p.37-60, 2000.

BORDALO, A.A.; NILSIMRANCHIT, W.; CHALERMWAT, K. Water quality and uses of the Bangpakong river (eastern Thailand). **Water Research**, v.35, n.15, p.3635-3642, 2001.

BRAINWOOD, M.A.; BURGIN, S.; MAHESHWARI, B. Temporal variations in water quality of farm dams: impacts of land use and water sources. **Agricultural Water Management**, v.70, p.151-175, 2004.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. **Normais Climatológicas de 1961-1990**. Brasília: Secretaria Nacional de Irrigação/ Departamento Nacional de Meteorologia, 1992. 84p.

BRODNJAK-VONCINA, D. ET AL. *Chemometrics characterization of the quality of river water*. **Analytica Chimica Acta**, v.462, p.87-100, 2002.

CALBETE, N. O.; GAN, M.; SATYAMURTY, P. Vórtices ciclônicos da alta troposfera que atuam sobre a Região Nordeste do Brasil. **Climanálise Especial** – Edição comemorativa de 10 anos. MCT/INPE/CPTEC. cap. 21, 1996.

CARVALHO, A. R.; SCHLITTLER, F. H. M.; TORNISIELO, V. L. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físico-químicos da água. **Química Nova**, v.23, n.5, p.618-622, 2000.

CAUSEPÉ, J.; QUÍLEZ, D.; ARAGÜÉS, R. Assessment of irrigation and environmental quality at the hydrological basin level. II. Salt and nitrate loads in irrigation return flows. **Agricultural Water Management**, v.70, p.211-228, 2004.

CHADHA, D.K. A proposed new diagram for geochemical classification of natural waters and interpretation of chemical data. **Hydrogeology Journal**, v.7, p.431- 439, 1999.

CHANG, H.K.; TEIXEIRA, A.J.; VIDAL, A.C. Aspectos hidrogeológicos e hidroquímicos das regiões dos municípios de Mogi Mirim, Mogi Guaçu e Itapira no estado de São Paulo. **Geociências**. São Paulo: UNESP. v.22, n.Especial, p.63-73, 2003.

CHAVES, L.C.G. **Salinidade e impacto da irrigação no Distrito de Irrigação do Perímetro Irrigado Araras Norte, Dipan, Ceará**. 2006, 79f. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2006.

CHAVES, L.H.G.; CHAVES, I.B.; VASCONCELOS, A.C.F.; LEÃO, A.B. Avaliação da salinidade dos Neossolos dos perímetros irrigados de São Gonçalo e Engenheiro ArcoVerde, PB. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16., 2005, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: ABRH. 2005. 1 CD-ROM.

CARMO, G.A.; MEDEIROS, J.F.; TAVARES, J.C.; GHEY, H.R.; SOUZA, A.M.; PALÁCIO, H.A.Q. Crescimento de bananeiras sob diferentes níveis de salinidade da água de irrigação. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal - SP, v.25, n.3, p.513-518, 2003.

CLARK, L. e FRITZ, P. **Environmental isotopes in hydrogeology**. New York: CRC Press, 1997.328p.

COGERH. **Monitoramento: açudes**. Disponível em: <<http://www.cogerh.com.br/versao3/>>. Acesso em: 15 set. 2004.

DAKER, A. **Irrigação e Drenagem: água na agricultura**. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 7 ed., v.3, 1988. 543p.

D'ASSUMPÇÃO, A.L.G.; MÖBUS, G.; ALMEIDA, M.M.M; LIMA, L.C.T.M.; LIMA, I.C.P. Salinidade das águas em reservatórios superficiais da bacia Metropolitana de Fortaleza – Ceará – Brasil. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16., 2005. João Pessoa, **Anais...** João Pessoa: ABRH. 2005. 1 CD-ROM.

DE NYS, E.; RAES, D.; LE GAL P.; SPEELMAN, S. **Evaluation of the salinization pattern of irrigated fields in Maniçoba irrigation scheme (Brazil)**. Disponível em: <<http://www.pcsi.ird.fr/sempsi2/communications/DeNys.pdf>>. Acesso em: 9 set. 2005.

DERÍSIO, J.C. **Introdução ao controle da poluição ambiental**. São Paulo: Editora da CETESB. 1992.

DIAS, C. A.; OLIVEIRA, D.M.; RIBEIRO, M.L. Avaliação da qualidade das águas superficiais na microbacia do rio Dourados utilizando o índice de qualidade das águas IQA-NSF. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 15., 2003, Curitiba. **Anais...** Curitiba: ABRH. 2003. 1 CD-ROM.

DIAS, N.S., MEDEIROS, J.F.; GHEYI, H.R.; SILVA, F.V; BARROS, A.D. Evolução da salinidade em um Argissolo sob cultivo de melão irrigado por gotejamento. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.8, n.2-3, 2004.

DILLON, W. R. e GOLDSTEIN, M. **Multivariate analysis methods and applications**. New York: John Wiley e Sons, 1984. 587p.

DINIZ, C. R.; CEBALLOS, B.S.O.; BARBOSA, J.E.L.; KONIG, A.; PEDROZA, A.S. Diurnal rhythms and vertical distribution of variable limnologicals, in a dry and rainy season at the Epitácio Pessoa reservoir of Paraíba, Brazil. In: SIMPOSIO INTERNAZIONALE DI INGEGNERIA SANITARIA AMBIENTALE 2004, Taormina – Itália. **Anais...** Taormina – Itália: ANDIS, 2004. CD-ROM.

DNOCS. **Barragens e Perímetros irrigados**. Disponível em: <<http://www.dnocs.gov.br/~dnocs/doc/canais>>. Acesso em: 9 set. 2004.

ELMI, A.A.; MADRAMOOTOO, C.; EGEH, M.; HAMEL, C., 2004. Water and fertilizer nitrogen management to minimize nitrate pollution from a cropped soil in southwestern Quebec, Canada. **Water Air Soil Pollution**, v.151, p.117-134.

EMBRAPA. **Relevo do Brasil**. Disponível em <<http://www.relevobr.cpm.embrapa.br/ce/index.htm>>. Acesso em: 15 set. 2004.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa solos, 1999. 412p.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solos**. 2 ed. rev. e atual. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1997. 212p.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998, 609p.

FROTA, D. M.; GIL, M.M.L.; RAMALHO, A.C.; VIEIRA, V.; CALDAS, B. **Water quality in Guaribas river basin for irrigation use**. In: GERMAN-BRAZILIAN WORKSHOP ON NEOTROPICAL ECOSYSTEMS – Achievements and Prospects of Cooperative Research, Hamburg, p.505-510, 2000.

FROTA JÚNIOR, J.I. **Variabilidade especial e temporal da qualidade das águas no trecho perenizado da bacia hidrográfica do Curu, Ceará**. 2006.103f. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Irrigação e Drenagem). Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2006.

FUNCEME. **Monitoramento**. Disponível em: <<http://www.funceme.br>>. Acesso em: 12 set. 2006.

GALTADINI, M.C.C.; PAIVA, E.M.C.D.; PAIVA, J.B.D.; PAZ, M.F.; KRAEMMER, M.C.N. Aplicação de modelo matemático a dados de ciclos de estratificação térmica e de qualidade da água do reservatório do Vacaraí-Mirim. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.9, n.1, p.27-35, 2004.

GEDZELMAN, S.D.; LAWRENCE, J.R. **The isotopic composition of precipitation from two extratropical cyclones**. Disponível em: <<http://ams.allenpress.com/archive/15-20-0493/118/2/pdf/i1520-0493-118-2-495.pdf>>. Acesso em: 20 out. 2005.

GHEYI, H.R. **Problemas de salinidade na agricultura irrigada**. In: AGRICULTURA, SUSTENTABILIDADE E O SEMI-ÁRIDO. OLIVEIRA, T.S.; ASSIS JÚNIOR, R.N.; ROMERO, R. E.; SILVA, J. R.C. Fortaleza: UFC, Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciências do Solo, 2000. 406p.

GHEYI, H.J.; LUZ, M. J. S; BARRETO, A.N.; SILVA, A.A.G. Qualidade da água para fins de irrigação. In: BARRETO, A.N.; SILVA, A.A.G.; BOLFE, E.L. **Irrigação e drenagem na empresa agrícola – impacto ambiental versus sustentabilidade**. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros; Campina Grande: Embrapa Algodão, 2004. cap.9, p331-376.

GIBSON, J.J. Forest-tundra water balance signals traced by isotopic enrichment in lakes. **Journal of Hydrology**, v.251, p.1-13, 2001.

GOES, E.S. **Problemas de salinidade e drenagem em projetos de irrigação no Nordeste e a ação da pesquisa com vistas a seu equacionamento**. In: REUNIÃO SOBRE A SALINIDADE EM ÁREAS IRRIGADAS DO NORDESTE. Fortaleza, 1978. 56p.

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

GRATTAN, S.R. **Irrigation water salinity and crop production**. Disponível em: <<http://anrcatalog.ucdavis.edu/pdf/8066.pdf>>. Acesso em: 15 jul. 2005.

GRIFFITHS, M.; WILSON, S.; ANIELSKI, M. **The Alberta GPI account: agriculture**. Alberta: The Pembina Institute, 2001. 55p.(Report n.19)

HAASE, J.; KRIEGER, J.A.; POSSOLI, S. Estudo da viabilidade do uso de técnica factorial como um instrumento na interpretação de qualidade das águas da bacia hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil. **Ciência e Cultura**, v.41, p.576-582, 1989.

HAASE, J.; VECCHIO, G.R. **Índice de qualidade da água**. Programa Pró-Guaíba. Plano Diretor de Controle e Administração Ambiental da Região Hidrográfica do Guaíba. Anexo 16. Porto Alegre: Secretaria de Coordenação e Planejamento, Programa Pró-Guaíba; METROPLAN. 2v. 18 anexos, 1998.

HARKINS, R.D. An objective water quality index. **J. Water Poll. Control Fed.**, v.46, n.3, p.588-591. 1974.

HARVEY, F.E. Stable hydrogen and oxygen isotope composition of precipitation in northeastern Colorado. **Journal of the American Water Resources Association**, v.41, n.2, p. 447-459, 2005.

HEINZE, B. C. L. B. **A importância da agricultura irrigada para o desenvolvimento da região nordeste do Brasil**. Monografia apresentada ao curso MBA em Gestão Sustentável da Agricultura Irrigada da ECOBUSINESS SCHOOL/FGV - Brasília/ DF, 2002.

HELENA, B.; PARDO, R.; VEGA, M.; BARRADO, E.; FERNANDEZ J. M.; FERNANDEZ, L. Temporal evolution of groundwater composition in an alluvial aquifer

(Pisuerga river, Spain) by principal component analysis. **Water Research**, v.34, n.3, p.807-816, 2000.

HENDENSON-SELLERS, A.; MCGUFFIE, K.; NOONE, D.; IRANNEJAD, P. Using stable water isotopes to evaluate basin-scale simulations of surface water budgets. **Journal of Hydrometeorology**, v.5, p.805-822, 2004.

HOLANDA, J. S.; AMORIM, J. A. **Manejo e controle da salinidade da água na agricultura irrigada**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 26, Campina Grande, 1997, Cap.5, p.137-169.

IAEA. International Atomic Energy Agency. **Environmental isotopes in the hydrological cycle principles and applications**. Disponível em: <<http://www.iaea.org/programmes/ripc/ih/volumes/volume2.htm>>. Acesso em: 15 ago. 2005.

IAEA. International Atomic Energy Agency. **Statistical treatment of environmental isotope data in precipitation**. Vienna: IAEA. 1981.253p. (Technical Reports Series, 206)

IBGE: **Indicadores de desenvolvimento sustentável**: Brasil 2002. Rio de Janeiro. IBGE, 2002.

IPLANCE. Instituto de Planejamento do Ceará. **Atlas do Ceará**. Fortaleza: IPLANCE. 1997. CD-ROM

JONNALAGADDA, S.B.; MHERE, G. Water quality of the Odzi river in the eastern highlands of Zimbabwe. **Water Research**, v.35, n.10, p.2371-2376, 2001.

JUNIRAK, J.J.; TOPPER, K. **Irrigation water quality and salt-affected soils**. Disponível em: <<http://extension.usu.edu/htm/publication>>. Acesso em: 17 mar. 2004.

KREBS, A.S.J.; GOMES, C.J.B. Caracterização hidroquímica das águas do aquífero rio Bonito na região carbonífera de Santa Catarina. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16., 2005. João Pessoa, **Anais...** João Pessoa: ABRH. 2005. 1 CD-ROM.

KIRDA, C. Assessment of irrigation water quality. **Option Méditerranéennes**, sér, A, n.31, p.367-377, 1997.

KUME, T.; TORI, I.; MITSUNO, T. **Approach to land-use analysis in Hetao irrigation project of Inner Mongolia, China, based on satellite Image data.** Disponível em: <<http://www.gisdevelopment.net/aars/acrs/2000/ps3/ps3303pf.htm>>. Acesso em: 21 out. 2006.

LAWRENCE, J.R. Isotopic spike from tropical cyclone in surface water: opportunities in hydrology and paleoclimatology. **Chemical Geology**, v.144, p.153-160, 1998.

LAWRENCE, J.R.; SARMIENTO, S.; GEDZELMAN, S.D.; KONG, K. **Stable isotope ratios of rain and water vapor in hurricanes Ivan (2004) and Katrina (2005).** Disponível em: <<http://ams.confex.com/ams/pdfpaper/108891.pdf>>. Acesso em: 28 out. 2006.

LEPRUN, J.C. **Primeira avaliação das águas superficiais do Nordeste:** Relatório de fim de convênio de manejo e conservação do solo do Nordeste brasileiro. Recife: SUDENE, p.91-141, 1983.

LIMA, L. A. Efeitos de sais no solo e na planta. In: GHEYI, H.R.; QUEIROZ, J.E.; MEDEIROS, J.F. **Manejo e controle da salinidade na agricultura irrigada.** Campina Grande: UFPB, 1997, cap.4, p.113-136.

LIMA, E.B.N.R. **Modelação integrada para gestão da qualidade da água na bacia do rio Cuiabá.** 2001. 184p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001.

LIMA, A.R.M.; FRANÇA, F.M.C; GONDIN, R.S. **Novo modelo de irrigação para a região Nordeste do Brasil.** In: AGRICULTURA, SUSTENTABILIDADE E O SEMI-ÁRIDO. OLIVEIRA, T.S; ASSIS JR.,R.N; ROMERO, R. E.; SILVA, J. R.C. Fortaleza: UFC, Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciências do Solo, 2000. 406p.

MACÊDO, L.S.; MENINO, I.B. Monitoramento de sais na água e nos solos irrigados do projeto Vereda Grande, PB. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental**, v.2, p.47-51, 1998.

MAIA, C.E.; MORAIS, E.R.C.; OLIVEIRA, M. Classificação da água de irrigação utilizando quatro metodologias de cálculo para a razão de adsorção de sódio- I. Região da Chapada do Apodi, Rio Grande do Norte. **Caatinga**, v.11, n.1/2, p.41-46, 1998.

MAIA, C.E.; MORAIS, E.R.C.; OLIVEIRA, M. Classificação da água de irrigação utilizando quatro metodologias de cálculo para a razão de adsorção de sódio- II. Região do Baixo Açu, Rio Grande do Norte. **Caatinga**, v.11, n.1/2, p.47- 52, 1998.

MASS, E.V. Crop salt tolerance. In: TNJI, K.K. **Agricultural salinity assessment and management**. New York: ASCE, 1990. p.262-304.

MARTINELLI, L.A.; VICTORIA, R.L.; STERNBERG, L.S.L.; RIBEIRO, A.; MOREIRA, M.Z. Using stable isotopes to determine sources of evaporated water to the atmosphere in the Amazon basin. **Journal of Hydrology**, v.183, p.191-204, 1996.

MEIRELES, A.C.M. **Salinidade da água de irrigação e desenvolvimento de mudas de cajueiro anão-precoce (*Anacardium occidentale L.*)**. 1999. 60f. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 1999.

MEIRELES, A.C.; 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.

MELO, A.D. **Operação de reservatórios no semi-árido considerando critérios de qualidade de água**. 2005. 89f. Dissertação (Mestrado em Eng^a. Civil e Ambiental) - Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 2005.

MELO JÚNIOR, G.; COSTA, C.E.F.S.; CABRAL NETO, I. Avaliação hidroquímica e da qualidade das águas de um trecho do rio Açu, Rio Grande do Norte. **Revista de Geologia**, v.16, n.2, p.27-37, dez. 2003.

MENDEZ, F.J. Perfil salino-sódico de un Mollisol regado con aguas subterráneas y residuales no depuradas en las cuenca del lago de Valencia, Venezuela. **Edafologia**, v.9, n.1, p.39-48, 2002.

MENDIGUCHIA, C.; MORENO, C.; GALINDO-RIÁNO, M.D.; GARCÍA-VARGA, M. Using chemometric tools to assess anthropogenic effects in river water. A case study: Guadalquivir river (Spain). **Analytica Química Acta**, v.515, p.143-149, 2004.

MENDONÇA, A.S.F.; RIGO, D.; STANZANI, L.; CASTRO, M.S.M.; MELLOTTI, G.L.; MONTAGNER, S.M.; BASTOS, C.C.O.; FERNANDES, T.C. Índices de qualidade da água a montante e nos reservatórios dos aproveitamentos hidrelétricos UHE Mascarenhas e PCH's Jucu e Alegre. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16., 2005, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: ABRH. 2005. 1 CD-ROM.

MESQUITA, T.B. ANDRADE, E.M.; CRISOSTOMO, L.A.; MEIRELES, A.C.M.; MEIRELES, M. Classificação das águas na bacia do Acaraú. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 7, 2002, Maceió, **Anais...** Maceió: ABRH. 2002. 1CD-ROM

MOHAN, S.; ARUMUGAM, N. Relative importance of meteorological variables in evapotranspiration: fator analysis approach. **Water Resource Management**, v.10, p.1-20, 1996.

MOLLE, F. Perdas por evaporação e infiltração em pequenos açude. Recife : SUDENE, 1989, 118p. multigr. (Hidrologia. Série Brasil – SUDENE ; 25)

MOLLE, F.; CADIER, E. **Manual do pequeno açude**. Recife: SUDENE. 1992. 521p.

MORAIS, E.R.C.; MAIA, C.E.; OLIVEIRA, M. Qualidade da água para irrigação em amostras analíticas do banco de dados do departamento de solo e geologia da Escola Superior de Agricultura de Mossoró, Mossoró-RN. **Caatinga**, v.11, n.1/2, p.75-83, 1998.

NOGUEIRA, V. P. Q. Qualidade da água em lagos e reservatórios. In: PORTO, R.L.L. **Hidrologia Ambiental**. São Paulo: Editora do Estado de São Paulo, 1991. Cap.2, p.165-210. (Coleção ABRH de recursos hídricos, 3)

NOGUEIRA, V.F.; NOGUEIRA, V.S.; ESCOBAR, G.C.J. Uma análise sinótica do mês de janeiro de 2005 com ênfase no vórtice do nordeste: um estudo de caso. Disponível em: <http://mtc_m17.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtc_m17%4080/2006/12.26.11.44/doc/Nogueira.An%e1lise.pdf>. Acesso em 28 out. 2006.

NORONHA, L.M.S.; PEREIRA, C.B.; MENDONÇA, A.S.F. Avaliação da qualidade da água na bacia do rio Jacarandá utilizando um índice de qualidade de água. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 15., 2003, Curitiba. **Anais...** Porto Alegre: ABRH, 2003.1 CD-ROM.

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

OLIVEIRA, S.P.B. **Estudos dos processos de salinização das águas subterrânea dos poços do cristalino do nordeste**. 1997. 150p. Tese (Doutorado – Instituto de Geociência e Ciências Exatas) Universidade Estadual Paulistata, Rio Claro, 1997.

OLIVEIRA, M. Gênese, classificação e extensão de solos afetados por sais. In: GHEYI, H.R.; QUEIROZ, J.E.; MEDEIROS, J.F. **Manejo e controle da salinidade na agricultura irrigada**. Campina Grande: UFPB, 1997, cap.1, p.1-35.

OLIVEIRA, M. e MAIA, C.E. Qualidade físico-química da água para irrigação em diferentes aquíferos na região sedimentar do estado do Rio Grande do Norte. **Revista Brasileira de**

Engenharia Agrícola e Ambiental. Campina Grande, v.2, n.1, p.17-21. 1998.
www.agriambi.com.br

OTT, W. R. 1978. **Environmental Indices: theory and practice.** Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan, 371p.

PÁLACIO, H.A.Q. **Índice da qualidade das águas na parte baixa da bacia do rio Trussu, Ceará.** 2004. 78f. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2004.

PARINET, B.; LHOTE, A.; LEGUBE, B. Principal component analysis: an appropriate tool for water quality evaluation and management – application to a tropical lake system. **Ecological Modelling**, v.178, p.295-311, 2004.

PEARSON, K.E. **The basics of salinity and sodicity effects on soil physical properties.** Disponível em: <http://waterquality.montana.edu/docs/methane/basics_highlight.shtml>. Acesso em: 14 de out 2006.

PEREIRA, L.; SANTIAGO, M.F.; FRISCHKORN, H.; ARAÚJO, J.C.; MENDES FILHO, J.; LIMA, J.O.G. Processos de salinização de águas superficiais e subterrâneas em Aiuaba-Ce. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16., 2005. João Pessoa, **Anais...** João Pessoa: ABRH. 2005. 1 CD-ROM.

PEREIRA, R. Análise do saldo de fluxo subterrâneo na caracterização hidrológica das lagoas do sistema lacustre Bonfim, RN – Brasil. **Holos**, v. 20, p.34-47, 2004.

PESCE, S. F.; WUNDERLIN, D. A. Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba city (Argentina) on Suquia river. **Water Research**, v.34, n.11, p.2915-2926, 2000.

PIZARRO, F. **Drenaje agrícola y recuperacion de suelos salinos.** ed. Madrid: Editora Agrícola Española, S.A., 1985, 542p.

PRADO, P. I.; LEWINSOHN, T.M.; CARMO, R.L.; HOGAN, D. J. Ordenação multivariada na ecologia e seu uso em ciências ambientais. **Ambiente e Sociedade**, v.10, p.69-83, 2002.

PRADO, R. B.; COUTINHO, H.L.C.; BARBOSA, J.C.; ABOIM, M.C.R.; PEREZ, P.R.N.; ANDRADE, A.G.; LEITE, A.A.S.; DART, R.O. Indicadores de qualidade de solo e água na avaliação da dinâmica de nutrientes na paisagem: subsídios para gestão de bacias hidrográficas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16, 2005, João Pessoa, **Anais...** João Pessoa: ABRH. 2005. 1 CD-ROM.

QUADROS, M.F.L.; MACHADO, L.H.R.; CALBETE, S.; BATISTA, N.N.M.; SAMPAIO, G. Boletim de monitoramento e análise climática.. **Climanálise Especial** – Edição comemorativa de 10 anos. MCT/INPE/CPTEC.1996.

QUEIROZ, G. H. **Salinização em açudes no município de Tauá – Ce.** 2000. 118 f. Dissertação (Mestrado em Eng^a. Civil - Recursos Hídricos) Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2000.

REDWINE, J.C.; HOWELL, J.R. Geochemical methods for distinguishing surface water from groundwater in the aquifer system. **Environmental Geology**, v.42, p.485-491, 2002.

REICHARDT, K. **A água em sistemas agrícolas.** São Paulo: Editora Manole. 1990.188p.

REISENHOFER, E.; ADAMI, G.; BARBIERI, P. Using chemical and physical parameters to define the quality of karstic freshwaters (Timavo river, north-eastern Italy): a chemometric approach. **Water Research**, v.32, n.4, p.1193-1203, 1998.

RHOADES, J. D.; KANDIAH, A.; MASHAL, A. M. **The use of saline water for crop production.** Rome: FAO, 1992. 133p. (FAO. Irrigation and Drainage Paper, 48)

RICHARDS, L. A. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soil.** Washington DC, US Department of Agriculture, 1954. 160p. (USDA Agriculture Handbook, 60).

SÁNCHEZ, E.; COLMENAREJO, M.F.; VICENTE, J.; RUBIO, A.; GARCÍA, M.G.; TRAVIESO, L.; BORJA, R. Use of water quality index and dissolved oxygen déficit as simple indicators of watersheds pollution. **Ecological Indicators**, 2006.

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

SANTOS, R.V.; MURAOKA, T. Interações salinidade e fertilidade do solo. In: GHEYI, H.R.; QUEIROZ, J.E.; MEDEIROS, J.F. (eds). **Manejo e controle da salinidade na agricultura irrigada.** Campina Grande: UFPB/SBEA, 1997. p.289-317.

SANTOS, J.G.R. **A salinidade na agricultura irrigada: teoria e prática.** Campina Grande: UFPB, 2000. 171p.

SANTOS, J.S.; OLIVEIRA, E.; MASSARO, S. Avaliação da salinização de açudes no semi-árido brasileiro por ICP-AES. **Química Nova**, v.23, n.4, p.453-456, 2000.

SCALOPPI, E. D.; BRITTO, R. A. L. Qualidade da água e do solo para irrigação. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v.139, p.80-94, 1986.

SCOFIELD, C.S. Salinity of irrigation water. **Smithsonian Institute**, Annual Report, Washington D.C., p.275-287, 1935.

SEMA. Secretaria de Estado do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul. Programa Nacional do Meio Ambiente II – PNMA. **Determinação do índice de qualidade das águas para a bacia hidrográfica dos rios Turvo, Santa Rosa e Santo Cristo**. Rio Grande do Sul: 2005. Disponível em: <http://www.fepam.rs.gov.br/programas/monitoramento_uru.asp. Acesso em: 17 ago. 2006.

SENA, M.C.; MARTINS, M.A.; HARRY, N.M.; ROCHA, S.; CALLADO, N. Monitoramento da qualidade da água no riacho do Ferro em Maceió/AL. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16, 2005. João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: ABRH. 2005. 1 CD-ROM.

SHAEFFER, D.J.; JANARDAN, K.G. Communicating Environmental Information to the Public: A New Water Quality Index. **Journal of Environmental Education**, v.8, n.4, p.18-26, 1977.

SILVA JÚNIOR, L.G.; GHEYI, H.R.; MEDEIROS, J.F. Composição química de águas do cristalino do Nordeste brasileiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.3, n.1, p.11-17, 1999.

SILVEIRA, S. S. **Análise da componente principal como ferramenta para estimar os parâmetros meteorológicos de maior influência para o processo de evapotranspiração no Estado do Ceará**. 2000. 60 f. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2000.

SILVEIRA, C.S.; SILVA JÚNIOR, G.C. O uso de isótopos ambientais em estudos hidrogeológicos no Brasil: uma resenha crítica. **Anuário do Instituto de Geociência**. Rio de Janeiro. v.25, p.25-43, 2002

SIMEONOV, V.; STRATIS, J. A.; SAMARA, C.ZACHARIADIS, G. VOUTSA, D.; ANTHEMIDIS, A.; SOFONIOU, M.; KOUIMTZIS, T. Assessment of the surface water quality in Northern Greece. **Water Research**, v.37, p.4119-4124. 2003

SIMETRIC. **Specific gravity of water.** Disponível em: <http://www.simetric.co.uk/si_water.htm>. Acesso em: 19 abr. 2006.

SINGH, K.P.; MALIK, A.; MOHAN, D.; SINHA, S. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India) – a case study. **Water Research**, v.38, p.3980-3992, 2004.

SINGH, K. P.; MALIK, A.; SINHA, S. Water quality and apportionment of pollution sources of Gomti river (India) using multivariate statistical techniques – a case study. **Analytica Chimica Acta**, v.538, p.355-374. 2005

SOUZA, L.C.; QUEIROZ, J.E.; GHEYI, H.R. Variabilidade espacial da salinidade de um solo aluvial no semi-árido paraibano. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.4, n.1, p.35-40, 2000.

SOUZA FILHO, F.A.; MARTINS, E.S.P.R.; PORTO, M. O processo de mistura em reservatórios do semi-árido e sua implicação na qualidade da água. . In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 16, 2005, João Pessoa, **Anais...** João Pessoa:ABRH. 2005. 1CD-ROM

SOUZA FILHO, O.; VERÍSSIMO, L.; SILVA, C. M.S.; SANTIAGO, M.M.F. Medidas hidroquímicas nas águas subterrâneas da região de Irauçuba, Norte do Ceará. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. 13, 2004, Cuiabá. **Anais...**Cuiabá: ABRH. 2004. 1CD-ROM

SPOSITO, G. MATTIGOD, S.V. (1977). On the chemical foundation of the sodium adsorption ration. **Soil Science Society of América Journal**. Madison, 41:323-329.

SRH. Secretaria de Recursos Hídricos do Estado do Ceará. **Plano Estadual de Recursos Hídricos**. Fortaleza, 1992. 4v.

SRH. . Secretaria de Recursos Hídricos do Estado do Ceará. **Atlas Eletrônico dos Recursos Hídricos e Meteorológicos do Ceará.** Disponível em: <<http://atlas.srh.ce.gov.br/obras/index.asp>> . Acesso em: 20 nov. 2004.

SUAREZ, D.L. Relation between p_{Hc} and sodium adsorption ratio (SAR) and an alternative method of estimating SAR of soil or drainage waters. **Soil Sci. Soc. Amer. J.**, n.45, p.469-75, 1981.

SUASSUNA, J. **O Processo de Salinização das Águas Superficiais e Subterrâneas no Nordeste Brasileiro.** Disponível em: <<http://www.fundaj.gov.br/docs/tropico/desat/orig2.html>> Acesso em: 15 mar. 2004.

SUDENE. **Levantamento exploratório:** reconhecimento de solos do estado do Ceará. Recife, v.I. 1973. (Boletim técnico nº28 / Série pedológica nº 16)

STAMBUK-GILJANOVIC, N. Water quality evaluation by index in Dalmatia, **Water Research**, v.33, n.16, p.3423-3440, 1990.

TANWAR, B.S. **Saline water management for irrigation.** Work Team on Use of Poor Quality Water for Irrigation (WT-PQW). New Delhi: International Commission on Irrigation and Drainage. 2003. Disponível em: <http://www.wg-pqw.icidonline.org/saline%20wat%20report%20_bstanwar.pdf>. Acesso em: 9 set. 2005.

TEDESCHI, A.; BELTRÁN, A.; ARAGÜÉS, R. Irrigação management and hydrosalinity balance in a semi-arid área of the middle Ebro river basin (Spain). **Agricultural Water Management**, v.49, p.31-50, 2001.

TEDESCHI, A.; ÁQUILA, R.D. Effects of irrigation with saline waters, at different concentrations, on soil physical and chemical characteristics. **Agricultural Water Management**, v.77, p.308-322, 2005.

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

TUNDISI, J. G.; T. MATSUMURA-TUNDISI; PONTES, M. C.; GENTIL, J. C. Limnological studies at quaternary lakes in eastern Brazil. I. Primary production of phytoplankton and ecological factors at lake Dom Helvécio. **Revista Brasileira de Botânica**, v.4, p.5-14, 1981.

VANZELA, L.S. **Qualidade de água para a irrigação na microbacia do córrego Três Barras no município de Marinópolis, SP.** 2004. 91 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia - área de concentração: Sistema de Produção) – Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita”, Ilha Solteira, 2004.

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

VON SPELING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Disponível em: <<http://etg.ufmg.br/tim1/eutrofiz.doc>>. Acesso em: 15 mar. 2006.

VON SPERLING, E.; TASSIN, B.; VINÇON-LEITE, B. Aspectos de qualidade de água em bacias de retenção urbanas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.11, n.2, p.27-35, 2006.

WILCOX, L.W. MAGISTAD, O.C. Interpretation of irrigation water quality and relative salt tolerance of crops. **U.S. Bureau of Plant Industry**, Washington D.C., USA. 1943.

WUNDERLIN, D.A.; DIAZ, M. DEL P.; AME, M.V.; PESCE, S.F.; HUED, A.C.ECÍLIA; BISTONI, M. LOS 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**, v.35, n.12, p.2881-2894, 2001.

YIASOUMI, B. **Salinity**. Disponível em: <<http://www.agric.nsw.gov.au/reader/water-quality-supply/ac2-salinity.htm>>. Acesso em: 5 dez. 2004.

ZALIDIS, G.; STAMATIADIS, S.; TAKAVAKOGLU, V.; ESKRIDGE, K.; MISOPOLINOS, N. Impacts of agricultural practices on soil and water quality in the Mediterranean region and proposed assessment methodology. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.88, p.137-146, 2002.

APÊNDICE A – Valores de $\delta^{18}\text{O}$ (‰) coletados na saída (válvula ou galeria) dos açúcares estudados (ver Tabela 7 e Figura 10), com valores extremos em negrito.

Mês/Ano	A1	A3	A4	A6	A8
Dez/02	4,34	2,58	0,38	5,36	1,38
Jan/03	4,57	2,80	0,53	5,40	1,70
Fev/03	4,52	2,65	0,61	2,71	0,70
Mar/03	-6,56	1,71	-1,76	-1,95	-4,10
Abr/03	-7,24	-1,66	-3,29	-3,58	-3,76
Mai/03	-5,30	-1,28	-2,99	-4,17	-3,22
Jun/03	-3,32	0,26	-2,50	-3,80	-
Jul/03	-0,21	0,28	-2,22	-3,17	-2,66
Ago/03	0,36	0,49	-1,88	-2,52	-2,11
Set/03	0,77	0,90	-1,49	-0,49	-1,40
Out/03	1,02	1,04	-0,89	-0,98	-0,74
Nov/03	1,48	1,22	-0,52	-0,51	-0,19
Dez/03	1,76	1,54	-0,07	0,18	0,23
Jan/04	-	-3,50	-3,58	-	-1,16
Mar/04	-7,08	-5,23	-3,90	-1,64	-2,75
Mai/04	-12,62	-5,42	-4,11	-1,16	-2,86
Jul/04	-7,44	-3,06	-2,50	-0,23	-1,84
Set/04	-7,04	-2,20	-1,74	1,25	-0,52
Nov/04	-5,99	-1,90	-1,41	1,47	-0,07
Jan/05	-5,11	-1,12	-0,36	2,78	1,01
Mar/05	-4,80	-1,68	-0,16	2,86	-0,09
Mai/05	-4,80	-0,71	0,11	3,24	-0,09
Jul/05	-2,87	-0,39	0,24	3,72	0,35
Set/05	-2,31	0,67	1,05	5,08	1,28

(-) dados perdidos

APÊNDICE B – Valores de Vac (hm³) dos açudes estudados
(ver Tabela 7 e Figura 10).

Mês/Ano	A1	A3	A4	A6	A8
Dez/02	111,74	677,38	78,86	12,11	42,24
Jan/03	107,81	650,27	73,42	10,00	42,92
Fev/03	106,70	693,47	81,11	11,09	52,00
Mar/03	125,58	833,93	104,43	43,95	52,00
Abr/03	175,97	891,00	104,43	48,93	52,00
Mai/03	177,33	891,00	104,43	47,64	52,00
Jun/03	174,61	875,48	104,43	46,35	52,00
Jul/03	169,19	844,94	100,97	44,70	51,60
Ago/03	163,95	811,90	96,43	39,40	50,02
Set/03	157,56	776,94	90,65	39,28	47,78
Out/03	150,78	745,75	85,21	36,57	45,34
Nov/03	144,57	715,32	78,96	33,51	43,35
Dez/03	144,57	690,93	95,24	31,57	41,68
Jan/04	234,10	810,90	104,43	34,29	52,00
Mar/04	254,00	891,00	104,43	47,94	52,00
Mai/04	245,33	880,99	104,43	46,54	52,00
Jul/04	235,70	850,95	104,43	44,05	52,00
Set/04	225,11	785,31	96,55	39,55	48,57
Nov/04	206,98	735,86	79,37	34,67	44,47
Jan/05	199,61	679,92	78,45	31,19	40,69
Mar/05	205,43	701,09	85,93	30,36	51,70
Mai/05	204,17	714,56	89,01	29,04	52,00
Jul/05	193,02	667,21	81,93	25,34	50,22
Set/05	179,65	607,28	71,11	20,94	45,60

APÊNDICE C – Valores de PPT (mm) para os postos representativos dos açudes estudados (ver Tabela 7 e Figura 10).

Mês/Ano	Logradouro (A1)	Varjota (A3)	Jaibaras (A4)	Forquilha (A6)	Massapê (A8)
Dez/02	38,0	13,0	0,0	0,0	2,6
Jan/03	48,0	146,0	67,0	35,0	134,6
Mar/03	153,2	309,5	267,7	261,0	252,2
Abr/03	288,8	292,0	272,7	350,0	336,3
Mai/03	136,0	175,5	217,9	51,0	117,6
Jul/03	20,5	61,0	68,4	0,0	85,4
Ago/03	14,3	42,0	0,0	0,0	16,2
Set/03	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Out/03	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Nov/03	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Dez/03	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Jan/04	0,0	4,0	0,0	0,0	12,0
Mar/04	0,0	90,0	41,8	0,0	47,0
Mai/04	417,4	400,0	371,1	229,0	304,0
Jul/04	123,2	277,0	158,5	153,8	234,4
Set/04	126,3	258,0	154,6	172,3	141,5
Nov/04	21,4	265,0	83,2	92,3	55,6
Jan/05	24,4	49,0	61,2	34,2	66,0
Mar/05	65,4	27,0	81,9	0,0	88,0
Mai/05	32,0	0,0	10,6	0,0	15,0
Jul/05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Set/05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

APÊNDICE D – Valores de CE ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) para todos os pontos amostrados.
(ver Tabela 7 e Figura 10).

Mês/Ano	A1	R2	A3	A4	R5	A6	R7	A8	R9	R10
Dez/02	411	-	238	126	140	391	-	260	300	330
Jan/03	423	500	249	137	170	404	960	244	370	340
Fev/03	460	-	254	159	-	333	-	250	-	-
Mar/03	161	220	223	118	190	165	690	130	160	160
Abr/03	130	370	190	95	160	190	770	150	200	200
Mai/03	170	470	190	100	170	230	880	180	250	295
Jun/03	263	-	210	110	-	206	-	175	-	-
Jul/03	300	470	210	110	190	210	660	180	310	381
Ago/03	349	480	200	110	140	210	320	190	290	360
Set/03	370	480	200	120	110	230	500	200	280	370
Out/03	380	480	210	130	160	242	520	210	260	350
Nov/03	394	530	230	131	190	269	557	228	293	341
Dez/03	360	500	240	130	170	270	390	230	290	320
Jan/04	270	100	170	110	176	240	500	190	120	120
Mar/04	250	350	150	100	160	230	960	160	240	230
Mai/04	140	490	160	110	167	250	1040	190	300	300
Jul/04	220	460	-	120	170	250	1052	200	354	380
Set/04	230	310	190	130	120	260	680	220	290	340
Nov/04	260	570	210	140	160	290	390	240	440	320
Jan/05	330	520	200	140	250	297	1320	240	550	340
Mar/05	250	425	160	130	230	270	750	220	210	200
Mai/05	250	360	190	140	230	270	1090	210	270	290
Jul/05	260	360	200	150	170	298	760	230	280	320
Set/05	280	320	210	150	230	340	680	240	280	310

(-) dado perdido

APÊNDICE E – Valores de pH para todos os pontos amostrados.
(ver Tabela 7 e Figura 10).

Mês/Ano	A1	R2	A3	A4	R5	A6	R7	A8	R9	R10
Dez/02	7,0	-	6,8	6,6	7,1	6,8	-	7,1	7,1	7,0
Jan/03	7,1	7,8	7,1	7,0	7,1	7,6	7,6	6,7	7,4	7,3
Mar/03	6,6	6,8	6,8	6,5	6,5	6,7	7,1	6,4	6,7	6,6
Abr/03	7,0	7,1	7,2	6,6	6,7	7,0	7,5	7,2	7,0	7,0
Mai/03	6,9	7,8	7,2	7,0	7,0	6,9	8,7	7,1	7,4	7,3
Jul/03	7,1	7,6	7,9	6,7	7,2	7,4	7,6	7,5	7,6	7,4
Ago/03	7,4	7,9	7,1	6,9	7,5	6,9	7,2	7,4	7,7	7,1
Set/03	7,4	8,7	7,2	7,3	7,6	7,9	7,5	7,6	7,8	7,6
Out/03	7,4	7,7	7,6	7,3	7,5	7,9	7,4	7,6	7,7	7,6
Nov/03	7,8	7,8	7,9	7,6	7,4	7,8	7,4	7,6	7,8	7,3
Dez/03	7,3	7,9	7,2	6,7	7,2	7,2	7,2	7,1	7,3	7,3
Jan/04	7,5	6,5	7,0	6,5	6,6	7,6	7,0	7,3	6,6	6,7
Mar/04	6,6	6,7	6,4	6,3	6,4	6,7	7,1	6,5	6,7	6,7
Mai/04	6,3	7,1	6,3	6,1	6,6	6,6	7,1	6,7	7,2	7,0
Jul/04	6,7	7,5	-	6,5	6,9	7,2	7,4	6,7	7,4	7,1
Set/04	6,5	7,3	6,5	6,5	6,6	7,5	7,0	6,9	7,2	7,1
Nov/04	6,7	7,4	6,8	6,7	6,7	7,6	6,8	6,8	7,1	7,3
Jan/05	7,6	7,5	7,7	7,3	7,4	7,8	8,5	7,5	7,7	7,1
Mar/05	7,8	7,55	7,6	7,1	7,10	7,9	7,53	7,6	7,6	7,7
Mai/05	7,3	7,6	6,7	6,4	6,8	7,8	7,3	7,2	7,1	6,9
Jul/05	6,9	7,1	6,7	6,3	6,6	7,3	6,9	7,1	7,0	7,2
Set/05	6,9	7,5	6,7	6,5	6,8	7,6	7,1	7,0	7,4	7,1

(-) dado perdido

APÊNDICE F – Valores de Na^+ ($\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$) para todos os pontos amostrados.
(ver Tabela 7 e Figura 10).

Mês/Ano	A1	R2	A3	A4	R5	A6	R7	A8	R9	R10
Abr/03	0,55	2,13	0,78	0,43	0,57	1,00	4,99	0,60	1,09	1,09
Mai/03	0,88	3,33	1,13	0,55	0,93	0,88	4,83	0,78	1,40	1,55
Jul/03	1,68	2,93	1,01	0,58	1,18	1,08	5,33	0,90	1,78	2,50
Ago/03	1,68	1,34	1,00	0,53	0,96	0,99	1,56	0,85	1,46	2,06
Set/03	2,08	3,24	1,20	0,69	1,19	1,33	3,22	1,15	1,75	2,08
Out/03	1,75	3,13	1,08	0,65	0,96	1,21	3,08	1,02	1,64	2,09
Nov/03	1,84	3,13	1,04	0,69	0,93	1,31	3,55	1,11	1,61	2,04
Dez/03	2,00	3,50	1,00	0,90	0,95	1,75	1,75	1,50	2,05	2,40
Jan/04	1,54	0,77	1,31	0,84	0,89	1,50	2,89	1,22	0,77	0,87
Mar/04	1,03	1,50	1,22	0,44	0,78	1,06	5,07	0,72	1,15	1,13
Mai/04	0,93	1,98	1,13	0,90	1,20	1,07	5,17	0,82	1,37	1,37
Jul/04	1,57	3,26	1,01	1,28	2,01	1,22	9,30	0,99	2,89	3,02
Set/04	1,07	1,47	0,86	1,63	1,30	1,37	3,65	1,15	1,64	1,83
Nov/04	1,12	2,41	0,90	0,87	1,00	1,40	1,63	1,22	1,93	1,67
Jan/05	1,02	1,70	0,77	0,73	0,89	1,39	5,74	1,26	1,34	1,59
Mar/05	1,03	2,23	0,89	0,66	0,99	1,50	4,37	1,10	1,06	1,11
Mai/05	0,97	1,74	0,90	0,68	1,09	1,52	6,52	1,09	1,10	1,20
Jul/05	1,01	1,72	1,09	0,67	0,95	1,57	4,24	1,09	1,43	1,78
Set/05	1,20	1,52	0,78	0,98	1,20	1,96	3,91	1,30	1,74	1,96

APÊNDICE G – Valores de K^+ ($\text{mmol}_c\text{L}^{-1}$) para todos os pontos amostrados.
(ver Tabela 7 e Figura 10).

Mês/Ano	A1	R2	A3	A4	R5	A6	R7	A8	R9	R10
Abr/03	0,14	0,16	0,13	0,06	0,06	0,17	0,22	0,07	0,11	0,10
Mai/03	0,16	0,16	0,13	0,07	0,06	0,15	0,18	0,13	0,11	0,12
Jul/03	0,22	0,17	0,14	0,05	0,05	0,15	0,15	0,06	0,13	0,15
Ago/03	0,23	0,17	0,14	0,05	0,06	0,15	0,15	0,06	0,13	0,15
Set/03	0,24	0,18	0,14	0,05	0,04	0,18	0,16	0,07	0,14	0,16
Out/03	0,23	0,18	0,14	0,05	0,04	0,17	0,15	0,07	0,14	0,15
Nov/03	0,24	0,20	0,15	0,05	0,04	0,19	0,17	0,08	0,14	0,16
Dez/03	0,44	0,36	0,15	0,13	0,06	0,38	0,39	0,09	0,14	0,30
Jan/04	0,23	0,14	0,17	0,08	0,08	0,2	0,31	0,09	0,14	0,13
Mar/04	0,18	0,17	0,12	0,07	0,08	0,17	0,26	0,09	0,12	0,12
Mai/04	0,16	0,17	0,13	0,07	0,12	0,17	0,35	0,09	0,12	0,12
Jul/04	0,14	0,27	0,13	0,12	0,13	0,27	0,88	0,16	0,21	0,22
Set/04	0,16	0,15	0,13	0,07	0,07	0,17	0,22	0,09	0,14	0,15
Nov/04	0,18	0,17	0,14	0,07	0,07	0,19	0,21	0,11	0,17	0,15
Jan/05	0,19	0,16	0,13	0,08	0,07	0,2	0,48	0,10	0,15	0,16
Mar/05	0,18	0,19	0,14	0,08	0,07	0,2	0,26	0,11	0,12	0,12
Mai/05	0,22	0,14	0,13	0,08	0,07	0,2	0,39	0,11	0,13	0,13
Jul/05	0,18	0,16	0,17	0,08	0,07	0,21	0,25	0,10	0,14	0,14
Set/05	0,17	0,17	0,13	0,08	0,06	0,21	0,64	0,51	0,17	0,14

APÊNDICE H – Valores de Ca^{2+} ($\text{mmol}_c\text{L}^{-1}$) para todos os pontos amostrados
(ver Tabela 7 e Figura 10).

Mês/Ano	A1	R2	A3	A4	R5	A6	R7	A8	R9	R10
Abr/03	0,31	1,47	0,49	0,34	0,29	0,49	1,80	0,32	0,37	0,91
Mai/03	0,44	0,46	0,42	0,41	0,41	0,51	0,72	0,34	0,42	0,45
Jul/03	0,52	0,54	0,51	0,36	0,36	0,41	0,62	0,35	0,43	1,40
Ago/03	0,57	0,62	0,45	0,41	0,41	0,40	0,52	0,40	0,51	0,48
Set/03	0,57	0,70	0,50	0,42	0,23	0,50	0,66	0,41	0,30	0,49
Out/03	0,66	0,73	0,58	0,46	0,53	0,63	0,38	0,46	0,49	0,50
Nov/03	0,84	0,98	0,45	0,36	0,21	0,57	0,40	0,46	0,33	0,54
Dez/03	0,87	1,12	0,62	0,32	0,39	0,72	0,94	0,46	0,56	0,55
Jan/04	0,63	0,02	0,36	0,17	0,17	0,4	0,96	0,23	0,11	0,07
Mar/04	0,78	1,14	0,45	0,21	0,32	0,56	0,70	0,28	0,68	0,59
Mai/04	0,98	2,02	0,34	0,30	1,22	0,64	0,88	0,29	1,25	1,41
Jul/04	0,88	1,50	0,47	0,38	0,59	0,72	0,97	0,19	0,92	1,26
Set/04	0,82	0,94	0,41	0,22	0,36	0,5	1,21	0,40	0,57	0,62
Nov/04	0,75	1,23	0,29	0,21	0,20	0,52	0,67	0,30	0,56	0,44
Jan/05	0,71	0,84	0,60	0,36	0,15	0,41	1,62	0,24	0,34	0,39
Mar/05	1,15	1,48	0,37	0,28	0,74	0,63	1,93	0,41	0,76	0,6
Mai/05	1,07	1,12	0,39	0,19	0,26	0,48	2,40	0,27	0,51	0,51
Jul/05	0,86	1,08	0,45	0,14	0,26	0,55	1,79	0,33	0,46	0,4
Set/05	0,82	0,93	0,49	0,24	0,34	0,53	1,40	0,39	0,46	0,36

APÊNDICE I – Valores de Mg^{2+} ($mmol.L^{-1}$) para todos os pontos amostrados.
(ver Tabela 7 e Figura 10).

Mês/Ano	A1	R2	A3	A4	R5	A6	R7	A8	R9	R10
Abr/03	0,34	0,75	0,36	0,27	0,15	0,51	1,50	0,38	0,41	0,47
Mai/03	0,33	0,81	0,46	0,38	0,36	0,74	1,78	0,51	0,58	0,35
Jul/03	0,79	1,05	0,51	0,31	0,42	0,58	1,61	0,63	0,67	0,37
Ago/03	0,78	1,13	0,49	0,35	0,38	0,65	0,79	0,52	0,73	0,77
Set/03	1,41	2,48	0,71	0,40	0,31	0,76	0,88	0,63	0,45	0,76
Out/03	1,23	0,98	0,53	0,25	0,39	0,63	1,51	0,52	0,74	0,74
Nov/03	1,17	0,90	0,63	0,29	0,40	0,64	1,51	0,58	0,70	0,72
Dez/03	0,75	0,34	0,45	0,27	0,31	0,51	0,85	0,48	0,34	0,36
Jan/04	0,61	0,08	0,37	0,21	0,23	0,51	0,88	0,42	0,14	0,13
Mar/04	0,55	0,8	0,32	0,20	0,29	0,57	2,13	0,37	0,49	0,34
Mai/04	0,39	1,41	0,41	0,25	0,58	0,64	0,90	0,46	0,66	0,64
Jul/04	0,51	1,22	0,44	0,27	0,36	0,63	0,81	0,49	0,49	0,55
Set/04	0,34	0,81	0,44	0,27	0,46	0,69	1,07	0,51	0,64	0,72
Nov/04	0,56	1,43	0,33	0,24	0,31	0,69	1,02	0,53	0,81	0,66
Jan/05	0,51	0,79	0,44	0,10	0,20	0,61	2,19	0,38	0,43	0,51
Mar/05	0,64	0,97	0,44	0,25	0,41	0,76	1,84	0,44	0,59	0,48
Mai/05	0,64	1,65	0,44	0,25	0,38	0,77	2,86	0,48	0,59	0,64
Jul/05	0,59	0,85	0,57	0,25	0,35	0,78	3,20	0,48	0,57	0,61
Set/05	0,76	0,89	0,36	0,32	0,47	0,59	1,88	0,58	0,74	0,83

APÊNDICE J – Valores de HCO_3^- ($\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$) para todos os pontos amostrados.
(ver Tabela 7 e Figura 10).

Mês/Ano	A1	R2	A3	A4	R5	A6	R7	A8	R9	R10
Abr/03	0,89	2,52	1,32	0,69	0,80	1,22	4,60	0,70	1,27	1,22
Mai/03	1,19	2,10	1,24	0,67	1,09	1,12	5,00	0,65	1,47	1,50
Jul/03	1,90	2,50	1,36	0,69	1,01	1,19	3,70	0,68	1,71	1,63
Ago/03	2,08	2,59	1,49	0,69	1,00	1,33	1,93	0,65	1,81	1,60
Set/03	2,00	2,10	1,50	0,73	1,00	1,41	2,71	0,71	1,64	1,54
Out/03	2,14	2,20	1,62	0,75	0,95	1,47	3,08	0,74	1,67	1,45
Nov/03	2,17	2,30	1,59	0,73	0,90	1,50	3,36	0,78	1,60	1,55
Dez/03	2,15	2,23	1,63	0,73	0,95	1,53	2,28	0,75	1,60	1,50
Jan/04	1,51	0,64	1,21	0,66	0,63	1,48	2,38	0,68	0,70	0,69
Mar/04	1,34	1,95	1,00	0,54	0,82	1,32	5,08	0,59	1,33	1,32
Mai/04	1,12	2,63	1,19	0,59	1,57	1,48	4,90	0,69	1,40	1,40
Jul/04	0,65	1,26	1,27	0,62	0,53	1,51	5,75	0,72	1,65	1,65
Set/04	1,42	1,89	1,39	0,65	0,93	1,53	3,72	0,75	1,59	1,63
Nov/04	1,65	2,55	1,33	0,66	0,79	1,75	2,15	0,78	1,78	1,73
Jan/05	1,71	2,20	1,14	0,75	0,89	1,79	5,25	0,88	1,50	1,64
Mar/05	1,36	2,11	1,38	0,65	0,92	1,50	3,50	0,57	1,01	1,04
Mai/05	1,69	2,04	1,39	0,78	0,88	1,65	5,74	0,72	1,34	1,33
Jul/05	1,59	2,08	1,30	0,68	0,97	1,77	4,33	0,68	1,19	1,43
Set/05	1,75	1,95	1,32	0,65	0,88	1,93	3,95	0,60	1,53	1,48

APÊNDICE L – Valores de Cl^- ($\text{mmol}_c\text{L}^{-1}$) para todos os pontos amostrados.
(ver Tabela 7 e Figura 10).

Mês/Ano	A1	R2	A3	A4	R5	A6	R7	A8	R9	R10
Dez/02	1,70		0,60	0,40		1,60		1,10		
Jan/03	2,05		0,73	0,60		1,70		1,15		
Fev/03	1,80		0,70	0,55		2,00		1,00		
Mar/03	0,65		0,68	0,50		0,98		0,65		
Abr/03	0,53	2,10	0,53	0,58	0,60	0,83	5,00	0,75	0,60	1,03
Mai/03	0,58	2,15	0,69	-	0,75	1,06	2,63	1,05	1,13	0,69
Jul/03	1,55	2,30	0,80	0,57	1,02	1,00	3,30	1,15	1,42	2,85
Ago/03	1,42	2,22	-	0,42	0,82	0,85	2,27	1,02	1,12	1,97
Set/03	1,65	2,40	0,62	0,45	0,75	0,87	1,02	1,02	1,08	2,02
Out/03	1,53	2,70	0,65	0,48	0,65	0,93	2,16	1,08	1,05	1,70
Nov/03	1,53	2,45	0,57	0,43	0,48	1,18	2,35	1,02	1,05	1,50
Dez/03	1,75	2,90	0,51	0,37	0,53	1,30	1,75	1,45	1,40	1,60
Jan/04	1,10	0,22	0,45	0,30	0,35	0,90	2,04	0,97	0,40	0,44
Mar/04	1,05	1,38	0,45	0,38	0,68	0,88	5,00	0,75	0,95	0,98
Mai/04	0,68	1,90	0,63	0,45	0,85	0,95	5,00	0,95	1,30	1,25
Jul/04	0,85	2,00	0,65	0,45	1,13	1,15	5,75	1,10	1,63	1,80
Set/04	0,83	1,25	0,78	0,50	1,03	1,03	2,30	1,13	1,15	1,68
Nov/04	1,40	2,70	0,56	0,63	0,80	1,10	1,55	1,25	2,05	1,38
Jan/05	2,50	4,50	0,50	0,56	3,20	1,02	8,70	1,27	3,70	3,70
Mar/05	1,80	2,15	0,50	0,50	0,96	1,20	3,69	1,80	1,50	1,20
Mai/05	1,00	2,70	0,80	0,50	1,50	1,00	4,50	1,30	2,00	2,00
Jul/05	1,00	1,50	0,70	0,50	1,00	1,20	3,00	1,50	1,00	1,50
Set/05	1,50	1,30	0,53	0,70	0,40	1,30	3,30	1,70	1,50	1,50

(-) dado perdido

espaço vazio: dado não utilizado

APÊNDICE M – Valores de SO_4^{2-} ($\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$) para todos os pontos amostrados.
(ver Tabela 7 e Figura 10).

Mês/Ano	A1	R2	A3	A4	R5	A6	R7	A8	R9	R10
Abr/03	0,08	0,07	0,08	0,10	0,09	0,08	0,10	0,09	0,10	0,09
Mai/03	0,04	0,09	0,06	0,10	0,09	0,07	0,11	0,09	0,09	0,09
Jul/03	0,05	0,07	0,06	0,05	0,09	0,05	0,08	0,12	0,07	0,08
Ago/03	0,05	0,05	0,07	0,06	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Set/03	0,04	0,05	0,06	0,05	0,05	0,05	0,08	0,05	0,10	0,05
Out/03	0,10	0,13	0,12	0,14	0,11	0,10	0,13	0,21	0,10	0,11
Nov/03	0,07	0,12	0,07	0,15	0,11	0,18	0,07	0,17	0,07	0,11
Dez/03	0,10	0,11	0,11	0,14	0,14	0,15	0,19	0,15	0,13	0,12
Jan/04	0,12	0,19	0,11	0,20	0,14	0,13	0,27	0,16	0,20	0,23
Mar/04	0,19	0,20	0,16	0,20	0,19	0,15	0,24	0,22	0,21	0,24
Mai/04	0,08	0,11	0,05	0,08	0,07	0,07	0,18	0,11	0,18	0,11
Jul/04	0,10	0,12	0,10	0,05	0,12	0,10	0,10	0,18	0,18	0,37
Set/04	0,05	0,10	0,14	0,10	0,24	0,22	0,10	0,24	0,27	0,24
Nov/04	0,05	0,14	0,05	0,18	0,18	0,18	0,24	0,24	0,24	0,14
Jan/05	0,05	0,12	0,05	0,14	0,14	0,10	0,14	0,26	0,18	0,14
Mar/05	0,06	0,11	0,05	0,10	0,12	0,05	0,14	0,05	0,14	0,14
Mai/05	0,05	0,05	0,05	0,10	0,09	0,05	0,14	0,14	0,09	0,09
Jul/05	0,10	0,10	0,06	0,09	0,11	0,09	0,14	0,17	0,10	0,09
Set/05	0,05	0,06	0,08	0,05	0,05	0,05	0,12	0,30	0,05	0,05

APÊNDICE N – Valores de PO_4^{3-} (mg.L^{-1}) para todos os pontos amostrados.
(ver Tabela 7 e Figura 10).

Mês/Ano	A1	R2	A3	A4	R5	A6	R7	A8	R9	R10
Abr/03	0,37	0,42	0,37	0,39	0,41	0,42	0,38	0,44	0,40	0,40
Mai/03	0,40	0,47	0,42	0,42	0,50	0,45	0,39	0,44	0,44	0,44
Jul/03	0,72	0,71	0,73	0,73	0,72	0,73	0,69	0,72	0,71	0,73
Ago/03	0,38	0,39	0,39	0,40	0,39	0,39	0,38	0,37	0,40	0,38
Set/03	0,37	0,42	0,44	0,44	0,33	0,45	0,40	0,45	0,41	0,42
Out/03	0,39	0,38	0,38	0,37	0,37	0,38	0,37	0,39	0,39	0,39
Nov/03	0,26	0,30	0,22	0,34	0,27	0,38	0,24	0,32	0,50	0,34
Dez/03	0,37	0,38	0,24	0,27	0,37	0,34	0,41	0,36	0,40	0,32
Jan/04	0,37	0,28	0,11	0,14	0,13	0,45	0,53	0,44	0,28	0,17
Mar/04	0,38	0,43	0,55	0,45	0,38	0,45	0,66	0,40	0,38	0,38
Mai/04	0,35	0,28	0,29	0,27	0,30	0,24	0,45	0,19	0,26	0,19
Jul/04	0,34	0,38	0,76	0,34	0,34	0,40	0,64	0,40	0,37	0,39
Set/04	0,76	0,75	nd	0,76	0,77	0,77	0,74	0,77	0,73	0,74
Nov/04	0,36	0,38	nd	0,55	0,37	0,45	0,69	0,59	0,55	0,57
Jan/05	0,56	0,38	nd	0,66	0,57	0,61	0,72	0,68	0,64	0,65
Mar/05	nd	0,42	nd	0,60	0,41	nd	0,51	nd	nd	nd
Mai/05	nd	nd	nd	nd	0,41	nd	nd	nd	nd	nd
Jul/05	nd	nd	5,00	nd	0,41	nd	nd	2,00	nd	nd
Set/05	4,00	5,00	0,37	5,00	nd	5,00	5,00	5,00	4,00	4,00

(nd) não detectado

APÊNDICE O – Valores de NH_4^+ (mg.L^{-1}) para todos os pontos amostrados.
(ver Tabela 7 e Figura 10).

Mês/Ano	A1	R2	A3	A4	R5	A6	R7	A8	R9	R10
Abr/03	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60
Mai/03	1,00	0,10	0,20	0,40	0,20	0,60	0,50	0,60	0,30	0,50
Jul/03	0,10	0,10	0,10	0,10	0,20	0,20	0,20	0,10	0,10	0,10
Ago/03	0,30	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,15
Set/03	0,20	0,18	0,40	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
Out/03	0,90	0,30	0,40	0,30	0,30	0,30	0,90	0,40	0,40	0,50
Nov/03	0,40	0,20	0,20	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,20	0,50
Dez/03	0,20	0,10	0,30	0,40	0,40	0,40	0,40	0,1	0,40	0,30
Jan/04	0,40	0,20	0,30	0,20	0,30	-	0,20	0,20	0,20	0,30
Mar/04	0,40	0,30	0,50	0,60	0,50	0,70	0,20	0,50	0,40	0,40
Mai/04	0,40	0,40	0,70	1,20	0,80	0,30	0,40	0,40	0,40	0,60
Jul/04	0,10	0,10	-	0,10	0,10	0,20	1,90	0,10	0,40	0,40
Set/04	0,50	0,30	0,40	0,40	0,40	0,30	0,30	0,50	0,60	0,40
Nov/04	0,60	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,20	0,30	0,40	0,30
Jan/05	0,20	1,30	0,30	0,40	0,40	1,00	1,00	0,40	0,50	0,35
Mar/05	0,30	0,33	0,50	0,40	0,35	0,20	0,50	0,10	nd	nd
Mai/05	3,30	nd	0,80	0,60	nd	0,20	1,00	0,70	0,20	0,20
Jul/05	0,60	0,50	0,50	0,30	0,50	0,60	0,30	0,50	0,50	nd
Set/05	0,20	0,80	0,90	0,20	1,50	1,80	2,20	2,50	0,90	0,90

(-) dado perdido

(nd) não detectado

APÊNDICE P – Valores de NO_3^- (mg.L^{-1}) para todos os pontos amostrados.
(ver Tabela 7 e Figura 10).

Mês/Ano	A1	R2	A3	A4	R5	A6	R7	A8	R9	R10
Abr/03	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60
Mai/03	1,40	0,30	0,70	0,50	0,20	0,20	0,40	0,40	0,10	0,10
Jul/03	0,80	0,20	0,10	0,10	0,40	0,20	0,20	0,10	0,10	0,60
Ago/03	1,20	0,40	0,40	0,50	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,60
Set/03	1,20	0,30	0,10	0,50	0,40	0,50	1,70	0,20	0,10	0,60
Out/03	0,20	0,10	0,11	0,20	0,40	0,10	0,10	0,20	0,10	0,10
Nov/03	0,15	0,30	0,10	0,10	0,40	0,20	0,40	0,20	0,10	0,10
Dez/03	0,10	0,20	0,20	0,40	0,40	0,20	0,20	0,20	0,20	0,30
Jan/04	0,20	0,20	0,10	0,20	0,30	0,20	0,10	0,20	0,20	0,10
Mar/04	0,50	0,30	0,50	0,50	0,50	0,60	1,20	0,30	0,50	0,60
Mai/04	0,90	0,30	0,70	0,40	0,40	0,30	1,20	0,20	0,20	0,30
Jul/04	0,10	0,50	0,30	0,50	0,10	0,30	0,50	0,30	0,50	0,40
Set/04	0,40	0,40	0,40	0,30	0,40	0,30	0,40	0,40	0,50	0,10
Nov/04	0,40	0,40	1,70	0,40	0,40	0,30	0,70	0,30	0,30	0,30
Jan/05	0,40	0,80	nd	0,30	0,40	2,40	0,20	0,20	0,20	0,50
Mar/05	2,60	0,20	nd	nd	0,30	0,70	0,55	0,30	3,30	0,40
Mai/05	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,20
Jul/05	0,50	nd	0,80	1,90	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Set/05	2,00	0,60	0,60	0,20	0,80	1,20	1,00	0,50	1,20	0,80

(nd) não detectado

APÊNDICE Q - Valores de RAS para todos os pontos amostrados.
(ver Tabela 7 e Figura 10).

Mês/Ano	A1	R2	A3	A4	R5	A6	R7	A8	R9	R10
Abr/03	0,97	2,02	1,20	0,78	1,21	1,42	3,88	1,01	1,75	1,31
Mai/03	1,41	4,18	1,70	0,88	1,49	1,11	4,32	1,20	1,98	2,45
Jul/03	2,07	3,28	1,42	0,99	1,88	1,53	5,04	1,29	2,40	2,65
Ago/03	2,04	1,43	1,46	0,85	1,53	1,36	1,93	1,25	1,86	2,61
Set/03	2,09	2,57	1,54	1,08	2,28	1,67	3,67	1,59	2,86	2,64
Out/03	1,80	3,38	1,45	1,09	1,42	1,52	3,17	1,46	2,09	2,65
Nov/03	1,84	3,23	1,42	1,21	1,68	1,68	3,63	1,54	2,24	2,57
Dez/03	2,22	4,10	1,37	1,66	1,61	2,23	1,85	2,19	3,06	3,57
Jan/04	1,96	3,44	2,17	1,93	1,99	2,22	3,01	2,14	2,18	2,75
Mar/04	1,26	1,52	1,97	0,97	1,41	1,41	4,26	1,26	1,50	1,66
Mai/04	1,12	1,51	1,85	1,72	1,26	1,34	5,48	1,34	1,40	1,35
Jul/04	1,88	2,80	1,50	2,25	2,92	1,48	9,87	1,69	3,44	3,17
Set/04	1,40	1,57	1,32	3,29	2,03	1,78	3,42	1,70	2,11	2,24
Nov/04	1,38	2,09	1,62	1,83	1,98	1,80	1,77	1,89	2,33	2,25
Jan/05	1,31	1,88	1,07	1,52	2,13	1,95	4,16	2,26	2,16	2,37
Mar/05	1,09	2,01	1,40	1,28	1,30	1,80	3,18	1,69	1,29	1,51
Mai/05	1,05	1,48	1,40	1,45	1,93	1,92	4,02	1,78	1,48	1,58
Jul/05	1,19	1,75	1,53	1,52	1,72	1,93	2,68	1,71	1,99	2,50
Set/05	1,35	1,59	1,20	1,85	1,89	2,62	3,05	1,87	2,25	2,54

APÊNDICE R - Valores de RAS° para todos os pontos amostrados.
(ver Tabela 7 e Figura 10).

Mês/Ano	A1	R2	A3	A4	R5	A6	R7	A8	R9	R10
Abr/03	0,70	2,08	0,96	1,17	0,78	1,15	4,39	0,70	1,39	1,09
Mai/03	1,10	3,82	1,37	0,60	1,14	0,91	3,91	0,84	1,68	2,00
Jul/03	1,88	3,12	1,18	0,67	1,42	1,24	4,45	0,95	2,11	4,53
Ago/03	1,88	1,38	1,23	0,58	1,16	1,14	1,61	0,88	1,67	2,28
Set/03	1,97	2,48	1,34	0,76	1,63	1,44	3,13	1,18	2,40	2,29
Out/03	1,70	3,20	1,26	0,73	1,07	1,32	2,76	1,05	1,85	2,28
Nov/03	1,76	3,12	1,23	0,82	1,25	1,45	3,17	1,14	1,95	2,24
Dez/03	2,11	3,94	1,18	1,11	1,17	1,93	1,83	1,57	2,56	2,94
Jan/04	1,69	3,85	1,70	1,23	1,28	1,87	2,93	1,50	1,33	1,70
Mar/04	1,07	1,66	1,47	0,58	0,98	1,18	3,96	0,84	1,25	1,34
Mai/04	0,92	1,60	1,46	1,08	1,15	1,16	4,84	0,95	1,24	1,21
Jul/04	1,33	2,49	1,21	1,44	1,84	1,30	8,00	1,25	3,06	2,91
Set/04	1,19	1,47	1,08	2,16	1,53	1,54	3,65	1,24	1,84	1,97
Nov/04	1,23	2,10	1,27	1,20	1,39	1,60	1,67	1,40	2,09	1,98
Jan/05	1,15	1,78	0,85	0,94	1,43	1,71	4,56	1,65	1,76	2,02
Mar/05	0,96	1,99	1,15	0,83	0,99	1,58	3,45	1,12	1,03	1,18
Mai/05	0,97	1,43	1,14	0,98	1,41	1,70	4,59	1,28	1,24	1,33
Jul/05	1,05	1,69	1,26	1,01	1,27	1,73	2,88	1,21	1,62	2,11
Set/05	1,23	1,50	0,96	1,24	1,41	2,35	3,26	1,40	1,95	2,21

APÊNDICE S - Valores de qi para CE das águas estudadas na bacia do Acaraú.

Mês/Ano	A1	R2	A3	A4	R5	A6	R7	A8	R9	R10
Abr/03	12,25	94,90	1,75	18,38	15,75	1,75	84,33	8,75	100,00	100,00
Mai/03	5,25	91,90	1,75	17,50	7,00	99,10	80,67	3,50	98,50	97,15
Jul/03	97,00	91,90	99,70	15,75	1,75	99,70	86,20	3,50	96,70	94,57
Ago/03	95,53	91,60	100,00	15,75	5,25	99,70	96,40	1,75	97,30	95,20
Set/03	94,90	91,60	100,00	14,00	4,20	99,10	91,00	100,00	97,60	94,90
Out/03	94,60	91,60	99,70	12,25	7,00	98,74	90,40	99,70	98,20	95,50
Nov/03	94,20	90,10	99,10	12,16	5,78	97,93	89,31	99,18	97,21	95,77
Dez/03	95,20	91,00	98,80	12,25	5,25	97,90	94,30	99,10	97,30	96,40
Jan/04	97,90	17,50	5,25	15,75	14,00	98,80	91,00	1,75	14,00	14,00
Mar/04	98,50	95,50	8,75	17,50	7,00	99,10	78,00	7,00	98,80	99,10
Mai/04	10,50	91,30	7,00	15,75	98,50	98,50	75,33	1,75	97,00	97,00
Jul/04	99,40	92,20	-	14,00	99,10	98,50	74,93	100,00	95,38	94,60
Set/04	99,13	96,70	1,75	12,25	99,10	98,20	85,60	99,40	97,30	95,80
Nov/04	98,20	88,90	99,70	10,50	5,25	97,30	94,30	98,80	92,80	96,40
Jan/05	96,10	90,40	100,00	10,50	99,10	97,09	66,00	98,80	89,50	95,80
Mar/05	98,50	93,25	7,00	12,25	4,38	97,90	85,00	99,40	99,70	100,00
Mai/05	98,50	95,20	1,75	10,50	3,50	97,90	73,67	99,70	97,90	97,30
Jul/05	98,20	95,20	100,00	8,75	3,50	97,06	84,67	99,10	97,60	96,40
Set/05	97,60	96,40	99,70	8,75	3,50	95,80	85,60	98,80	97,60	96,70

(-) dado perdido

APÊNDICE T - Valores de qi para RAS° das águas estudadas na bacia do Acaraú.

Mês/Ano	A1	R2	A3	A4	R5	A6	R7	A8	R9	R10
Abr/03	22,70	98,82	18,16	14,52	21,29	14,81	73,42	22,68	10,60	15,95
Mai/03	15,79	78,17	11,10	24,49	15,04	19,00	77,42	20,22	5,57	0,07
Jul/03	2,12	83,96	14,40	23,28	10,22	13,23	72,92	18,44	98,41	72,23
Ago/03	2,06	10,89	13,45	24,77	14,77	14,97	6,90	19,59	5,84	95,78
Set/03	0,60	92,82	11,52	21,68	6,39	9,78	83,91	14,41	94,04	95,68
Out/03	5,18	83,36	12,94	22,14	16,35	11,94	88,63	16,55	2,55	95,79
Nov/03	4,23	84,00	13,48	20,66	13,08	9,57	83,57	15,00	0,83	96,46
Dez/03	98,29	77,13	14,30	15,52	14,51	1,21	2,89	7,53	91,54	85,85
Jan/04	5,36	77,92	5,25	13,54	12,53	2,31	86,06	8,67	11,74	5,33
Mar/04	16,27	5,90	9,31	24,86	17,83	14,40	77,00	20,33	13,04	11,50
Mai/04	18,97	6,94	9,49	16,06	14,79	14,71	69,66	18,31	13,23	13,75
Jul/04	11,73	92,64	-	9,76	2,75	12,31	51,68	13,10	84,49	86,35
Set/04	14,26	9,26	13,82	97,67	8,27	8,04	79,60	13,35	2,85	0,46
Nov/04	13,50	98,57	16,05	14,02	10,74	7,00	5,78	10,48	98,68	0,35
Jan/05	14,82	3,85	12,74	18,59	9,99	5,01	71,99	6,10	4,29	99,72
Mar/05	18,27	100,10	20,08	20,55	17,67	7,40	81,24	15,43	17,01	14,30
Mai/05	18,11	9,96	14,94	17,80	10,34	5,21	71,72	12,56	13,31	11,77
Jul/05	16,54	5,51	14,96	17,36	12,72	4,75	86,74	13,84	6,72	98,33
Set/05	13,43	8,71	12,87	13,36	10,28	94,82	82,87	10,53	0,87	96,80

(-) dado perdido

APÊNDICE U - Valores de q_i para Na^+ das águas estudadas na bacia do Acaraú.

Mês/Ano	A1	R2	A3	A4	R5	A6	R7	A8	R9	R10
Abr/03	25,38	98,13	21,35	27,48	25,03	100,00	68,44	24,50	99,34	99,34
Mai/03	19,69	82,29	15,31	25,38	18,81	19,69	69,79	21,44	97,00	95,88
Jul/03	94,94	86,13	17,28	24,94	98,69	99,44	65,63	19,25	94,19	88,75
Ago/03	94,94	11,59	17,50	25,81	18,16	17,72	95,78	20,13	96,53	92,03
Set/03	91,90	83,00	14,00	22,93	98,59	97,56	83,17	98,88	94,38	91,93
Out/03	94,38	83,92	16,10	23,63	18,20	98,43	84,33	99,85	95,20	91,83
Nov/03	93,70	83,92	16,80	22,93	18,73	97,68	80,42	99,18	95,43	92,20
Dez/03	92,50	80,83	17,50	19,25	18,38	94,38	94,38	96,25	92,13	89,50
Jan/04	95,95	21,53	12,08	20,30	19,43	96,25	85,83	98,35	21,53	19,78
Mar/04	99,78	8,75	13,65	27,30	21,35	99,55	67,75	22,40	98,88	99,03
Mai/04	18,73	0,35	15,23	19,25	98,50	99,48	66,92	20,65	97,23	97,23
Jul/04	95,73	82,83	-	97,90	92,43	98,35	0,00	17,76	85,83	84,83
Set/04	99,48	9,28	17,33	95,28	97,75	97,23	79,58	98,88	95,20	93,78
Nov/04	99,10	93,85	19,95	19,78	100,00	97,00	95,28	98,35	93,03	94,98
Jan/05	99,85	5,25	19,25	22,23	19,43	97,08	62,17	98,05	97,45	95,58
Mar/05	99,78	96,58	21,53	23,45	17,70	96,25	73,61	99,25	99,55	99,18
Mai/05	18,03	4,55	19,43	23,10	99,33	96,10	55,67	99,33	99,25	98,50
Jul/05	99,93	4,90	19,25	23,28	18,38	95,73	74,67	99,33	96,78	94,15
Set/05	98,50	8,40	21,35	17,85	98,50	92,80	77,42	97,75	94,45	92,80

(-) dado perdido

APÊNDICE V - Valores de q_i para Cl⁻ das águas estudadas na bacia do Acaraú.

Mês/Ano	A1	R2	A3	A4	R5	A6	R7	A8	R9	R10
Abr/03	16,63	87,17	16,63	14,88	14,00	6,13	76,67	8,75	14,00	99,71
Mai/03	14,88	86,58	10,94	-	8,75	99,30	80,98	99,42	98,48	10,85
Jul/03	93,58	84,83	7,00	15,05	99,77	100,00	73,17	98,25	95,10	78,42
Ago/03	95,10	85,77	-	20,30	6,30	5,25	85,18	99,77	98,60	88,68
Set/03	92,42	83,67	13,30	19,25	8,75	4,55	99,77	99,77	99,13	88,10
Out/03	93,82	80,17	12,25	18,20	12,25	2,45	86,47	99,07	99,42	91,83
Nov/03	93,82	83,08	15,05	19,95	18,20	97,90	84,25	99,77	99,42	94,17
Dez/03	91,25	77,83	17,15	22,23	16,33	96,50	91,25	94,75	95,33	93,00
Jan/04	98,83	27,30	19,25	24,50	22,75	3,50	87,87	1,05	21,00	19,60
Mar/04	99,42	95,57	19,25	21,70	11,20	4,20	76,67	8,75	1,75	0,70
Mai/04	11,20	89,50	12,95	19,25	5,25	1,75	76,67	1,75	96,50	97,08
Jul/04	5,25	88,33	-	19,25	98,54	98,25	70,42	98,83	92,65	90,67
Set/04	5,95	97,08	12,25	17,50	99,65	99,65	84,83	98,48	98,25	92,07
Nov/04	95,33	80,17	7,70	12,95	7,00	98,83	93,58	97,08	87,75	95,57
Jan/05	82,50	80,83	15,40	15,40	74,33	99,77	45,83	96,85	68,50	68,50
Mar/05	90,67	86,54	17,50	17,50	1,46	97,67	68,59	90,67	94,17	97,67
Mai/05	100,00	80,17	17,50	17,50	94,17	100,00	80,83	96,50	88,33	88,33
Jul/05	100,00	94,17	7,00	17,50	100,00	97,67	76,67	94,17	100,00	94,17
Set/05	94,17	96,50	10,50	10,50	21,00	96,50	73,17	91,83	94,17	94,17

(-) dado perdido

APÊNDICE X - Valores de q_i para HCO_3^- das águas estudadas na bacia do Acaraú.

Mês/Ano	A1	R2	A3	A4	R5	A6	R7	A8	R9	R10
Abr/03	3,85	76,50	60,40	10,85	7,00	63,40	59,38	10,50	61,90	63,40
Mai/03	64,38	80,00	62,80	11,55	67,30	66,40	56,88	12,25	85,25	85,00
Jul/03	81,67	76,67	59,20	10,85	69,70	64,30	66,67	11,20	83,25	83,92
Ago/03	80,17	75,92	55,30	10,85	70,00	60,10	81,42	12,25	82,42	84,17
Set/03	80,83	80,00	85,00	9,45	70,00	57,70	74,92	10,15	83,83	84,67
Out/03	79,67	79,17	84,00	8,75	1,75	55,90	71,83	9,10	83,58	56,50
Nov/03	79,42	78,33	84,25	9,45	3,50	85,00	69,48	7,70	84,17	84,58
Dez/03	79,58	78,92	83,92	9,45	1,75	84,75	78,50	8,75	84,17	85,00
Jan/04	84,92	12,60	63,70	11,90	12,95	55,60	77,67	11,20	10,50	10,85
Mar/04	59,80	81,25	70,00	16,10	6,30	60,40	56,38	14,35	86,42	86,50
Mai/04	66,40	75,58	64,30	14,35	84,42	55,60	57,50	10,85	58,00	85,83
Jul/04	12,25	62,20	-	13,30	16,45	84,96	52,19	9,80	83,75	83,75
Set/04	57,40	81,75	61,90	12,25	2,45	84,75	66,50	8,75	84,25	83,92
Nov/04	83,75	76,25	58,30	11,90	7,35	82,92	79,58	7,70	82,67	83,08
Jan/05	83,25	79,17	60,10	8,75	3,85	82,58	53,75	4,20	85,00	83,83
Mai/05	83,42	80,50	58,60	7,70	4,20	83,75	52,25	9,80	59,80	60,10
Jul/05	84,25	80,17	58,30	11,20	1,05	82,75	61,42	11,20	64,30	57,10
Set/05	82,92	81,25	61,00	12,25	4,20	81,42	64,58	14,00	84,75	55,60

(-) dado perdido