



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

FRANCISCO KLAYTON MARQUES DE ALENCAR

**QUALIDADE DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS EM ÁREA DO SERTÃO CENTRAL DO
CEARÁ COM BASE EM ÍNDICES IÔNICOS**

FORTALEZA

2019

FRANCISCO KLAYTON MARQUES DE ALENCAR

QUALIDADE DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS EM ÁREA DO SERTÃO CENTRAL DO
CEARÁ COM BASE EM ÍNDICES IÔNICOS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (Recursos Hídricos) da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva.

FORTALEZA

2019

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

A353q Alencar, Francisco Klayton Marques de.
Qualidade de Águas Subterrâneas em Área do Sertão Central do Ceará com Base em Índices Iônicos /
Francisco Klayton Marques de Alencar. – 2019.
156 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-
Graduação em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Fortaleza, 2019.
Orientação: Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva.

1. Águas subterrâneas. 2. Conteúdo iônico. 3. Índices de qualidade de água. I. Título.

CDD 628

FRANCISCO KLAYTON MARQUES DE ALENCAR

QUALIDADE DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS EM ÁREA DO SERTÃO CENTRAL DO
CEARÁ COM BASE EM ÍNDICES IÔNICOS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (Recursos Hídricos), da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Aprovada em: 16/08/2019.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dra. Marisete Dantas de Aquino
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Eliezer Fares Abdala Neto
Centro Universitário Unichristus

A todos que, em algum momento,
acreditaram em mim e me apoiaram.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais e irmã, por todo o apoio necessário durante minha vida, mesmo nos períodos mais difíceis.

Ao Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva, pela orientação, pelos ensinamentos, pela confiança e pelo apoio, sem os quais impossibilitaria o desenvolvimento deste trabalho.

Aos professores, servidores e ao Programa de Pós-Graduação do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, pelos conhecimentos passados e qualidade de ensino.

Aos amigos da Pós-graduação e da vida, por todo tempo juntos e experiências compartilhadas. Em especial a Gustavo Ross, Stephanie Souza e Felipe Rodrigues.

À Universidade Federal do Ceará que me acolheu na graduação e agora na pós-graduação.

Aos professores participantes da banca pelo tempo, colaborações e sugestões.

À CAPES, fundação que a mim concedeu uma bolsa de mestrado, sem a qual o trabalho não teria sido desenvolvido. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

A todos que já passaram pela minha vida e deixaram suas marcas e ensinamentos, me fazendo o que sou hoje.

RESUMO

Os recursos hídricos são elementos estratégicos para o desenvolvimento das sociedades, seu uso e gestão devem ser feitos de maneira eficaz e eficiente, principalmente em regiões semiáridas, as quais apresentam condições naturais desfavoráveis ao acesso à água. É comum, nessas regiões, a exploração, cada vez mais frequente, das águas subterrâneas, porém, o uso desenfreado destas representa uma ameaça em termos quantitativos e qualitativos aos aquíferos. Salinização de águas e solo, incrustações industriais, corrosão e riscos à saúde são entendidos como consequências pertinentes à baixa qualidade das águas subterrâneas. Portanto, torna-se fundamental o estabelecimento de padrões e perfis de qualidade para as mesmas, como sistemas de apoio à tomada de decisão e ao gerenciamento dos recursos hídricos subterrâneos. Nesse contexto, foi realizada a análise da qualidade das águas subterrâneas (sob embasamento cristalino e em aluvião) da região de Banabuiú, Quixeramobim e Quixadá do ponto de vista do potencial risco à salinização, à corrosão e à incrustação, através de diagramas químicos e índices de qualidade de água. Os resultados apontaram diferenças no conteúdo iônico entre as águas sob embasamento cristalino e as em aluvião, sendo destaque os poços da unidade de Juatama, os quais apresentam a menor carga de constituintes químicos dentre todas as águas analisadas. De acordo com o diagrama de Piper, preponderam águas cloretadas sódicas ou mistas. Os três mecanismos propostos por Gibbs atuam na composição química das águas de substratos estudadas. Houve uma convergência dos resultados dos índices de estabilidade, indicando uma forte tendência corrosiva das águas analisadas, mesmo nos poços com baixa carga iônica. Os índices e razões iônicas voltados para irrigação evidenciaram um maior risco de salinização do que de sodificação do solo, não podendo este, contudo, ser descartado. Há baixa probabilidade de precipitação dos prejudiciais sais de carbonato e boa adequabilidade das águas quanto ao risco de redução de permeabilidade do solo. Os índices de qualidade da água referentes ao conteúdo iônico indicaram águas com média e elevada restrição. Foram obtidas fortes correlações entre os índices aplicados no estudo. Evidencia-se a importância da avaliação do conteúdo iônico das águas subterrâneas do semiárido através de índices descritores de qualidade, pois estes constituem ferramentas de auxílio para a gestão de tais recursos, indicando restrições de uso e, consequentes, ações de correção.

Palavras-chave: Águas subterrâneas. Conteúdo iônico. Índices de qualidade de água.

ABSTRACT

Water resources are strategic points for the development of the societies, its use and management must be carried out efficiently and effectively. On semiarid regions, where natural conditions prevent easy access to water, this is especially true. On such regions, it is common the exploitation of groundwater more frequently, but the unrestricted use of such type of water poses quantitative and qualitative risks of degradation to the aquifers. Salinization of water and soil, industrial corrosion and incrustation, as well as health risks are some of the well-known consequences of low quality groundwater. Therefore, it is essential to establish quality standards for the groundwater to support decision-making and management of these resources. The analysis of the groundwater quality (under crystalline and alluvial basement) of Banabuiú, Quixadá and Quixeramobim was carried out from the point of view of the potential risk of salinization, corrosion and incrustation, using chemical diagrams and water quality indices. The results showed differences in the ionic content between the crystalline and alluvial waters, emphasizing the wells of Juatama, which present the least amount of chemical constituents among all the analyzed waters. The Piper's diagram suggested a predominance of sodium or mixed chlorinated waters. The three mechanisms proposed by Gibbs act on the chemical composition of the groundwaters under study. All the stability indices indicated a strong corrosive tendency of the analyzed waters. The suitability assessment for irrigation use indicated a higher risk of salinization than soil sodification, however the risk of soil sodification can not be dismissed. There is low probability of precipitation of harmful carbonate salts and good water suitability towards soil permeability reduction. The water quality indices related to ionic content indicated water with moderate and high restriction. Strong correlations between the indices applied in this study were obtained. The evaluation of groundwater quality using water quality indices proved to be very important, since these indices are tools indicating restrictions of use and helping to choose corrective actions of water resources.

Keywords: Groundwater. Ionic content. Water quality index.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Domínios hidrogeológicos do estado do Ceará.	23
Figura 2 - Diagrama do risco de sodificação e salinização do solo.....	34
Figura 3 - Esquema de interpretação do índice de Permeabilidade.....	36
Figura 4 - Esquemática da %Na versus CE.	38
Figura 5 - Diagrama de Piper.....	47
Figura 6 - Diagrama de Gibbs: a) aniônico; b) catiônico.	48
Figura 7 - Localização da área de estudo.	51
Figura 8 - Fluxograma com a metodologia aplicada.	59
Figura 9 - Balanço iônico – poços cristalinos.....	60
Figura 10 - Balanço iônico – poços aluvionares.....	61
Figura 11 - Diagrama de Piper dos poços cristalinos nos respectivos períodos.....	69
Figura 12 - Diagrama de Piper dos poços aluvionares nos respectivos períodos.....	71
Figura 13 - Diagrama de Gibbs (ânion) poços cristalinos nos respectivos períodos.....	73
Figura 14 - Diagrama de Gibbs (cátion) poços cristalinos nos respectivos períodos.....	74
Figura 15 - Diagrama de Gibbs (ânion) poços aluvionares nos respectivos períodos.....	76
Figura 16 - Diagrama de Gibbs (cátion) dos poços aluvionares nos respectivos períodos.	77
Figura 17 - Diagrama USSL dos poços cristalinos nos respectivos períodos.	87
Figura 18 - Diagrama da USSL para os poços aluvionares nos respectivos períodos.....	89
Figura 19 - Diagrama de Wilcox para os poços cristalinos nos respectivos períodos.....	92
Figura 20 - Diagrama de Wilcox para os poços aluvionares nos respectivos períodos.....	94
Figura 21 - Diagrama de Doneen para os poços cristalinos nos respectivos períodos.....	96
Figura 22 - Diagrama de Doneen para os poços aluvionares nos respectivos períodos.....	98

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Classes e padrões de qualidade de águas subterrâneas.....	25
Tabela 2 - Parâmetros listados na legislação.	26
Tabela 3 - Interpretação do Índice de Saturação de Langelier.	29
Tabela 4 - Interpretação do Índice de Estabilidade Ryznar.	30
Tabela 5 - Interpretação do Índice de Puckorius.	30
Tabela 6 - Interpretação do índice de agressividade.....	31
Tabela 7 - Interpretação do índice de Larson-Skold.....	32
Tabela 8 - Interpretação do carbonato residual de sódio.	35
Tabela 9 - Interpretação do índice de Kelly.	37
Tabela 10 - Parâmetros de avaliação de qualidade do IQNAS.....	40
Tabela 11 - Classes do IQNAS proposto por Oliveira <i>et al.</i> (2007).....	40
Tabela 12 - Intervalos e interpretação do IQAY.	41
Tabela 13 - Padrões e pesos dos parâmetros de Yidana e Yidana (2010).	42
Tabela 14 - Limites para os parâmetros utilizados na determinação do qi.....	43
Tabela 15 - Intervalos e interpretação do IQAM.....	43
Tabela 16 - Parâmetros de avaliação de qualidade do IQAA.....	44
Tabela 17 - Interpretação do IQAA.....	44
Tabela 18 - Parâmetros de avaliação de qualidade do IQASV.	45
Tabela 19 - Interpretação do IQASV.....	45
Tabela 20 - Coordenadas Geográficas da área de estudo.	50
Tabela 21 - Aspectos Atmosféricos da região.	52
Tabela 22 - Média pluviométrica anual (mm) da área de estudo.	53
Tabela 23 - Área plantada e produção de feijão por município.....	56
Tabela 24 - Área plantada e produção de mandioca por município.	56
Tabela 25 - Área plantada e produção de milho por município.	56
Tabela 26 - Quantidade produzida de frutas tropicais por município.	56
Tabela 27 - Classificação de águas com base no STD.	62
Tabela 28 - Resumo dos parâmetros químicos das águas dos poços fissurais.	65
Tabela 29 - Resumo dos parâmetros químicos das águas em aluvião.	67
Tabela 30 - Matriz de Pearson dos índices de estabilidade e irrigação.	107
Tabela 31 - Equações de regressão entre diferentes índices de qualidade.	108

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CE	Condutividade Elétrica
STD	Sólidos Totais Dissolvidos
COGERH	Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Ceará
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
FUNCEME	Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos
ISL	Índice de Saturação de Langelier
IRy	Índice de Ryznar
IPc	Índice de Puckorius
IA	Índice de Agressividade
ILSk	Índice de Larson-Skold
RAS	Razão de Adsorção de Sódio
CSR	Carbonato de Sódio Residual
%Na	Percentual de Sódio
IP	Índice de Permeabilidade
RMg	Razão de Magnésio
IKy	Índice de Kelly
IQNAS	Índice de Qualidade Natural de Águas Subterrâneas proposto por Oliveira <i>et al.</i> (2007)
IQA _Y	Índice de Qualidade de Água proposto por Yidana e Yidana (2010)
IQA _M	Índice de Qualidade de Água proposto por Meireles <i>et al.</i> (2010)
IQA _A	Índice de Água proposto por Araújo Neto <i>et al.</i> (2014)
IQA _S	Índice de Qualidade de Água proposto por Sajitha e Vijayamma (2016)

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	16
1.1	Considerações iniciais.....	16
1.2	Motivação da Pesquisa	17
1.3	Hipóteses da Pesquisa.....	18
1.4	Objetivos	18
1.4.1	<i>Objetivo geral.....</i>	<i>18</i>
1.4.2	<i>Objetivos específicos</i>	<i>18</i>
1.5	Estrutura da dissertação	19
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
2.1	Águas Subterrâneas.....	20
2.2	Águas subterrâneas no semiárido brasileiro/cearense	21
2.3	Dispositivos legais de conformidade e qualidade de água.....	23
2.4	Índices de qualidade de água	26
2.4.1	<i>Índices de estabilidade de água.....</i>	<i>27</i>
2.4.1.1	<i>Índice de saturação de Langelier (ISL)</i>	<i>28</i>
2.4.1.2	<i>Índice de estabilidade de Ryznar (RSI)</i>	<i>29</i>
2.4.1.3	<i>Índice de incrustação de Puckorius (PSI)</i>	<i>30</i>
2.4.1.4	<i>Índice de agressividade (AI)</i>	<i>31</i>
2.4.1.5	<i>Índice de Larson-Skold (ILSk).....</i>	<i>31</i>
2.4.2	<i>Razões iônicas e índices de água para irrigação.....</i>	<i>32</i>
2.4.2.1	<i>Razão de adsorção de sódio</i>	<i>33</i>
2.4.2.2	<i>Residual de carbonato de sódio (RCS).....</i>	<i>34</i>
2.4.2.3	<i>Índice de permeabilidade (IP)</i>	<i>35</i>
2.4.2.4	<i>Índice de Kelly (IKy).....</i>	<i>36</i>
2.4.2.5	<i>Percentual de sódio (%Na).....</i>	<i>37</i>
2.4.3	<i>Índices de qualidade de água baseados no conteúdo iônico.....</i>	<i>38</i>
2.4.3.1	<i>IQNAS – Oliveira et al. (2007).....</i>	<i>39</i>
2.4.3.2	<i>IQAY – Yidana e Yidana (2010).....</i>	<i>41</i>
2.4.3.3	<i>IQAM – Meireles et al. (2010).....</i>	<i>42</i>
2.4.3.4	<i>IQAA – Araújo Neto et al. (2014).....</i>	<i>43</i>
2.4.3.5	<i>IQASV – Sajitha e Vijayamma (2016).....</i>	<i>44</i>

2.5	Análise Hidroquímica	45
2.5.1	<i>Balanço iônico</i>	46
2.5.2	<i>Diagrama de Piper</i>	46
2.5.3	<i>Diagrama de Gibbs</i>	47
3	METODOLOGIA	49
3.1	Tipologia do estudo	49
3.2	Localização e caracterização da área de estudo	49
3.2.1	<i>Condições climáticas</i>	52
3.2.2	<i>Pluviometria na área</i>	52
3.2.3	<i>Vegetação</i>	53
3.2.4	<i>Aspectos geomorfológicos</i>	54
3.2.5	<i>Recursos hídricos</i>	54
3.2.5.1	<i>Recursos hídricos superficiais</i>	54
3.2.5.2	<i>Recursos hídricos subterrâneos</i>	55
3.2.6	<i>Aspectos agro-econômicos</i>	55
3.3	Dados da pesquisa	57
3.4	Análise Hidroquímica e de qualidade	58
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	60
4.1	Balanço iônico	60
4.2	Composição química das águas subterrâneas	61
4.2.1	<i>Domínio cristalino</i>	61
4.2.2	<i>Domínio aluvionar</i>	65
4.3	Diagrama de Piper	67
4.3.1	<i>Diagrama de Piper: Aquíferos cristalinos</i>	67
4.3.2	<i>Diagrama de Piper: Aquíferos aluvionares</i>	70
4.4	Diagrama de Gibbs	72
4.4.1	<i>Diagrama de Gibbs: Aquíferos cristalinos</i>	72
4.4.2	<i>Diagrama de Gibbs: Aquíferos aluvionares</i>	75
4.5	Índices de estabilidade	78
4.5.1	<i>Índice de saturação de langelier</i>	78
4.5.1.1	<i>Poços cristalinos</i>	78
4.5.1.2	<i>Poços aluvionares</i>	79
4.5.2	<i>Índice de Ryznar</i>	79
4.5.2.1	<i>Poços cristalinos</i>	79

4.5.2.2	<i>Poços aluvionares</i>	80
4.5.3	<i>Índice de Puckorius</i>	80
4.5.3.1	<i>Poços cristalinos</i>	81
4.5.3.2	<i>Poços aluvionares</i>	81
4.5.4	<i>Índice de agressividade</i>	82
4.5.4.1	<i>Poços cristalinos</i>	82
4.5.4.2	<i>Poços aluvionares</i>	83
4.5.5	<i>Índice de Larson-Skold</i>	83
4.5.5.1	<i>Poços cristalinos</i>	83
4.5.5.2	<i>Poços aluvionares</i>	84
4.6	Razões iônicas e índices de água para irrigação	84
4.6.1	<i>Razão de adsorção de sódio</i>	84
4.6.1.1	<i>Poços cristalinos</i>	84
4.6.1.2	<i>Poços aluvionares</i>	88
4.6.2	<i>Residual carbonato de sódio</i>	90
4.6.2.1	<i>Poços cristalinos</i>	90
4.6.2.2	<i>Poços aluvionares</i>	90
4.6.3	<i>Porcentagem de sódio</i>	91
4.6.3.1	<i>Poços cristalinos</i>	91
4.6.3.2	<i>Poços aluvionares</i>	93
4.6.1	<i>Índice de permeabilidade</i>	95
4.6.1.1	<i>Poços cristalinos</i>	95
4.6.1.2	<i>Poços aluvionares</i>	97
4.6.2	<i>Índice de Kelly</i>	99
4.6.2.1	<i>Poços cristalinos</i>	99
4.6.2.2	<i>Poços aluvionares</i>	99
4.7	<i>Índices de salinidade</i>	100
4.7.1	<i>IQNAS – Oliveira et al. (2007)</i>	100
4.7.1.1	<i>Poços cristalinos</i>	100
4.7.1.2	<i>Poços aluvionares</i>	101
4.7.2	<i>IQA – Yidana e Yidana (2010)</i>	101
4.7.2.1	<i>Poços cristalino</i>	101
4.7.2.2	<i>Poços aluvionares</i>	102
4.7.3	<i>IQA – Meireles et al. (2010)</i>	102

4.7.3.1	<i>Poços cristalinos</i>	102
4.7.3.2	<i>Poços aluvionares</i>	103
4.7.4	<i>IQA – Araújo Neto et al. (2014)</i>	104
4.7.4.1	<i>Poços cristalinos</i>	104
4.7.4.2	<i>Poços aluvionares</i>	105
4.7.5	<i>IQA – Sajitha e Vijayamma (2016)</i>	105
4.7.5.1	<i>Poços cristalinos</i>	105
4.7.5.2	<i>Poços aluvionares</i>	105
4.8	Correlações entre os índices	106
5	CONCLUSÃO	109
	REFERÊNCIAS	111
	APÊNDICE A – POÇOS E SUAS CARACTERÍSTICAS	126
	APÊNDICE B – DADOS ÍNDICES DE ESTABILIDADE	127
	APÊNDICE C – DADOS ÍNDICES DE IRRIGAÇÃO	137
	APÊNDICE D – DADOS ÍNDICES DE SALINIDADE	147

1 INTRODUÇÃO

1.1 Considerações iniciais

Estuda-se e discute-se muito sobre o papel vital da água na vida humana, na natureza, e em relação a todas as formas de vida (UNESCO, 2012). Apesar da grande quantidade de água na Terra, o uso desenfreado e a falta de uma gestão eficiente de tal recurso têm propiciado a deterioração de importantes corpos hídricos (ALEXANDRE et al., 2010; LIU et al., 2015). Acredita-se que a demanda por água cresça em função do aumento populacional, desenvolvimento econômico e tecnológico, uso do solo e ações antrópicas, tais fatores, em conjunto, contribuem para uma escassez de água ainda maior, tanto qualitativa, quanto quantitativamente (GUEDES et al., 2012; LOPES et al., 2014).

O cenário de escassez hídrica se torna ainda mais relevante nas regiões áridas e semiáridas, como é o caso do nordeste brasileiro, região em que as características naturais são desfavoráveis à disponibilidade hídrica. Apesar do desequilíbrio entre a oferta e a demanda de água, dos baixos índices pluviométricos relativamente baixos, cujas médias giram em torno de 800mm anuais, do elevado potencial de evapotranspiração (cerca de 1200mm/ano) e de outras características naturais que interferem diretamente na quantidade e qualidade dos recursos hídricos locais, o semiárido brasileiro é o semiárido mais densamente habitado do mundo, com cerca de 22 milhões de habitantes (IBGE, 2010; MARENGO, 2010; FERREIRA et al., 2017).

No nordeste brasileiro, mais especificamente no Ceará, há mais de cem anos, a crise hídrica vem sendo enfrentada com uma política de construção de reservatórios superficiais, os açudes (SANTIAGO et al., 2002). No entanto, o cenário continua adverso e escasso quanto ao acesso à água. Dessa forma, as águas subterrâneas surgem como uma alternativa à crise hídrica da região, principalmente nos períodos de estiagem. As águas subterrâneas compreendem os volumes hídricos que preenchem os vazios das matrizes litológicas. Em geral, por apresentarem uma proteção natural maior em relação às águas superficiais, as subterrâneas apresentam melhores condições de qualidade em relação à contaminação, não sendo imunes, contudo, à ação humana (MMA, 2007; LIU et al., 2017).

Os recursos hídricos subterrâneos têm se mostrado de extrema importância em vários países, seja para o abastecimento humano, dessedentação animal, uso industrial ou agrícola. Estima-se que metade das megalópoles mundiais dependem de águas

subterrâneas (BRICKER et al., 2017). Nos Estados Unidos, elas proveem cerca de 60% das águas utilizadas nas zonas rurais (SCANLON et al., 2012).

Em zonas semiáridas, as águas de substrato tornaram-se uma das mais importantes fontes hídricas, com forte vinculação ao desenvolvimento político, social e econômico local, apesar de haver diversos fatores limitantes da qualidade da água subterrânea nesses locais (VADIATI et al., 2016). No domínio hidrogeológico do semiárido cearense, a exploração dos recursos subterrâneos era dificultada devido aos acessos e à qualidade da água, sendo os depósitos aluvionares os aquíferos mais utilizados para a obtenção de água através de poços rasos (CEARÁ, 2008).

As pressões quanto ao uso das reservas subterrâneas são crescentes, de forma que se tornam um tema estratégico para atendimento das diversas demandas. Em contrapartida, o uso indisciplinado representa uma ameaça em termos quantitativos e qualitativos aos aquíferos (SIEBERT et al., 2010). Em termos quantitativos, a superexploração rebaixa os níveis hídricos e compromete a capacidade de armazenamento dos aquíferos (FEITELSON, 2006). No que se refere à qualidade, a salinização das águas é tida como a principal consequência da superexploração (RAJU, 2007). Ademais, a composição química das águas subterrâneas pode ser influenciada pelas formações litológicas naturais, por processos antropogênicos e pelo clima (efeitos de evaporação e quadra chuvosa incerta) (KUNWAR et al., 2006). A salinização do solo, corrosão e incrustações industriais e riscos à saúde são entendidos como consequências pertinentes à baixa qualidade das águas subterrâneas.

Diante do exposto e intensificado pela crescente demanda para os mais diversos fins, torna-se fundamental conhecer e estabelecer padrões e perfis de qualidade relativos às águas subterrâneas. Quanto maior a dependência local, mais relevante é o estudo da qualidade das águas de substrato, como sistema de apoio à tomada de decisão e ao gerenciamento dos recursos hídricos como um todo. Por isso, torna-se necessário conhecer o conteúdo iônico das águas subterrâneas do semiárido e sua representação através de índices, a fim de auxiliar a tomada de decisão no que tange ao destino da água.

1.2 Motivação da Pesquisa

A gestão hídrica deve buscar meios para explorar e desenvolver processos e alternativas capazes de promover o uso da água de forma adequada e sustentável (REBOUÇAS *et al.*, 1999). No semiárido brasileiro, notadamente, no Ceará, as

características naturais impõem dificuldades em relação à gerência dos recursos hídricos locais. Na região, há um maior foco nas águas superficiais e subterrâneas em litologia sedimentar, sendo as águas subterrâneas em meio cristalino, por muitas vezes, esquecidas. Apesar de haver limitações quanto à vazão e a qualidade no que tange a exploração de água subterrâneas em litologia cristalina (CEDRAZ, 2002), é necessário conhecer melhor o real potencial de tais águas, bem como os processos que as caracterizam.

O presente estudo trata de conhecer melhor a hidroquímica de águas subterrâneas em meio cristalino. Utilizam-se índices iônicos para determinar qualitativamente as possibilidades e limitações de uso dessas águas. O estudo tenta dar maior atenção ao uso de índices iônicos, de maneira que agreguem informações mais precisas quanto ao uso da água.

1.3 Hipóteses da Pesquisa

O Sertão Central cearense apresenta predomínio absoluto de rochas em embasamento cristalino. Apesar disso, as águas subterrâneas da região têm distintas características. Logo, é possível definir melhor as propriedades das águas subterrâneas da região através de análises físico-químicas e de índices descritores de qualidade.

1.4 Objetivos

1.4.1 Objetivo geral

Avaliar o conteúdo iônico de águas subterrâneas em poços localizados no Sertão Central do Ceará, referentes aos municípios de Banabuiú, Quixeramobim e Quixadá. Coteja-se assim, melhor subsidiar a gestão dos recursos hídricos subterrâneos da região.

1.4.2 Objetivos específicos

Este trabalho deve atender aos seguintes objetivos específicos:

- a) analisar o caráter hidroquímico das águas estudadas;
- b) determinar os processos naturais que influenciam a composição química das águas da região de estudo;

- c) avaliar a qualidade das águas subterrâneas para diferentes usos através de índices de estabilidade, de irrigação e de salinidade;
- d) determinar correlações existentes entre os diferentes índices utilizados;

1.5 Estrutura da dissertação

A presente dissertação foi dividida em cinco capítulos. O primeiro é iniciado com o tema em estudo, seguido da motivação do trabalho, dos objetivos deste, findando com sua estrutura.

No segundo capítulo, o tema é abordado mais profundamente com o referencial teórico, é dado destaque aos diferentes tipos de índices descritores de qualidade de água.

A metodologia empregada no estudo é apresentada no Capítulo 3. Primeiramente o tipo de estudo é abordado, em seguida há a descrição da área de estudo, dos parâmetros analisados e dos índices utilizados. O capítulo subsequente apresenta os resultados e discussão sobre os dados e análises empregados.

Finda-se o texto com o Capítulo 5, em que são apresentadas as conclusões do estudo. Seguem ao final, as referências bibliográficas e os apêndices.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Águas Subterrâneas

A escassez de água é um dos desafios atuais para o desenvolvimento de diversas regiões no mundo, de modo que uma boa gestão dos recursos hídricos se torna uma prioridade nas políticas governamentais, para que, assim, se atinja um uso sustentável de água com a quantidade e a qualidade exigidas para suas diferentes aplicações, principalmente nas regiões mais vulneráveis hidricamente, como é o caso das zonas áridas e semiáridas (MORSY *et al.*, 2018; TORTAJADA *et al.*, 2018). Em tais locais, devido a características naturais, as pressões sob o uso das reservas hídricas recaem, comumente, sob as águas subterrâneas (ABIYE *et al.*, 2018; HAMDI *et al.*, 2018).

Água subterrânea é toda aquela ocorrendo natural ou artificialmente abaixo da superfície terrestre, armazenada em rochas, depósitos sedimentares ou em fraturas, falhas e fissuras de rochas cristalinas. Elas encontram-se, naturalmente, em situação de equilíbrio de carga e descarga, através da infiltração de águas de chuvas e de conexões a rios, lagos e outros corpos d'água, participando, assim, do ciclo hidrológico, sendo de extrema importância para a “perenização natural” de rios em períodos de estiagem (BRASIL, 2008; USGS, 2008; SIEBERT *et al.*, 2010).

As águas subterrâneas, também chamadas de águas de substrato, representam cerca de 98% das águas disponíveis para o consumo humano. No Brasil, as reservas subterrâneas são estimadas em 112.000 km³ (MMA, 2007; ABAS, 2015).

O local onde as águas subterrâneas encontram-se confinadas é denominado de aquífero. Aquíferos são reservatórios hidrológicos, desde que sejam passíveis de exploração, podendo ser representados por rochas sedimentares ou rochas magmáticas e metamórficas, as a últimas devendo possuir fraturas abertas e interconectadas uma fonte de recarga (OLIVEIRA, 2015). Os aquíferos têm duas funções principais, além do estoque de água, eles transmitem as águas de uma área de recarga para uma área de descarga, atuando no ciclo hidrológico (VSEVOLOZHSKY, 2003).

O padrão litológico dos aquíferos onde se encontram as águas influencia o processo de acumulação, fornecimento e qualidade destas. Em domínio sedimentaras altas taxas de permeabilidade, trazem ótimas condições de armazenamento, de fornecimento e de qualidade de água. Por outro lado, o domínio cristalino depende de fraturas e falhas nas rochas para garantir o armazenamento de água, o que se traduz em menor vazão de armazenamento e

fornecimento, além de uma qualidade, geralmente, inferior (VSEVOLOZHISKY, 2003; CPRM, 2003). Também, a qualidade das águas subterrâneas tem estreita relação com os meios por onde elas se infiltram, com o tipo de rocha com a qual elas mantêm interação nos aquíferos, com o tempo de residência no aquífero e com produtos de atividades antropogênicas com os quais as águas subterrâneas mantêm contato (WU *et al.*, 2018; KHANORANGA *et al.*, 2018).

A partir do século vinte, o uso das águas subterrâneas se intensificou. Crescimento populacional, progresso científico e tecnológico e uso na agricultura são alguns fatores responsáveis pelo maior foco mundial nesse recurso (UNESCO, 2012). Globalmente, SIEBERT *et al.* (2010) estimavam em seu trabalho que as água de substrato contribuíam com 20% das águas utilizadas em irrigação, com 40% das águas utilizadas por indústrias e com 50% das águas utilizadas no abastecimento público.

Apesar dos benefícios e aportes econômicos vinculados ao uso dos aquíferos, a exploração das águas subterrâneas traz consequências concernentes à sua qualidade e quantidade. Já foram verificadas reduções nos níveis de água em diversos aquíferos por todo o mundo, em razão de taxas de retirada muito superiores às de recarga. A salinização das águas de substrato é também problema emergente e que pode estar ligado a superexploração dos aquíferos e diminuição do nível de água dos mesmos. Saneamento deficiente, disposição inadequada de rejeitos, uso de produtos químicos no solo e mineração são outros fatores interferem na qualidade das águas subterrâneas (UNESCO, 2012; MUSOLFF, 2009; SALIFU *et al.*, 2013; WADA, 2010).

2.2 Águas subterrâneas no semiárido brasileiro/cearense

O Semiárido Brasileiro é composto por 1.262 municípios, dos estados do Maranhão, Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Bahia e Minas Gerais (SUDENE, 2017). As características naturais do semiárido são desfavoráveis à disponibilidade hídrica. Quadros climáticos extremos (seca-chuva), médias pluviométricas baixas e irregulares ao longo do ano, altas taxas de evaporação, além dos solos com baixa capacidade de retenção de água, todos esses são fatores que contribuem para a baixa disponibilidade de água na região (SANTOS, 2013).

Menescal *et al.* (2001) destacaram os recursos hídricos superficiais como principal fonte de água no Ceará. Porém, desde a década de 1960, poços passaram a ser perfurados com mais frequência na região, o reflexo disso tem sido a contribuição da água subterrânea em

parcelas significativas, tanto para o abastecimento público como para usos diversos, incluindo o uso na irrigação e indústria (CPRM, 2003; MACHADO; DA SILVA, 2004 *apud* SILVA *et al.*, 2007). De acordo com CPRM (2003) e Ceará (2008), até 2006, no Ceará, havia cerca de 32.000 poços cadastrados, dos quais 54% foram perfurados em rochas cristalinas.

Em espectro geral, a principal restrição ao uso das águas de substrato no semiárido nordestino e no Ceará é a sua qualidade. Diversos fatores contribuírem para a composição das águas subterrâneas locais, tendo o clima, a litologia, embasamento cristalino, e o tempo de residência, situado entre 10 e 100 anos, influências decisivas neste processo (SALATI *et al.*, 1979). Em geral, as águas do semiárido são ricas em cloreto e sódio e apresentam sólidos totais dissolvidos acima do limite de potabilidade, restringindo seu uso em diversas atividades. (FEITOSA *et al.*, 2008).

Cerca de 70% da área do estado do Ceará encontra-se sob embasamento cristalino, representando aproximadamente 21% do total do cristalino Nordeste, além disso, o estado apresenta duas províncias hidrogeológicas distintas: o escudo oriental e a província costeira (ARAÚJO NETO *et al.*, 2014). As referidas províncias estão ilustradas na Figura 1.

Na primeira província, a água subterrânea ocorre em um sistema interconectado de fendas e fraturas, formando reservatórios descontínuos e limitados. O escudo oriental é constituído quase inteiramente por rochas cristalinas, as quais apresentam um quadro de baixa permeabilidade e condutividade hidráulica, resultando em um baixo potencial de exploração, além disso, em decorrência do alto tempo de permanência no aquífero, as águas apresentam um elevado grau de mineralização. Apesar da baixa qualidade da água subterrânea, estas se tornam uma alternativa para suprir a demanda de populações difusas e suas atividades (SILVA *et al.*, 2007; CEARÁ, 2008; ARAUJO NETO *et al.*, 2014).

A segunda província hidrogeológica é representada por áreas sedimentares, que apresentam melhores permeabilidade e condutividade hidráulica, de modo que os aquíferos apresentam maiores vazões, melhor qualidade de água e um maior potencial de exploração. Em geral, os aquíferos localizados na província costeira são intensamente explorados para uso industrial e na agricultura (GONÇALVES *et al.*, 2003; FEITOSA *et al.*, 2008; SILVA *et al.*, 2007; MME, 2014; ARAÚJO NETO *et al.*, 2014).

Além dos aquíferos existentes nestas conformações, existem áreas de aluviões e sedimentos costeiros distribuídos ao longo de drenagens, principalmente associados aos rios Banabuiú, Jaguaribe e Acaraú. Nesses casos, a qualidade e quantidade da água é variável, sendo um intermediário entre a dos dois tipos de província do estado. As vazões dos poços em aluvião

variam de 10 m³/h a 50 m³/h, dependendo do porte do poço, sendo a irrigação e o consumo humano os principais fins para as águas aluvionares (CEARÁ, 2008).

Figura 1 - Domínios hidrogeológicos do estado do Ceará.



Fonte: Adaptado de Silva (2007).

2.3 Dispositivos legais de conformidade e qualidade de água

A Lei 9.433/97 instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Trata-se de um conjunto de órgãos e colegiados que cuidam da implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e do gerenciamento do uso da água de forma democrática e participativa (FREITAS, 2006). De acordo com o referido instrumento, a água é um bem público dotada de valor econômico, o consumo irresponsável constitui desrespeito ao meio ambiente e àqueles que dela necessitam (LYRA, 2015).

À medida que a utilização dos recursos hídricos aumentou, novos dispositivos foram criados com intuito de prover um arcabouço legal que amparasse questões ambientais, tecnológicas e referentes à gestão das águas (ANA, 2007). Notadamente, destaca-se a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA N° 357/2005, que dispõe

sobre o enquadramento dos corpos de água superficiais, assim como as condições e padrões para o lançamento de efluentes. O enquadramento de recursos hídricos representa um importante instrumento de planejamento ambiental. Uma visão global do corpo hídrico facilita sua gestão, auxilia na proteção, na designação dos diferentes tipos de uso e na determinação das perspectivas futuras quanto à sua qualidade (PORTO, 2002).

De acordo com a Resolução CONAMA 357/2005, em termos de salinidade de corpos hídricos, são adotadas as seguintes definições: águas doces apresentam salinidade igual ou inferior a 0,5 ‰; águas salobras apresentam salinidade superior a 0,5 ‰ e inferior a 30‰, e águas salinas apresentam salinidade igual ou superior a 30‰. Sendo a salinidade definida em partes por mil. Dentro das divisões citadas, há a diferenciação em treze (13) classes diferentes, correspondentes aos variados usos das águas em questão.

A Resolução CONAMA 396/2008, em seu turno, trata da classificação e diretrizes ambientais gerais para o enquadramento das águas subterrâneas. Nela os aquíferos se apresentam em diferentes contextos hidrogeológicos e podem ultrapassar os limites de bacias hidrográficas. As águas subterrâneas possuem características físicas, químicas e biológicas intrínsecas com variações hidrogeoquímicas. Dessa forma é necessário que a divisão destas em classes de qualidade seja pautada nessas especificidades (MESTRINHO, 2012).

Ainda segundo a Resolução 396/08, o enquadramento é proposto como meta de qualidade da água a ser alcançado ou mantido em um aquífero ou conjunto de aquíferos. Classes são definidas em função do conjunto de condições e padrões de qualidade para atender aos usos atuais e futuros, que incluem consumo humano, dessedentação de animais, irrigação e recreação. Valores de Referência de Qualidade natural (VRQ) e Valores Máximos Permitidos para cada uso preponderante (VMP) foram utilizados para a diferenciação das classes, sendo observado os Limites de Quantificação Praticáveis (LQP). Os referidos valores são determinados por órgãos competentes e estão listados na resolução.

As águas subterrâneas foram divididas em cinco classes de qualidade e enquadradas de acordo com os usos preponderantes: consumo humano, dessedentação de animais, irrigação e recreação. Os padrões das Classes 1 a 4 deverão ser estabelecidos com base nos VRQ e nos VMP. A Tabela 1 sumariza as classes e os padrões de qualidade utilizados na divisão das águas subterrâneas.

Tabela 1 - Classes e padrões de qualidade de águas subterrâneas.

<i>Classe</i>	<i>Comentário</i>	<i>Padrão de Qualidade</i>
1 (Especial)	Destinadas à preservação de ecossistemas em Unidades de Conservação de Proteção Integral ou que alimentem corpos hídricos superficiais de classe especial.	Todos os parâmetros VRQ abaixo dos VMP mais restritivos.
2	Mantém qualidade natural, e não necessitam de qualquer tratamento, sendo, por suas características hidrogeoquímicas, aptas a todos os usos.	Há pelo menos um VRQ acima dos VMP mais restritivo.
3	Apresentam alteração da qualidade natural. Tais águas, em função do seu uso, devido não à alteração antrópica, mas às condições hidrogeoquímicas, podem necessitar de tratamento, para estarem aptas a todos os usos.	Todos os VRQ estar abaixo dos VMP mais restritivo, exceto se for condição natural da água.
4	Apresentando alteração por ação antrópica da qualidade natural, e por estarem contaminadas e sem tratamento só podem ter uso em atividades que não têm requisitos de qualidade para uso, a não ser que seja realizado tratamento.	Todos os VRQ devem atender aos VMP menos restritivos, exceto se for condição natural da água.
5	Apresentando alteração da qualidade natural, por ação antrópica, e por estarem contaminadas, somente podem ser destinadas a atividades que não têm requisitos de qualidade para uso.	Não especificado.

Fonte: Adaptado de CONAMA (2008).

Os parâmetros a serem selecionados para subsidiar a proposta de enquadramento das águas subterrâneas em classes devem ser escolhidos em função dos usos preponderantes, das características hidrogeológicas, hidrogeoquímicas, das fontes de poluição e outros critérios técnicos definidos por órgãos competentes. Dentre os parâmetros selecionados, deverão constar, no mínimo, pH, Sólidos Totais Dissolvidos (STD), turbidez, condutividade elétrica, nitrato, coliformes termotolerantes e medição de nível de água.

Com base nos parâmetros selecionados, os órgãos competentes deverão monitorar a condição de qualidade da água subterrânea utilizada. A frequência de monitoramento deverá ser no mínimo semestral e definida em função das características hidrogeológicas e hidrogeoquímicas dos aquíferos, das fontes de poluição e dos usos pretendidos, podendo ser reavaliada após períodos representativos. Os órgãos competentes deverão realizar, a cada cinco

anos, uma caracterização da qualidade da água contemplando todos os parâmetros listados no Anexo 1 da Resolução, bem como outros que sejam considerados necessários (CASARINI, 2007).

Outro instituto importante é a Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde, que trata dos padrões de potabilidade de águas, além de procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano. Em 28 de setembro de 2017, ocorreu a revogação desta portaria, através da Portaria de Consolidação Nº 05/2017. A PRC 05/2017 trata da consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde e traz, no seu Anexo XX, o padrão de potabilidade da água para consumo humano e os procedimentos de vigilância e controle da qualidade da água para tal (BRASIL, 2017).

Na Tabela 2 são listados alguns parâmetros com alta probabilidade de ocorrência em águas subterrâneas, seus valores máximos permitidos e o limite de quantificação praticável, de acordo com a Resolução 396/2008 e o anexo XX da PRC 05/2017.

Tabela 2 - Parâmetros listados na legislação.

Analito	Média	Mínimo	Máximo	CONAMA 396/08	PRC 05/2017
Fluoreto	0,04	0,01	0,14	1,5	1,5
Cloreto	1,02	0,08	4,75	250	250
Brometo	0,03	0,03	0,04	-	-
Nitrito (como N)	0,03	0,02	0,03	1	1
Nitrato (como N)	3,48	0,06	13,88	10	10
Fosfato	0,09	0,07	0,12	-	-
Sulfato	0,73	0,15	2,21	250	250
Lítio	ND	ND	ND	0,1	-
Sódio	1,96	0,21	8,52	200	200
Potássio	0,39	0,06	1,66	-	-
Cálcio	1,41	0,23	5,41	-	-
Magnésio	0,2	0,04	0,81	-	-

Concentrações em mg.L⁻¹.

Fonte: Adaptado de Oliveira *et al.* (2015).

2.4 Índices de qualidade de água

Conforme já declarado, a adequada gestão dos recursos hídricos passa pelo monitoramento e avaliação da qualidade das águas, sejam elas superficiais, subterrâneas ou outras. Os usos múltiplos da água demandam diferentes tipos de análises, o que, em alguns

casos, pode tornar dispendiosos os processos de avaliação de qualidade (OZLEM *et al.*, 2013). Diante disso, os índices de qualidade de água aparecem como atalhos simplificadores para a avaliação da qualidade de corpos hídricos a partir de um conjunto de parâmetros físico-químicos e biológicos (TYAGI *et al.*, 2013).

Os índices são ferramentas munidas de aparatos matemáticos capazes de transformar um conjunto de dados complexos em informações mais entendíveis. Eles podem identificar distúrbios e tendências de um corpo hídrico em um determinado tempo específico (SREEDHAR *et al.*, 2017). As informações decorrentes dos índices podem ser utilizadas para identificar um certo estado da água e, assim, impedi-lo ou corrigi-lo, evitando ou diminuindo custos operacionais e de manutenção de equipamentos (MS, 2006; MIRZABEYGI *et al.*, 2016).

A escolha de índices e indicadores de qualidade de água deve ser pautada no interesse e nos usos pretendidos, na consistência do índice para a determinada situação, na sua capacidade de utilizar as características peculiares dos corpos hídricos e na disponibilidade dos dados necessários ou na facilidade de obtenção destes (OTT, 1978 *apud* AL-MASHAGBAH, 2015; ANDRADE *et al.*, 2014).

2.4.1 Índices de estabilidade de água

Os índices de estabilidade se relacionam com o potencial de corrosão e de incrustação das águas. Ambos os fenômenos decorrem de interações físico-químicas entre materiais e o seu entorno, as águas que passam por eles. A corrosão tem natureza eletroquímica e resulta em mudanças na estrutura dos materiais envolvidos através da troca de elétrons. A incrustação é um fenômeno multifásico, no qual íons são depositados na superfície de materiais. O fenômeno da corrosão pode acarretar vazamentos de água em tubulações, resultante de mudanças na qualidade da água devido à dissolução dos componentes do material corroído. Incrustações podem reduzir a área de tubos, aumentando custos com transporte e energia (DAVIL *et al.*, 2009; EDZWALD, 2011; TAGHIPOUR *et al.*, 2012).

Diferentes fatores podem afetar os processos de corrosão e incrustação, dentre os quais são destacados: temperatura, dureza, pH, acidez, alcalinidade, sólidos totais dissolvidos, gases e sais dissolvidos (HOSEINZADEH *et al.*, 2013). A partir do nível de saturação e equilíbrio de certos íons em água, pode-se determinar se a mesma está supersaturada com o íon e suscetível à incrustação, ou se está insaturada e suscetível à corrosão (SIEGLER *et al.*, 2017).

Apesar dos complexos processos e interações químicos, físicos e biológicos que podem ocorrer entre a água e os diferentes tipos de materiais que compõem um sistema de distribuição, por exemplo, os índices de estabilidade de água são capazes de condensar tais processos em informações gerais a respeito do possível estado da água (IMRAN *et al.*, 2005).

2.4.1.1 Índice de saturação de Langelier (ISL)

O Índice de Saturação de Langelier foi desenvolvido em 1936 por W. F. Langelier e é um dos índices mais utilizados quando se deseja mensurar o potencial de corrosão ou incrustação de águas. O referido índice está associado com condições de equilíbrio entre a água e o carbonato de cálcio. Seu cálculo indica a habilidade da água em promover a dissolução ou a precipitação de carbonato de cálcio, sendo ambos os casos danosos a processos industriais que utilizam água (SHAH *et al.*, 2019). Na formulação do índice, Langelier compara o pH da água com um pH de equilíbrio (pHe), representando a saturação da água com íons carbonato e bicarbonato. Para retratar mais fielmente a realidade, correções foram feitas incluindo os efeitos da temperatura, sólidos dissolvidos totais e alcalinidade (CHOI *et al.*, 2015; ZHANG *et al.*, 2011).

O desenvolvimento matemático do índice é expresso pela equação abaixo:

$$LSI = pH - pHe \quad (1)$$

Em que o termo pH representa o pH da água e pHe é o pH de saturação, o qual é calculado pela equação 2:

$$pHe = (9,3 + A + B) - (C + D) \quad (2)$$

$$A = (\log[STD] - 1) / 10 \quad (3)$$

$$B = -13,12 \cdot [\log(T + 273)] + 34,55 \quad (4)$$

$$C = \log[Ca^{2+}] - 0,4 \quad (5)$$

$$D = \log[Alc] \quad (6)$$

Em que: [STD] é a concentração de sólidos dissolvidos totais em mg/L, T é a temperatura em °C, $[Ca^{2+}]$ é a concentração de Ca^{2+} como $CaCO_3$ em mg/L e [Alc] é a alcalinidade total como $CaCO_3$ em mg/L.

Diferentes autores apresentam diferentes formas de interpretação do índice, de acordo com Cavazzana *et al.* (2012), a interpretação segue o padrão apresentado na Tabela 3.

Tabela 3 - Interpretação do Índice de Saturação de Langelier.

Valor de LSI	Indicação
$LSI > 4$	Incrustação severa
$4 \leq LSI < 3$	Incrustação moderada
$3 \leq LSI < 1$	Incrustação suave
$1 \leq LSI < 0,5$	Incrustação muito suave
$0,5 \leq LSI < -0,5$	Balanceado
$-0,5 \leq LSI < -2,0$	Corrosão suave
$-2,0 \leq LSI < -5,0$	Corrosão moderada

Fonte: Cavazzana *et al.* (2012).

2.4.1.2 Índice de estabilidade de Ryznar (RSI)

Baseado no Índice de Langelier, o Índice de Estabilidade Ryznar (RSI) foi desenvolvido a partir de observações práticas de incrustações formadas em metais que mantiveram contato com soluções aquosas (SHANKAR, 2014). Sua formulação se deu a partir de cinética de deposição de carbonato de cálcio, de forma que este índice apresenta uma relação mais próxima entre o que é previsto e o que acontece na realidade (AL-RAWAJFEH, 2004). O equacionamento do índice é expresso abaixo:

$$RSI = 2 \cdot pHe - pH \quad (7)$$

Em que: pH é o pH da água medido e pHe é o pH de equilíbrio calculado como indicado na equação 2. A Tabela 4 apresenta a interpretação do índice.

Tabela 4 - Interpretação do Índice de Estabilidade Ryznar.

Valor de RSI	Indicação
RSI < 5,0	Incrustação severa
5,0 ≤ RSI < 6,0	Incrustação média
6,0 ≤ RSI < 7,0	Pouca incrustação ou corrosão
7,0 ≤ RSI < 7,5	Corrosão média
7,5 ≤ RSI ≤ 9,0	Corrosão elevada
RSI > 9,0	Corrosão severa

Fonte: Carrier (1965).

2.4.1.3 Índice de incrustação de Puckorius (PSI)

Com foco na determinação do potencial incrustativo de águas, o Índice de Incrustação de Puckorius (PSI) utiliza a alcalinidade total da água, capacidade tamponante desta, para determinar a quantidade máxima de carbonato de cálcio que pode ser precipitada (SAIFELNASR *et al.*, 2013). Além disso, o índice utiliza o pH de saturação, descrito na equação 2, para determinar o estado de supersaturação da água e, assim, quantificar a relação entre uma condição de supersaturação em carbonato de cálcio e a capacidade tampão da água (PRISYAZHNIUK, 2007). Puckorius acreditava que a alcalinidade total da água poderia refletir melhor as tendências corrosivas ou incrustativas do que somente o pH da mesma (CHEN *et al.*, 2019). O índice é calculado como mostra a equação 9.

$$PSI = 2 \cdot pH_S - pH_{EQ} \quad (9)$$

$$pH_{EQ} = 1,465 \cdot \log[Alc] + 4,54 \quad (10)$$

O termo pH_S é o pH de saturação calculado como indicado na equação 2. $[Alc]$ é a concentração da alcalinidade total como $CaCO_3$ em mg/L e o termo pH_{EQ} se refere à quantidade máxima de $CaCO_3$ que seria precipitada em um estado de equilíbrio, capacidade tampão da água. A interpretação dos valores do PSI está descrita na Tabela 5.

Tabela 5 - Interpretação do Índice de Puckorius.

Valor de PSI	Indicação
PSI < 4,5	Tendência à incrustação
4,5 ≤ PSI ≤ 6,5	Faixa ideal, com baixa tendência de incrustação e corrosão
PSI > 6,5	Tendência à corrosão

Fonte: Vasconcelos *et al.* (2015).

2.4.1.4 Índice de agressividade (AI)

O Índice de Agressividade foi desenvolvido, em 1977, com objetivo de verificar a tendência da água em corroer estruturas não metálicas, com ênfase em materiais de cimento e concreto, os quais eram largamente utilizados no transporte de água na época. O cálculo do índice utiliza o pH da amostra, a alcalinidade total (CaCO₃ em mg/L) e a dureza de cálcio (mg CaH/L) (CHORAMIN *et al.*, 2015). O índice está equacionado abaixo:

$$AI = pH + \log[(Alc) \cdot (CaH)] \quad (11)$$

Em que: pH é o pH da amostra analisada, (alc) é a alcalinidade total desta, em mg/L de CaCO₃, e (CaH) é a dureza de cálcio, também em mg/L de CaCO₃. A interpretação dos valores do IA está descrita na Tabela 6.

Tabela 6 - Interpretação do índice de agressividade.

Valor de IA	Indicação
AI < 10	Água agressiva (corrosiva)
10 ≤ AI < 12	Água moderadamente agressiva
AI ≥ 12	Água não agressiva (incrustante)

Fonte: Imran *et al.* (2005).

2.4.1.5 Índice de Larson-Skold (ILSk)

Originalmente feito para avaliar o potencial corrosivo das águas dos Grandes Lagos de Michigan, o Índice de Larson-Skold incorpora os efeitos corrosivos dos íons cloreto e sulfato, além dos efeitos incrustantes dos íons carbonato e bicarbonato. O índice assume que o comportamento dos íons de cloreto e sulfato promove a corrosão, enquanto os íons carbonato e bicarbonato a mitigam, podendo promover incrustações. A corrosividade de águas saturadas depende da proporção de agentes que promovem a corrosão em relação a agentes que a inibem (IMRAN *et al.*, 2005; BENSON, 2009). O índice pode ser calculado da seguinte forma:

$$IL = \frac{[Cl^-] + [SO_4^{2-}]}{[HCO_3^-] + [CO_3^{2-}]} \quad (8)$$

Em que: $[Cl^-]$, $[SO_4^{2-}]$, $[HCO_3^-]$ e $[CO_3^{2-}]$ são as concentrações dos respectivos íons expressas em miliequivalentes/L. A interpretação dos valores do IL está descrita na Tabela 7.

Tabela 7 - Interpretação do índice de Larson-Skold.

Valor de ILSk	Indicação
ILSk < 0,8	Corrosão baixa
0,8 < ILSk < 1,2	Corrosão significativa
ILSk > 1,2	Corrosão elevada

Fonte: Vasconcelos *et al.* (2015).

2.4.2 Razões iônicas e índices de água para irrigação

Em várias partes do mundo, em especial em zonas áridas e semiáridas, as águas subterrâneas são as principais fontes de água destinadas à irrigação. Logo, essas devem apresentar um padrão de qualidade mínimo, já que pequenas mudanças na concentração dos sais presentes na água podem representar grandes mudanças na sua qualidade (KURDI *et al.*, 2013).

No caso da irrigação, ao longo que a água evapora ou é utilizada por plantas. Nesse processo, os sais ficam retidos nos solos, acarretando mudanças nas propriedades físico-químicas destes, afetando sua estrutura, permeabilidade, elevando o pH do meio através da precipitação de sais e ocasionando problemas no crescimento de vegetais, devido a diminuição da solubilidade de elementos necessários à nutrição das plantas (BBS, 2009; AHAMED *et al.*, 2013). Smedema e Shiati (2002) relatam que, anualmente, nas regiões mais secas do globo, a irrigação é responsável pela adição de 3 a 5 toneladas de sais ao solo por cada hectare irrigado. Isso demonstra a importância da avaliação das águas a serem utilizadas nesta prática, a médio ou longo prazo, a degradação gradativa dos solos irrigados pode ser irreversível (FREIRE *et al.*, 2003).

Na avaliação de águas para a irrigação, são comumente levados em consideração os efeitos da água nos cultivos e nos solos. Neste trabalho, serão utilizados diferentes índices e razões iônicas que verificam, principalmente, os impactos da água no solo. Na classificação de águas para este fim, os seguintes parâmetros são, comumente, empregados para avaliar a possibilidade de salinização e sodificação dos solos e de precipitação de sais: condutividade elétrica (CE) e sólidos dissolvidos totais (TDS), concentração de sódio (Na^+), de cálcio (Ca^{2+}),

de magnésio (Mg^{2+}), de carbonato (CO_3^{2-}) e de bicarbonato (HCO_3^-) (MIRZA *et al.*, 2014; SALIFU *et al.*, 2013).

Os índices mais usuais na avaliação da qualidade de águas para irrigação e agricultura incluem a Razão de Adsorção de Sódio (RAS), o Carbonato de Sódio Residual (RCS), o Índice de Permeabilidade (IP), a Razão de Magnésio (RMg) e a Razão de Kelly (IKy) (SALIFU *et al.*, 2013; REDDY, 2013; KHAN *et al.*, 2013).

2.4.2.1 Razão de adsorção de sódio

A Razão de Adsorção de Sódio é um dos índices mais empregados para avaliar como a água pode afetar a estrutura do solo. A RAS indica a tendência de trocas iônicas entre os cátions de sódio presentes na água e os cátions de cálcio e magnésio presentes no solo (KHAN *et al.*, 2013). Em geral, os cátions de cálcio e magnésio ajudam na floculação de partículas do solo, formando agregados porosos através dos quais a água atravessa o solo e raízes de plantas crescem. Já os cátions de sódio atuam dispersando as partículas do solo, promovendo o efeito inverso. Águas com altas porcentagens de sódio ou altos valores de RAS tendem a danificar o solo, afetando sua estrutura, diminuindo sua permeabilidade e, conseqüentemente, a infiltração de água, prejudicando, assim, o crescimento e a produtividade de culturas (REDDY, 2013; SALIFU *et al.*, 2013). O cálculo do índice é dado pela seguinte expressão:

$$RAS = \frac{[Na^+]}{\sqrt{\frac{[Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]}{2}}} \quad (12)$$

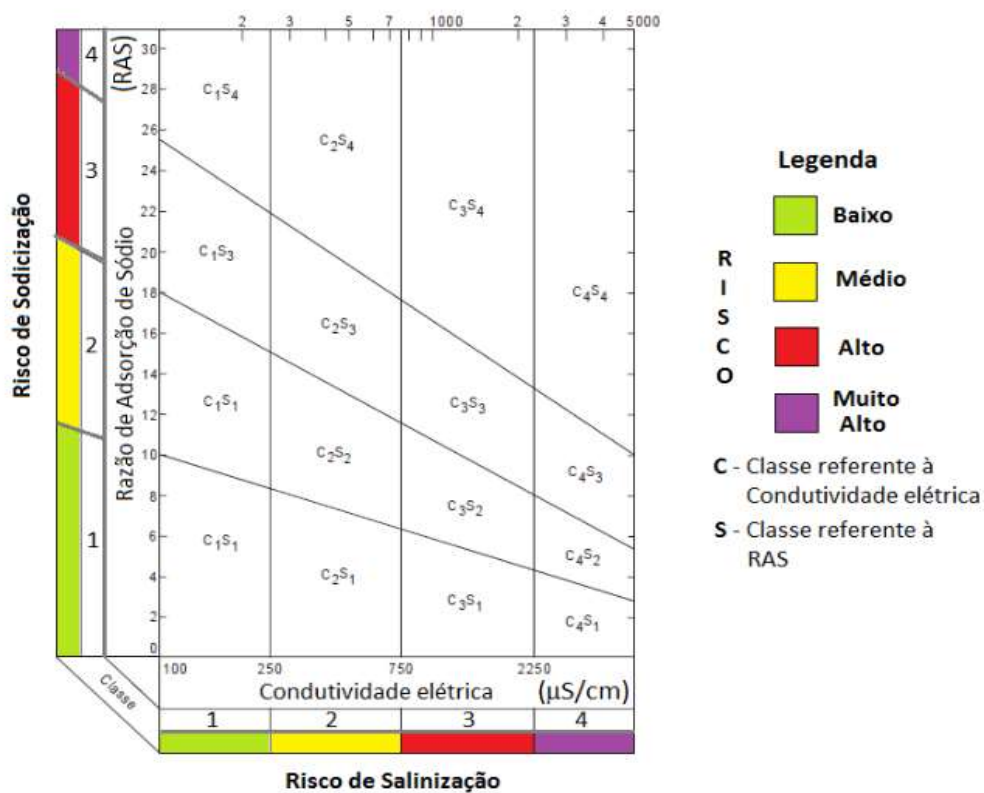
Em que: $[Na^+]$, $[Ca^{2+}]$ e $[Mg^{2+}]$ representam as concentrações, em miliequivalente/L, dos cátions de sódio, de cálcio e de magnésio, respectivamente.

De acordo com Richards (1954), toda água utilizada em irrigação apresenta sais dissolvidos, deve-se ter uma análise aprofundada sobre o conteúdo salino das águas utilizadas para este fim, pois quanto maior a salinidade das águas, maior será o risco de salinização do solo. O laboratório de Salinidade dos Estados Unidos (USSL) integrou ambos os parâmetros, RAS e CE (medida diretamente relacionada ao TDS), e propôs um diagrama para avaliar o

potencial risco de salinização e sodificação do solo (JASMIN *et al.*, 2015; HOWLADAR, 2017).

Na avaliação da *USSL*, o risco de salinização é denominado C e o de sodificação, S. Cada risco apresenta quatro classes divididas de 1 a 4 (baixa, média, alta e muito alta), a combinação dos riscos gera um total de 16 classes de qualidade, a melhor classe é denominada de C_1S_1 e a pior, de C_4S_4 . Em função da classificação dada, há várias restrições e cuidados quanto ao uso da água (ALMEIDA, 2010). A Figura 2 apresenta o diagrama da *USSL*.

Figura 2 - Diagrama do risco de sodificação e salinização do solo.



Fonte: Adaptado de Richards (1954).

2.4.2.2 Residual de carbonato de sódio (RCS)

Na avaliação de águas para irrigação é importante determinar a proporção de íons carbonato (CO_3^{2-}) e bicarbonato (HCO_3^-) em relação a de íons cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}). Íons carbonato e bicarbonato são capazes de se combinar com os íons de cálcio e magnésio presentes no solo e precipitar na forma de carbonato de cálcio ($CaCO_3$) ou carbonato de magnésio ($MgCO_3$). Como consequência há um aumento na concentração de sódio (aumento da RAS) e do pH do solo, causando a redução da infiltração de água no solo, além de dificultar

o aporte de nutrientes por parte de cultivos no solo presentes (JASMIN *et al.*, 2015; REDDY, 2013).

O Carbonato de Sódio Residual é um índice capaz de avaliar o risco de precipitação dos sais de carbonato e da consequente alcalinização do solo, o cálculo do índice é dado pela equação abaixo:

$$RCS = \{[HCO_3^-] + [CO_3^{2-}]\} - \{[Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]\} \quad (13)$$

Em que: $[HCO_3^-]$, $[CO_3^{2-}]$, $[Ca^{2+}]$ e $[Mg^{2+}]$ representam as concentrações, em miliequivalentes/L, dos íons bicarbonato, carbonato, cálcio e magnésio, respectivamente. A Tabela 8 resume a interpretação dos valores de RCS.

Tabela 8 - Interpretação do carbonato residual de sódio.

Valor de RCS	Indicação
RCS < 1,25	Bom (Aceitável)
$1,25 \leq RCS < 2,50$	Regular (Tolerável)
RCS > 2,50	Ruim (Inadequado)

Fonte: Richards (1954).

2.4.2.3 Índice de permeabilidade (IP)

A permeabilidade do solo é capacidade deste em transmitir fluidos, ela é influenciada por sua estrutura e pelo tamanho de suas partículas (QUIRCK, 1986 *apud* SHOUSE *et al.*, 2010). Em solos irrigados, comumente, ocorrem reações entre as partículas do solo e os íons presentes na água, tais reações podem afetar a permeabilidade do solo, principalmente as envolvendo os íons sódio, cálcio e bicarbonato (OSTER, 1994).

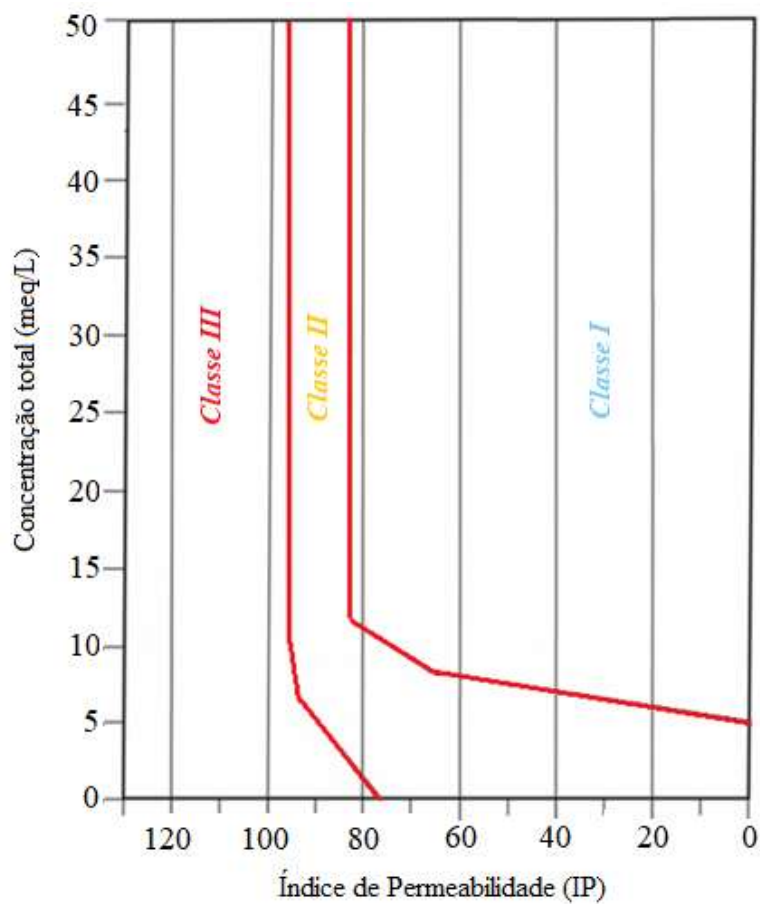
O Índice de Permeabilidade leva em conta os componentes químicos que podem reagir com os componentes presentes no solo e afetar sua permeabilidade a longo prazo. A interpretação do índice se dá através do diagrama de Donnen, o qual divide as águas em três classes em função do índice de permeabilidade e concentração total de íons (NAG *et al.*, 2016; HOWLADAR, 2017). A Classe I é considerada excelente para irrigação, a longo prazo há pouca perda na permeabilidade do solo decorrente do uso de águas classe I; a Classe II, boa para irrigação, com perdas de 25% a 75% da permeabilidade do solo; e a Classe III, inadequada para

este fim, pois ocasiona perdas maiores a 75% da permeabilidade do solo (AGHAZADEH *et al.*, 2010; DAS e NAG, 2015). O cálculo do índice é dado pela expressão:

$$IP = \frac{[Na^+] + \sqrt{[HCO_3^-]}}{[Ca^{2+}] + [Mg^{2+}] + [Na^+]} \quad (14)$$

As concentrações dos íons são dadas em miliequivalentes/L. A Figura 3 resume a interpretação dos valores de IP.

Figura 3 - Esquema de interpretação do índice de Permeabilidade.



Fonte: Adaptado de Doneen (1964).

2.4.2.4 Índice de Kelly (IKy)

O Índice de Kelly representa outra forma de avaliar a adequação de águas para a irrigação. O índice foi formulado a partir da premissa de que os íons Na^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} estão em equilíbrio no solo, alterações neste estado de equilíbrio podem afetar o rendimento de culturas (KHAN *et al.*, 2013; TALABI *et al.*, 2017). Águas com IKy inferior a 1 são adequadas para

irrigação, enquanto as que apresentam IKy superior a 2 são de uso não recomendado. O cálculo do índice é dado pela seguinte expressão:

$$IKy = \frac{[Na^+]}{[Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]} \quad (16)$$

As concentrações dos íons são dadas em miliequivalentes/L. A Tabela 9 resume a interpretação dos valores de IKy.

Tabela 9 - Interpretação do índice de Kelly.

Valor de IKy	Indicação
IKy < 1	Uso Recomendado
1 ≤ IKy < 2	Uso Marginal
IKy > 2	Uso não Recomendado

Fonte: Kelly (1940).

2.4.2.5 Percentual de sódio (%Na)

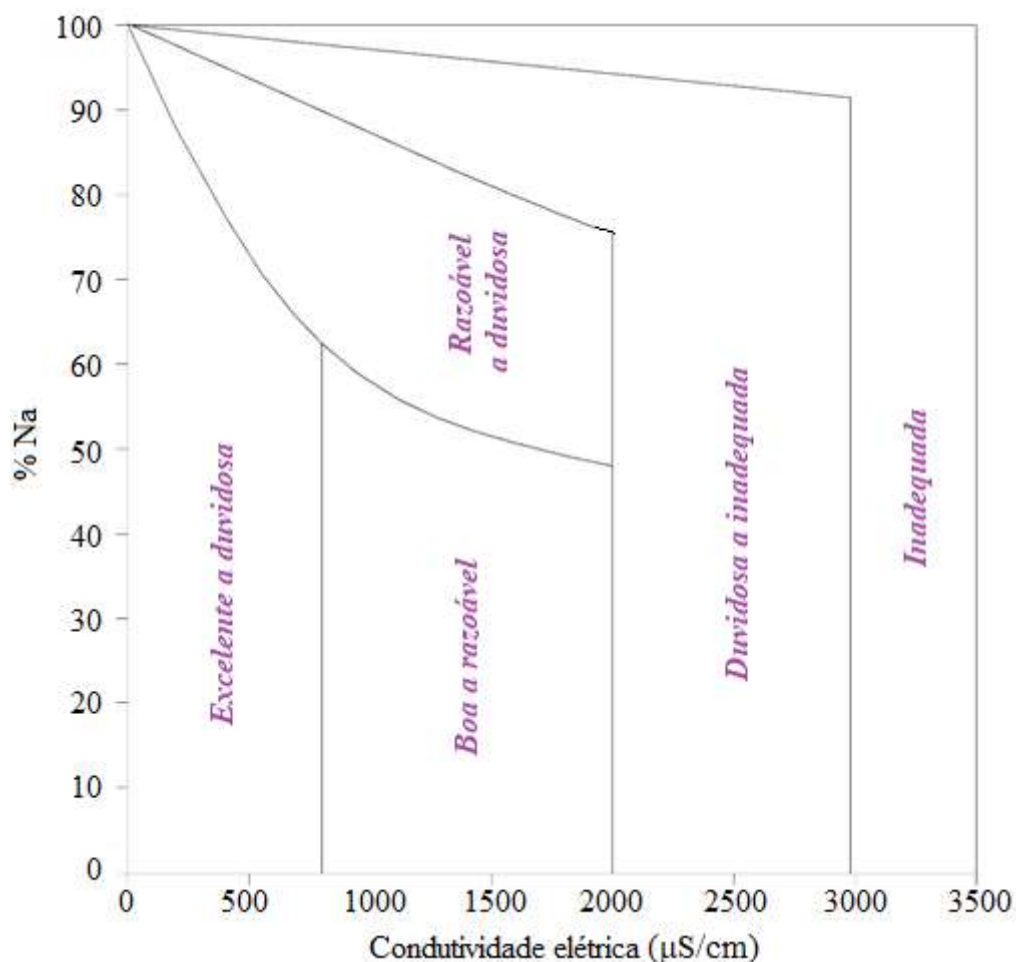
O percentual de sódio é um dos índices mais antigos utilizados para verificar a qualidade de águas para irrigação (RAJU, 2007). O excesso de sódio em águas pode afetar o solo devido a sua capacidade de realizar trocas iônicas com íons já presentes no solo, provocando alterações na sua estrutura, diminuição a infiltração de água e ar, além de ser prejudicial a plantas (KHAN *et al.*, 2013). O %Na é calculado pela seguinte equação:

$$Na\% = \frac{[Na^+] + [K^+]}{[Na^+] + [K^+] + [Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]} \quad (17)$$

Em que: [Na⁺], [K⁺], [Ca²⁺] e [Mg²⁺] representam as concentrações de sódio, potássio, cálcio e magnésio, respectivamente, em miliequivalentes por litro.

O diagrama de Wilcox, ilustrado na Figura 4, relaciona a %Na com a condutividade elétrica, posicionando a água em uma das cinco classificações adotadas e indicando sua adequação à irrigação.

Figura 4 - Esquematização da %Na versus CE.



Fonte: Adaptado de Wilcox (1955).

2.4.3 Índices de qualidade de água baseados no conteúdo iônico

Uma outra forma de analisar a qualidade de águas para diversos usos é através de índices baseados no seu conteúdo iônico, também conhecidos como índices gerais de salinidade. Tais índices são semelhantes aos demais índices já mencionados neste trabalho, porém, eles podem ser se adequar mais fielmente às características específicas do corpo hídrico para o qual foi designado dependendo das técnicas estatísticas utilizadas na sua formulação (MEIRELES *et al.*, 2010).

Os índices de qualidade funcionam agregando um conjunto de dados físicos, químicos e microbiológicos. Separadamente, fornecem informações, mas não definem a qualidade da água em um único número (*i.e.* agregação) capaz de representar a qualidade do corpo hídrico analisado (OLIVEIRA *et al.*, 2007; DE LA MORA-OROZCO *et al.*, 2017). A convergência de variáveis de diferentes complexidades e unidades em um único número de

fácil comunicação é o que torna usual a utilização dos índices (PESCE *et al.*, 2000; ABBASI, 2014). O cômputo dos índices deve utilizar parâmetros reconhecidos como padrões de qualidade para o fim desejado (DE LA MORA-OROZCO *et al.*, 2017).

Em geral, a formulação de índices de qualidade de água envolve os seguintes estágios: levantamento da opinião de especialistas sobre os principais parâmetros que afetam a qualidade de um certo corpo hídrico; seleção dos parâmetros; aplicação de métodos estatísticos para determinar o fator de ponderação e importância de cada parâmetro no desenvolvimento do índice (PESCE *et al.*, 2000; OLIVEIRA *et al.*, 2007; YIDANA; YIDANA, 2010). Índices de qualidade desenvolvidos com base na opinião de especialistas apresentam certo grau de subjetividade na escolha dos parâmetros que compõem o índice, no entanto, a utilização de técnicas estatísticas auxilia na verificação dos parâmetros que realmente influenciam o corpo hídrico estudado (MEIRELES *et al.*, 2010).

Os índices de qualidade de água com base no conteúdo iônico podem ser utilizados em águas superficiais, subterrâneas ou mesmo em águas de reuso. Assim, destinam-se a avaliar a qualidade para consumo humano, irrigação ou outros fins. Os índices abordados no presente estudo foram propostos por Oliveira *et al.* (2007), Yidana e Yidana (2010), Meireles *et al.* (2010), Araújo Neto *et al.* (2014) e Sajitha e Vijayamma (2016).

2.4.3.1 IQNAS – Oliveira *et al.* (2007)

Oliveira *et al.* (2007) propuseram um índice de qualidade natural de águas subterrâneas (IQNAS) para analisar a qualidade das águas subterrâneas dos cinco domínios hidrogeológicos que compõem o estado da Bahia, os domínios das coberturas detríticas, das bacias sedimentares, dos metassedimentos, dos calcários e do embasamento cristalino, sendo os domínios do embasamento cristalino e das bacias sedimentares os mais representativos do estado.

Os parâmetros que compõem o IQNAS são: pH, Sólidos Totais, Dureza e as concentrações de Cl^- , F^- e NO_3^- . Na formulação matemática do índice foi utilizado um produtório da qualidade do parâmetro químico (Q_i) elevado ao seu peso (w_i), como demonstra a equação 18.

$$IQNAS = \prod Q_i^{w_i} = Q_1^{w_1} \cdot Q_2^{w_2} \cdot (\dots) \cdot Q_n^{w_n} \quad (18)$$

A qualidade dos parâmetros é obtida a partir de curvas “qualidade x concentração”, assim como foi feito no IQA da CETESB e da *National Sanitation Foundation (NSF)*. Para a construção de cada gráfico, foi necessário determinar os pontos iniciais associados às qualidades ótima, aceitável e imprópria. Tais valores foram retirados da Portaria 518/04 (revogada e agora representada na Portaria de Consolidação 05/17) do Ministério da Saúde, dos padrões de qualidade das envasadoras de água “engarrafada” e do modelo de IQA da CETESB. A Tabela 10 apresenta as equações geradas por cada curva, seu intervalo de validade e os respectivos pesos (w_i) de cada parâmetro e a Tabela 11 apresenta as classes de avaliação do IQNAS proposto pelos autores.

Tabela 10 - Parâmetros de avaliação de qualidade do IQNAS.

Parâmetros (Q_i)	Equações	Intervalos	Pesos (w_i)
pH	$Q_{pH} = 1,7354 \cdot (pH)^2$ $Q_{pH} = 16405 \cdot [(pH)^{-2,5}] - 1,7$	$2 \leq pH \leq 7,34$ $pH \geq 7,35$	0,05
Cloreto (mg Cl ⁻ /L)	$Q_{Cl^-} = 100$ $Q_{Cl^-} = 138,9 \cdot (Cl^-)^{-0,19561} - (Cl^-)^{0,42}$ $Q_{Cl^-} = 0,0$	$Cl^- < 4,86$ $4,86 < Cl^- \leq 3000$ $Cl^- > 3000$	0,26
Fluoreto (mg F ⁻ /L)	$Q_{F^-} = 80 + 21 \cdot (F^-) - (F^-)^{11,6263}$ $Q_{F^-} = 0,0$	$0 \leq F^- \leq 1,5$ $F^- > 1,5$	0,16
Nitrato (mg NO ₃ ⁻ /L)	$Q_{NO_3^-} = 100 \cdot \exp(-0,0994 \cdot NO_3^-)$	$NO_3^- > 0,0$	0,15
Sólidos Totais (mg/L)	$Q_{ST} = 79 - 0,16 \cdot (ST) + \exp(ST)^{0,228}$ $Q_{ST} = 27,7$	$0 < ST \leq 1630$ $ST > 1630$	0,22
Dureza (mg CaCO ₃ /L)	$Q_D = 100$ $Q_D = 101,1 \cdot \exp[-0,00212(D)]$	$D < 5,4$ $D \geq 5,4$	0,16

Fonte: Oliveira *et al.* (2007).

Tabela 11 - Classes do IQNAS proposto por Oliveira *et al.* (2007).

IQNAS	Interpretação
80 -100	Ótima
79 - 52	Boa
51 - 37	Razoável
36 - 20	Ruim
19 - 0	Péssima

Fonte: Oliveira *et al.* (2007).

2.4.3.2 IQA_Y – Yidana e Yidana (2010)

A qualidade das águas subterrâneas voltada para o consumo humano da Bacia *Voltaian South*, em Gana, foi avaliada por Yidana e Yidana (2010). Para isso, o IQA desenvolvido foi baseado tanto em parâmetros comuns de salinidade como em parâmetros relacionados a efeitos nocivos à saúde primária, os parâmetros foram: pH, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, NO₃⁻, SO₄²⁻, Fe, Cl⁻, F⁻, As, Mn, Cu, Zn, Pb e Cd.

Na formulação matemática do índice foi utilizado um somatório da qualidade do parâmetro químico (q_i) multiplicado pelo seu peso (w_i), como demonstra a equação 19. A qualidade dos parâmetros é obtida através da razão de sua concentração (C_i) pelo padrão do respectivo parâmetro (S_i) determinado pela OMS, como demonstra a equação 20. As Tabelas 12 e 13 apresentam, respectivamente, as classes de avaliação do IQA proposto pelos autores e os parâmetros, seus respectivos padrões e pesos.

$$IQA_Y = \sum_{i=1}^n q_i w_i \quad (19)$$

$$q_i = \left(\frac{C_i}{S_i} \right) \times 100 \quad (20)$$

Tabela 12 - Intervalos e interpretação do IQA_Y.

IQA	Interpretação
< 50	Excelente
50-100	Boa
100-120	Ruim
200-300	Muito ruim
> 300	Imprópria

Fonte: Yidana e Yidana (2010).

Tabela 13 - Padrões e pesos dos parâmetros de Yidana e Yidana (2010).

Parâmetro	Padrão OMS	Peso relativo (wi)
pH	7,5	0,08
SO ₄ ²⁻	250	0,06
Cl ⁻	250	0,06
NO ₃ ⁻	50	0,10
Ca ²⁺	75	0,04
Mg ²⁺	30	0,04
Na ⁺	200	0,04
F ⁻	1,5	0,10
As	0,01	0,08
Cd	0,003	0,06
Cu	1,0	0,04
Fe lab	0,3	0,06
Mn	0,1	0,06
Ni	0,02	0,04
Pb	0,01	0,10
Zn	3,0	0,04

Fonte: Yidana e Yidana (2010).

2.4.3.3 IQA_M – Meireles *et al.* (2010)

Para avaliar a qualidade de águas superficiais na Bacia do Acaraú, norte do estado do Ceará, com relação ao potencial risco de salinização e sodificação do solo, um IQA foi desenvolvido por Meireles *et al.* (2010). Na formulação do índice, os autores utilizaram Análise dos Componentes Principais (ACP) juntamente com Análise Fatorial Multivariada (AF) para reduzir um conjunto de variáveis disponíveis sobre as águas locais nos seguintes parâmetros Cl⁻, Na⁺, HCO₃⁻, a condutividade elétrica (CE) e a Razão de Adsorção de Sódio Corrigida (RAS^o), a qual leva em conta os efeitos da variação na CE no cálculo da RAS.

O modelo matemático utilizado na formulação do índice foi o somatório da qualidade do parâmetro químico (qi) multiplicado pelo seu peso (wi), como demonstra a equação 21. A determinação da qualidade dos parâmetros, equação 22, é feita com base em intervalos e amplitudes de enquadramento seguindo os padrões de qualidade de água para irrigação proposto pelo *University of California Committee of Consultants (UCCC)* e pelos critérios estabelecidos por Ayers e Westcot (1985).

$$IQA_M = \sum_{i=1}^n q_i w_i \quad (21)$$

$$q_i = q_{i\max} - \left[\frac{(x_{ij} - x_{\inf}) \times q_{i\text{amp}}}{x_{\text{amp}}} \right] \quad (22)$$

Em que: na equação 22, $q_{i\max}$ é o valor máximo de q_i para a classe; x_{ij} é o valor observado para o parâmetro; x_{\inf} é o valor correspondente ao limite inferior da classe que pertence o parâmetro; $q_{i\text{amp}}$ é a amplitude da classe; x_{amp} é a amplitude da classe que pertence o parâmetro. A Tabela 14 apresenta os limites dos parâmetros em função da concentração. A Tabela 15 apresenta os intervalos e as classes de interpretação do IQA proposto.

Tabela 14 - Limites para os parâmetros utilizados na determinação do q_i .

q_i	dS/m	(meq/L) ^{1/2}	meq/L		
	CE	RAS°	Cl ⁻	Na ⁺	HCO ₃ ⁻
85-100	0,20 < CE < 0,75	2 ≤ RAS° < 3	1 ≤ Cl ⁻ < 4	2 ≤ Na ⁺ < 3	1 ≤ HCO ₃ ⁻ < 9
60-85	0,75 ≤ CE < 1,50	3 ≤ RAS° < 6	4 ≤ Cl ⁻ < 7	3 ≤ Na ⁺ < 6	9 ≤ HCO ₃ ⁻ < 12
35-60	1,50 ≤ CE < 3,00	6 ≤ RAS° < 12	7 ≤ Cl ⁻ < 10	6 ≤ Na ⁺ < 9	12 ≤ HCO ₃ ⁻ < 15
0-35	CE < 0,20 ou CE ≥ 3,00	RAS° < 2 ou RAS° ≥ 12	Cl ⁻ < 1 ou Cl ⁻ ≥ 10	Na ⁺ < 2 ou Na ⁺ ≥ 9	HCO ₃ ⁻ < 1 ou HCO ₃ ⁻ ≥ 15

Fonte: Meireles *et al.* (2010).

Tabela 15 - Intervalos e interpretação do IQA_M.

IQA	Interpretação
100 – 85	Sem restrição
84 – 70	Baixa restrição
69 – 55	Restrição moderada
54 – 40	Restrição elevada
39 – 0	Restrição severa

Fonte: O autor (2019).

2.4.3.4 IQA_A – Araújo Neto *et al.* (2014)

A qualidade de águas superficiais de todo o estado do Ceará foi analisada através do IQA proposto por Araújo Neto *et al.* (2014). Os autores utilizaram matrizes de correlação para determinar os parâmetros que compõem o índice, e utilizaram Análise Multivariada para determinar os pesos de cada parâmetro selecionado. As variáveis que compõem o índice são: Cl⁻, Na⁺, Mg²⁺ e a CE. O equacionamento do IQA proposto pelos autores é demonstrado na equação 23.

$$IQA_A = \sum_{i=1}^n q_i w_i \quad (23)$$

Em que: q_i representa a qualidade do parâmetro e w_i representa o peso do respectivo parâmetro. Araújo Neto *et al.* (2014) desenvolveu uma série de equações para determinar o valor da qualidade (q_i) dos parâmetros, as equações foram baseadas nos padrões de qualidade de água de irrigação proposto pela UCCC e os critérios estabelecidos por Ayers e Westcot (1985). A Tabela 16 apresenta os parâmetros e suas respectivas equações e pesos, já a Tabela 17 apresenta as faixas e classificações do IQA proposto pelos autores.

Tabela 16 - Parâmetros de avaliação de qualidade do IQA_A.

Parâmetros	Equações	Peso w_i
Cl ⁻	$Q_{Cl^-} = -0,3175(Cl^-)^2 - 3,8889(Cl^-) + 104,49$	0,260
CE	$Q_{CE} = -0,0226(CE) + 101,04$	0,254
Na ⁺	$Q_{Na^+} = -5,8684(Na^+) + 104,12$	0,243
Mg ²⁺	$Q_{Mg^{2+}} = -0,1038.(Mg^{2+})^2 + 0,9823.(Mg^{2+}) + 98,758$	0,242

Fonte: Araújo Neto *et al.* (2014).

Tabela 17 - Interpretação do IQA_A.

Faixa	Classificação da salinidade
$85 \leq ISal \leq 100$	Sem restrição
$70 \leq ISal < 85$	Baixa restrição
$55 \leq ISal < 70$	Moderada restrição
$40 \leq ISal < 55$	Alta restrição
$0 \leq ISal < 40$	Restrição severa

Fonte: Araújo Neto *et al.* (2014).

2.4.3.5 IQA_{SV} – Sajitha e Vijayamma (2016)

Sajitha e Vijayamma (2016) avaliaram a qualidade da água de lagoas em Athiyanthoor Panchayath, Thiruvananthapuram District, Kerala, sul da Índia. Os parâmetros que compõem o IQA proposto pelos autores incluem: pH, sólidos dissolvidos totais, oxigênio dissolvido, dureza total, Na⁺, K⁺, Cl⁻, Ca²⁺ e Mg²⁺. O modelo matemático e a metodologia proposta para o desenvolvimento do índice são os mesmos utilizados por Yidana e Yidana

(2010), no entanto, os padrões de qualidade utilizados neste trabalho foram os da Organização Mundial da Saúde (OMS) e do Birô Indiano de Padrões (*Bureau of Indian Standards*). Os padrões e pesos de cada parâmetro estão ilustrados na Tabela 18 e a Tabela 19 traz as classes do referido IQA.

Tabela 18 - Parâmetros de avaliação de qualidade do IQA_{SV}.

Parâmetro	Padrão (BIS, 1992)	Peso (w _i)
pH	6,5-8,5	0,028
OD	5	0,028
STD	500	0,085
Na ⁺	200	0,142
DT	300	0,142
Ca ²⁺	75	0,142
Mg ²⁺	50	0,142
Cl ⁻	250	0,142
K ⁺	200	0,142

Fonte: Sajitha e Vijayamma (2016).

Tabela 19 - Interpretação do IQA_{SV}.

IQA	Interpretação
0-25	Excelente
26-50	Boa
51-75	Ruim
76-100	Muito ruim
> 100	Imprópria

Fonte: Sajitha e Vijayamma (2016).

2.5 Análise Hidroquímica

A água é uma substância capaz de dissolver, em certo grau, praticamente todas as outras com as quais mantém contato (SNYDER, 1978). Ao precipitar, sob a forma de chuva, a água carrega e dissolve gases e particulados presentes na atmosfera. Ao chegar ao solo, a água dissolve parte das substâncias lá presentes. O mesmo acontece quando a água penetra e mantém contato com os aquíferos.

Clima, vegetação, pluviosidade, evaporação, permeabilidade do solo, propriedades das rochas que compõem o aquífero, dentre outros, são fatores que interferem na composição química de águas subterrâneas (SARAVANAN *et al.*, 2015). Independente dos fatores, o

conhecimento dos constituintes da água é de suma importância para a correta determinação dos seus usos, por isso, a análise hidroquímica tem como objetivo identificar, quantificar e analisar os componentes da água, através de análises físico-químicas.

2.5.1 Balanço iônico

Análises hidroquímicas de águas dependem de análises físico-químicas laboratoriais, as quais são suscetíveis à acumulação de diferentes tipos de erros, tais como: erros relativos à precisão do método de análise, erros relacionados à habilidade do medidor, além de erros provenientes de reações químicas envolvendo a amostra estudada, como processos de precipitação, por exemplo (BUTLER *et al.*, 2017; MATTOS *et al.*, 2017).

Diante do exposto, é importante verificar a acurácia das análises laboratoriais. Com este fim, pode-se utilizar o método do balanço iônico, que consiste na comparação da soma dos íons positivos com a soma dos íons negativos de uma amostra de água. De acordo com o método de Logan (1965), e assumindo que o princípio da neutralidade deve ser respeitado, o desvio percentual da comparação da quantidade de cátions com a quantidade de ânions, também conhecido como erro prático (Ep), deve ser o mínimo possível. Em geral, erros na faixa de $\pm 10\%$ são admitidos como toleráveis. O erro prático é descrito na equação 24, com unidades em meq/L.

$$Ep(\%) = \frac{\left| \sum \text{ânions} - \sum \text{cátions} \right|}{\left| \sum \text{ânions} + \sum \text{cátions} \right|} \times 100 \quad (24)$$

Em que:

$$\sum \text{ânions} = [\text{HCO}_3^-] + [\text{CO}_3^{2-}] + [\text{Cl}^-] + [\text{SO}_4^{2-}] + [\text{NO}_3^-] \quad (25)$$

$$\sum \text{cátions} = [\text{Na}^+] + [\text{K}^+] + [\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}] \quad (26)$$

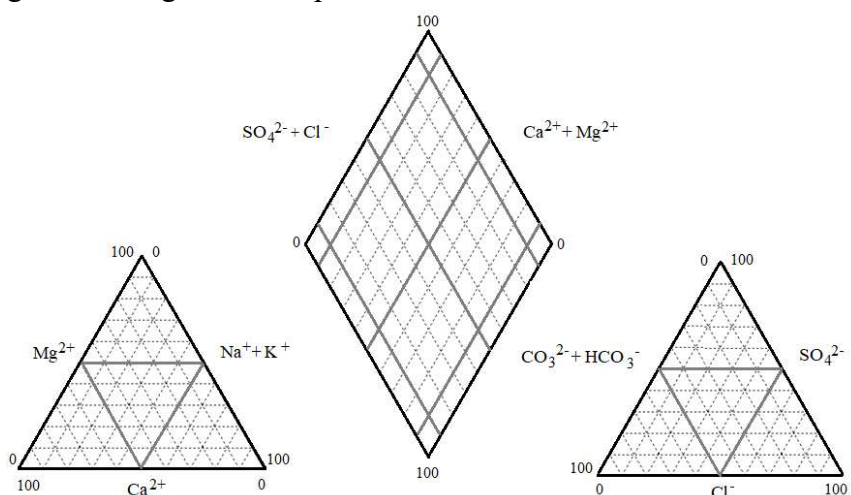
2.5.2 Diagrama de Piper

Análises de conteúdo iônico de águas, muitas vezes, demandam representações gráficas de seus constituintes. O diagrama de Piper é uma das técnicas mais utilizadas na análise hidroquímica de águas (MANOJ *et al.*, 2013). O diagrama auxilia o entendimento da evolução

dos componentes presentes nas águas, sendo utilizado para indicar similaridades e diferenças dos componentes, identificando os principais constituintes que controlam a natureza iônica das águas, tendências de mudanças no comportamento salino, além de possibilitar comparações em amostras diferentes e em tempos distintos (MOHAMMAD *et al.*; 2004; SADASHIVAIAH *et al.*, 2008).

O diagrama de Piper, Figura 6, é constituído por três componentes, um diagrama ternário representando os cátions (sódio, potássio, magnésio e cálcio), um diagrama ternário representando os ânions (cloreto, sulfato, carbonato e bicarbonato), e um diagrama losangular representando a matriz dos diagramas catiônicos e aniônicos. A localização dos ânions e cátions nos diagramas ternários são projetados no diagrama losangular, que representa a relação total dos íons (CHADA, 1999).

Figura 5 - Diagrama de Piper.



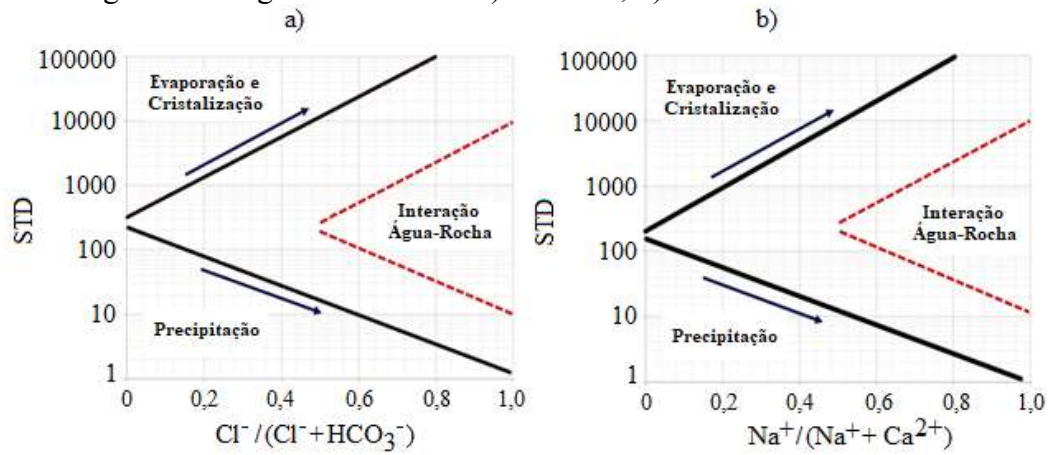
Fonte: Adaptado de Software Diagrammes.

2.5.3 Diagrama de Gibbs

O diagrama de Gibbs, mostrado na Figura 7, é utilizado como forma de relacionar os constituintes da água com os principais mecanismos naturais que controlam a evolução química das águas em geral (LIU *et al.*, 2015). Os diagramas propostos por Gibbs (1970), um catiônico e um aniônico, relacionam as frações de $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$ e $\text{Cl}^- / (\text{Cl}^- + \text{HCO}_3^-)$ com os sólidos totais dissolvidos (STD) em escala logarítmica. Todas as concentrações são expressas em mg/L.

A resposta do diagrama é a identificação do tipo de domínio, dentre os domínios de precipitação, de interação rocha-água e de evaporação-cristalização, que mais influência na composição dos constituintes das águas (KUMAR *et al.*, 2009).

Figura 6 - Diagrama de Gibbs: a) aniônico; b) catiônico.



Fonte: Adaptado de Hamdi *et al.* (2017).

3 METODOLOGIA

3.1 Tipologia do estudo

De acordo com Gil (2008) a pesquisa científica é um procedimento racional e sistemático que tem como objetivo proporcionar respostas a problemas propostos. Existem diferentes tipos de pesquisas científicas, cada qual com suas características, contudo, um resultado comum a todas é a convergência a um novo conhecimento ou a um reforço de conhecimentos já existentes (GIL, 2008; FONTELLES *et al.*, 2009).

De acordo com Fontelles (2009), a presente pesquisa pode ser classificada como de caráter teórico-aplicativo de cunho essencialmente indutivo, pois busca empregar os conhecimentos gerais a respeito de índices iônicos de qualidade de água de substrato no semiárido cearense, tendo como finalidade a contribuição com novos conhecimentos a respeito destas na região. Quanto à finalidade, esta é uma pesquisa aplicada ou tecnológica, pois tem como finalidade a solução de problemas concretos, a falta de informação sobre as águas subterrâneas em meio cristalino.

Configura-se aqui uma pesquisa de natureza observacional, em que não há interferência no objeto de estudo. No que se refere à abordagem, esta é caracterizada como quantitativa analítica, uma vez que serão utilizados dados numéricos assim como técnicas matemáticas e estatísticas no tratamento dos dados para traduzi-los em informações.

Quanto aos procedimentos técnicos, tem-se uma pesquisa documental, a qual utiliza dados de uma fonte secundária, ou seja, foram utilizados dados de uma fonte original que já passaram por algum tipo de tratamento. Busca-se, com o uso dos dados da fonte secundária, uma análise e ampliação das informações contidas na fonte original, que, no caso desta pesquisa, são os trabalhos de Moura (2013) e Araújo (2017). Por fim, no que tange ao horizonte temporal da pesquisa, esta é denominada transversal ou seccional, pois é desenvolvida em um intervalo certo no tempo.

3.2 Localização e caracterização da área de estudo

Situada no sertão central do estado do Ceará, a cerca de 190 km de Fortaleza, a área em estudo compreende parte dos municípios de Banabuiú, Quixeramobim e Quixadá. A região

está inserida na bacia do Banabuiú, região central do Estado do Ceará. A Figura 7 apresenta a localização da área de estudo.

De acordo com IPECE (2015), o município Banabuiú foi criado em 1988, desmembrando-se do município de Quixadá. Quixadá, por sua vez, foi criado em 1870, tendo Quixeramobim como município de origem. Por fim, Quixeramobim foi criado em 1766, não há registro histórico de um município de origem. A Tabela 20 apresenta as coordenadas geográficas de cada cidade que compõe a área de estudo.

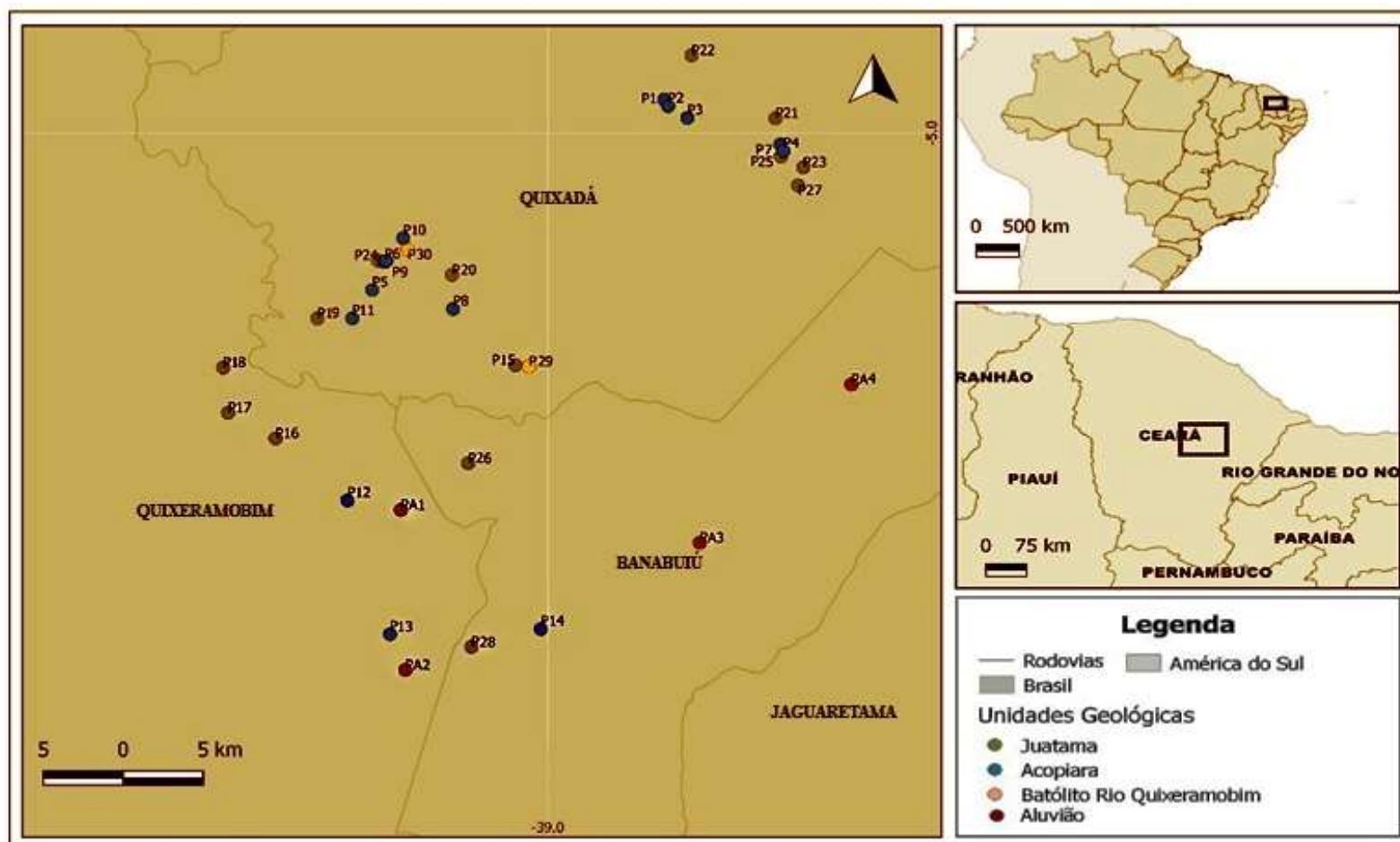
Tabela 20 - Coordenadas Geográficas da área de estudo.

Município	Coordenadas			
	Longitude (WGr)	Latitude (S)	Leste (E) *	Norte (N) *
Banabuiú	39° 18' 15"	7° 18' 40"	9.191.919	466.496
Quixadá	39° 12' 07"	6° 15' 16"	9.308.920	477.370
Quixeramobim	37° 59' 19"	5° 04' 27"	9.439.140	612.566

Fonte: Anuário Estatístico do Ceará, IPECE, 2013.

De acordo com o censo demográfico de 2010, Banabuiú, Quixadá e Quixeramobim têm uma população de, respectivamente, 17.315, 80.604 e 71.887 habitantes, estando mais da metade da população concentrada nos respectivos centros urbanos (BRASIL, 2010).

Figura 7 - Localização da área de estudo.



Fonte: O autor (2019).

3.2.1 Condições climáticas

O Os três municípios em estudo apresentam clima Tropical Quente Semiárido, com temperaturas médias anuais variando em torno de 26 °C e 32°C, porém, em função de uma maior ou menor exposição aos sistemas extratropicais, as temperaturas podem variar mais ou menos de local para local (CEARÁ, 2010; INESP, 2009). A Tabela 21 resume alguns dos fatores atmosféricos dos municípios que fazem parte da Bacia Hidrográfica do Rio Banabuiú.

Tabela 21 - Aspectos Atmosféricos da região.

Aspecto	Valores
Temperatura Média Anual	26,8 °C
Média das temperaturas mínimas	22° C
Média das temperaturas máximas	33 °C
Umidade relativa média anual	65%
Período de maior umidade relativa	Março a Maio
Período de menor umidade relativa	Setembro a Novembro
Irradiação Incidente Total	2,73 MJ/m ²
Período de maior insolação	Agosto a Setembro
Período de menor insolação	Fevereiro a Maio
Velocidade média anual dos ventos	3,16 m/s
Período de maior ventania	Julho a Novembro
Período de menor ventania	Janeiro a Junho

Fonte: COGERH (2010).

3.2.2 Pluviometria na área

A região de estudo apresenta um regime pluviométrico marcado por intensa irregularidade de chuvas no tempo com baixa dispersão no espaço. Dois períodos distintos são verificados, um seco de baixo índice pluviométrico e outro chuvoso (COGERH, 2011; CPRM, 1998).

O período chuvoso, concentrado de janeiro a junho, apresenta março e abril como os meses de maior média pluviométrica, resultado da presença da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) nesse período do ano, que ocasiona a formação de massas de nuvens no estado, indicando uma alta probabilidade de precipitação no período (TEIXEIRA, 2008; FUNCEME, 2009).

O segundo semestre é marcado por altas pressões atmosféricas e baixa quantidade de fenômenos atmosféricos causadores de chuva, sendo agosto e setembro os meses de menor média pluviométrica (CEARÁ, 2010).

A Tabela 22 apresenta as médias pluviométricas anuais observadas para os três municípios que constituem a área de estudo. Os dados foram obtidos a partir do Calendário das Chuvas no Estado do Ceará, serviço fornecido pela Funceme.

Tabela 22 - Média pluviométrica anual (mm) da área de estudo.

Ano	Banabuiú	Quixadá	Quixeramobim
2000	818	971	811
2001	469	520	679
2002	981	949	1401
2003	898	801	1321
2004	1223	1358	1493
2005	523	441	670
2006	626	806	945
2007	1420	1166	1342
2008	538	635	706
2009	1420	1166	1342
2010	538	635	706
2011	674	1021	1094
2012	252	360	319
2013	726	736	778
2014	593	549	600
2015	383	469	462
2016	567	490	586
2017	673	837	721
2018	612	879	689
Média	673	806	778

Fonte: Calendário das Chuvas no Estado do Ceará, Funceme (2018).

3.2.3 Vegetação

Vinculadas às características naturais locais, a vegetação da região de estudo é composta por predominantemente por Caatinga Arbustiva Densa e Caatinga Arbustiva aberta, além de Florestas Caducifolia Espinosa e Florestas Mistas, as últimas em menor quantidade (IPECE 2015, 2016).

CEARÁ (2008) e COGERH (2011) indicaram que a mata nativa da região, principalmente a caatinga, sofre um constante processo de desmatamento, com fins de conversão em lenha ou carvão ou sendo retirada para fins agropecuários. As matas ciliares também sofrem do mesmo processo.

3.2.4 Aspectos geomorfológicos

Segundo o zoneamento Agroecológico do Nordeste visto em Araújo Filho (2011), a região de estudo está situada na depressão sertaneja, a qual apresenta paisagens típicas do sertão nordestino, com solos rasos, de espessura variando entre 50 e 100 cm, de baixa a média fertilidade natural e de alta tendência à erosão. Os solos apresentam, ainda, limitações quanto ao uso agrícola, devido à fertilidade, às condições físicas e aos teores médios de sódio trocável. Em certos locais, o alto teor de sódio trocável intensifica o adensamento dos solos prejudicando a permeabilidade de água por eles (ARAÚJO FILHO *et al.*, 2011; CPRM, 2014).

Em meio à Depressão Sertaneja, pode-se verificar, ainda, as planícies aluviais, as quais apresentam solos mais profundos, de maior fertilidade e que seguem os sistemas fluviais intermitentes (CPRM, 2014). São encontrados também batólitos do Rio Quixeramobim e Quixadá, assim como *inselbergs* e agrupamentos de *inselbergs*, com formações rochosas podendo chegar a 700m de altitude (ALMEIDA; HULBRICH, 2003; MME, 2014).

3.2.5 Recursos hídricos

Os recursos hídricos da região de estudo compreendem recursos superficiais (rios, açudes e lagoas) e subterrâneos (poços tubulares e amazonas).

3.2.5.1 Recursos hídricos superficiais

Banabuiú, Quixadá e Quixeramobim fazem parte da bacia hidrográfica do rio Banabuiú, que por sua vez, faz parte da Bacia do Rio Jaguaribe, do qual é o principal afluente (COGERH, 2011). A bacia do Banabuiú apresenta uma área de drenagem de cerca de 19.316 km². Os rios Quixeramobim, Patú e Sitiá são os principais rios que desaguam para o Banabuiú, além disso, essa sub-bacia apresenta um alto nível de açudagem, possuindo um total de 5.825 reservatórios, dentre os quais, o açude Banabuiú é responsável por mais de 50% do volume de acumulação da sub-bacia (INESP, 2009; COGERH, 2010, 2011).

No que tange à qualidade dos recursos hídricos superficiais, de acordo com INESP (2009), a maior parte dos reservatórios da região são classificados como eutróficos, geralmente essa classificação tende a variar de acordo com o quanto as águas

foram renovadas durante o período chuvoso. No quesito salinidade, os reservatórios apresentam águas próprias para o consumo humano (concentração de cloretos inferior a 250 mg/L), por outro lado, as águas apresentam risco médio a alto para a irrigação.

3.2.5.2 Recursos hídricos subterrâneos

O contexto geológico da região permite a identificação de dois sistemas de aquíferos principais: os de rochas cristalinas e os aluviais (GATE, 1995).

O embasamento cristalino é composto por rochas ígneas ou metamórficas, as quais apresentam espaços intergranulares, praticamente, inexistentes, de forma que o fluxo de água pelas rochas se dá através de fendas e fraturas nas mesmas (BANKS, 2002; INESP, 2008). Poços situados em embasamento cristalino apresentam, geralmente, baixa produtividade hídrica e águas cloretadas, bicarbonatadas e bicarbonatadas e cloretadas (MENDO, 2009).

Segundo INESP (2009), a partir dos dados da CPRM, do cadastro de poços da FUNCEME, da COGERH e do DNOCS, até 2006, a região apresentava 2900 pontos de água, sendo estes divididos em poços tubulares, 2624, poços tubulares, 272, e fontes naturais, 4.

3.2.6 Aspectos agro-econômicos

Os três municípios desenvolvem atividades agro-econômicas similares. Há predomínio de agricultura de subsistência, sendo o feijão, a mandioca e o milho as principais culturas tradicionais cultivadas na região. As Tabelas 23, 24 e 25 apresentam as áreas plantadas e a quantidade produzidas das respectivas culturas nos anos de 1996, 2006 e 2017 (BRASIL, 1996, 2006, 2017). Também se destaca o cultivo de frutas tropicais como a banana, o coco de baía e a castanha de caju. A Tabela 26 traz a produção das frutas tropicais para os anos de 1996, 2006 e 2017. As culturas, sejam permanentes ou de frutas tropicais, são cultivadas em lavouras permanentes ou lavouras temporárias, sendo a última dividida em lavoura temporária mais lavoura temporária em descanso ou lavoura temporária mais área plantada com forrageiras para corte para uso animal (BRASIL, 2017)

Tabela 23 - Área plantada e produção de feijão por município.

Município	Área plantada (Ha)			Quantidade Produzida (Ton)		
	1996	2006	2017	1996	2006	2017
Banabuiú	1.564	1.070	2.462	594	435	872
Quixadá	4.604	6.850	4.080	1.309	3.440	2.264
Quixeramobim	2.778	4.900	5.580	1.192	2.425	3.121

Fonte: Instituto Brasileiro de Geografia Estatística, Censo agropecuário 1996, 2010 e 2017.

Tabela 24 - Área plantada e produção de mandioca por município.

Município	Área plantada (Ha)			Quantidade Produzida (Ton)		
	1996	2006	2017	1996	2006	2017
Banabuiú	15	-	19	150	-	190
Quixadá	800	80	15	8.000	800	60
Quixeramobim	130	20	41	1.300	200	210

Fonte: Instituto Brasileiro de Geografia Estatística, Censo agropecuário 1996, 2010 e 2017.

Tabela 25 - Área plantada e produção de milho por município.

Município	Área plantada (Ha)			Quantidade Produzida (Ton)		
	1996	2006	2017	1996	2006	2017
Banabuiú	2.450	1.100	1.500	1.470	1.210	1.500
Quixadá	3.000	7.500	3.500	1.800	8.250	3.500
Quixeramobim	6.200	8.000	12.000	4.960	8.000	14.400

Fonte: Instituto Brasileiro de Geografia Estatística, Censo agropecuário 1996, 2010 e 2017.

Tabela 26 - Quantidade produzida de frutas tropicais por município.

Município	Banana			Coco da baía			Castanha de caju		
	1996	2006	2017	1996	2006	2017	1996	2006	2017
Banabuiú	39	112	57	8	14	8	10	181	9
Quixadá	9	84	29	91	120	60	1250	1250	209
Quixeramobim	16	280	-	48	210	20	5	26	1

Fonte: Instituto Brasileiro de Geografia Estatística, Censo agropecuário 1996, 2010 e 2017.

Com relação a outras atividades econômicas, os municípios são conhecidos por oferecerem diversos serviços e serem grandes produtores de calçados, no entanto, de acordo com a Relação Anual de Informações Sociais (RAIS), do Ministério do Trabalho, há, nos municípios, atividades relacionadas à extração de petróleo e gás natural, extração

de pedra, areia, argila e minerais, fabricação de óleos e gordura vegetal e animal, fabricação de laticínios, fabricação de produtos alimentícios industrializados, fabricação de biocombustíveis, fabricação de plásticos, fabricação de vidro, fabricação de cimento, gesso e materiais semelhantes, produção de ferro-gusa e de ferroligas, produção metalúrgica de metais não ferrosos, atividades de fundição e captação, tratamento e distribuição de água. Tais atividades correspondem a cerca de 5% das atividades de produção econômica dos municípios estudados (BRASIL, 2018).

3.3 Dados da pesquisa

Um conjunto de 34 poços, como descrito na Tabela A-1, serviu como ponto de amostragem para a coleta das águas de substrato. Os poços encontram-se dispersos na área de estudo, apresentando profundidades variáveis e tipos distintos (tubular, cacimba e amazonas). Em sua maior parte, eles se encontram sob o tipo litológico cristalino, porém, quatro (04) deles encontram-se em *locus* aluvial.

Como já dito, os dados utilizados neste trabalho foram obtidos de uma fonte secundária, os trabalhos de Moura (2013) e Araújo (2017). Moura (2013) analisou os quatro poços em aluvião, no período de outubro de 2011 e janeiro de 2012. Por sua vez, Araújo (2017) analisou os poços cristalinos no período de dezembro de 2013 e em setembro de 2014.

Destaca-se que os períodos de estudo avaliados neste trabalho foram escolhidos de acordo com a disponibilidade dos dados, de modo que não foi possível ter o mesmo período temporal de análise entre os poços em aluvião e os poços sob embasamento cristalino, assim como não foi possível avaliar os poços sob embasamento cristalino em um período chuvoso e em um período seco.

De acordo com Moura (2013) e Araújo (2014), as amostras obtidas na região de estudo foram submetidas a análises físico-químicas, sendo realizadas no Laboratório de Geoquímica do Departamento de Geologia da UFC e no Laboratório de Hidroquímica do Departamento de Física da UFC. Os procedimentos dos métodos empregados nas análises estão descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

Os parâmetros analisados incluem medidas de condutividade elétrica (CE), dureza total, dureza carbonato, dureza não carbonato e pH, além da concentração dos íons

majoritários e minoritários presentes na água, como os íons de Sódio (Na^+), de Potássio (K^+), de Cálcio (Ca^{2+}), de Magnésio (Mg^{2+}), cloreto (Cl^-), Sulfato (SO_4^{2-}), Carbonato, nas formas (HCO_3^- e CO_3^{2-}), nitrato (NO_3^-) e fluoreto (F^-).

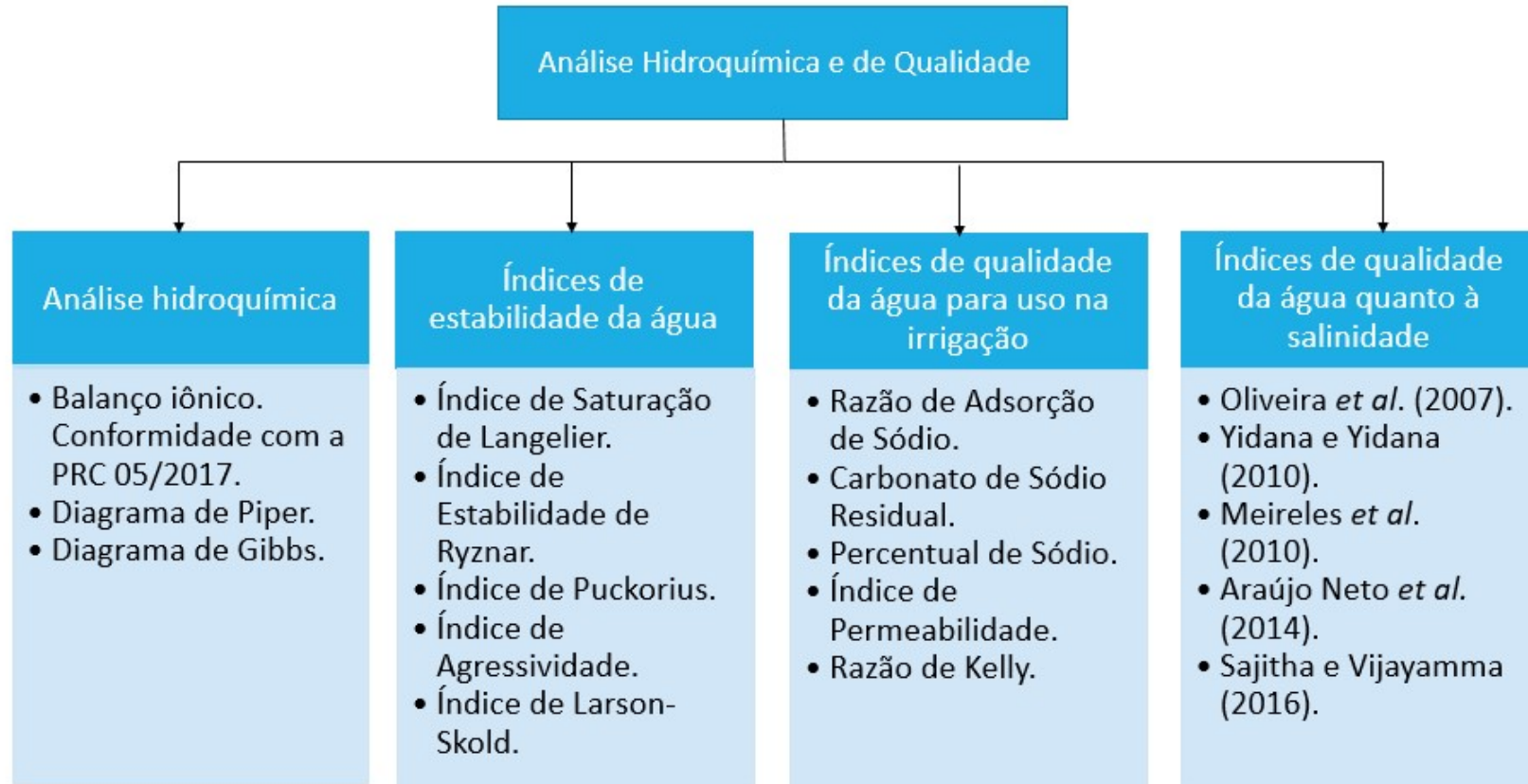
Com finalidade de melhor classificar as águas subterrâneas em estudo, os poços foram divididos de acordo com as unidades geológicas presentes na região. Há três unidades geológicas: Acopiara, Juatama e Batólito do Rio Quixeramobim. Cabe destacar que as unidades geológicas não seguem os limites municipais. Os poços localizados em Acopiara encontram-se na zona plana da depressão sertaneja; os poços de Juatama, em inselbergs; os poços do batólito do Rio Quixeramobim, em rochas do batólito do rio. Há também os poços em aluvião, localizados na zona plana da depressão sertaneja, mas se diferenciando dos poços de Acopiara por serem do tipo aluvião.

3.4 Análise Hidroquímica e de qualidade

A avaliação das águas subterrâneas da região de estudo foi dividida em quatro etapas. Primeiramente foi realizada a análise hidroquímica, com a utilização do balanço iônico, verificação da conformidade das águas com o Anexo XX da PRC 05/2017, utilização dos diagramas de Piper e de Gibbs. Na segunda etapa foi realizada a avaliação do potencial corrosivo e incrustativo das águas, a partir do uso de índices de estabilidade. Posteriormente, foi realizada a verificação da adequabilidade das águas para agricultura com o uso de índices e razões iônicas voltados para irrigação. Por fim, foi realizada a verificação da adequabilidade dos recursos subterrâneos para diversos fins com o uso de índices gerais de salinidade.

Foi utilizado o software *Diagrammes* para a plotagem dos diagramas de Piper, Gibbs, RAS, %Na e IP. Foram considerados todos os períodos de estudo, a fim de se determinar os domínios dos íons e possíveis variações temporais. A Figura 8 sumariza a metodologia aplicada para a verificação da qualidade das águas estudadas neste trabalho.

Figura 8 - Fluxograma com a metodologia aplicada.



Fonte: O autor (2019).

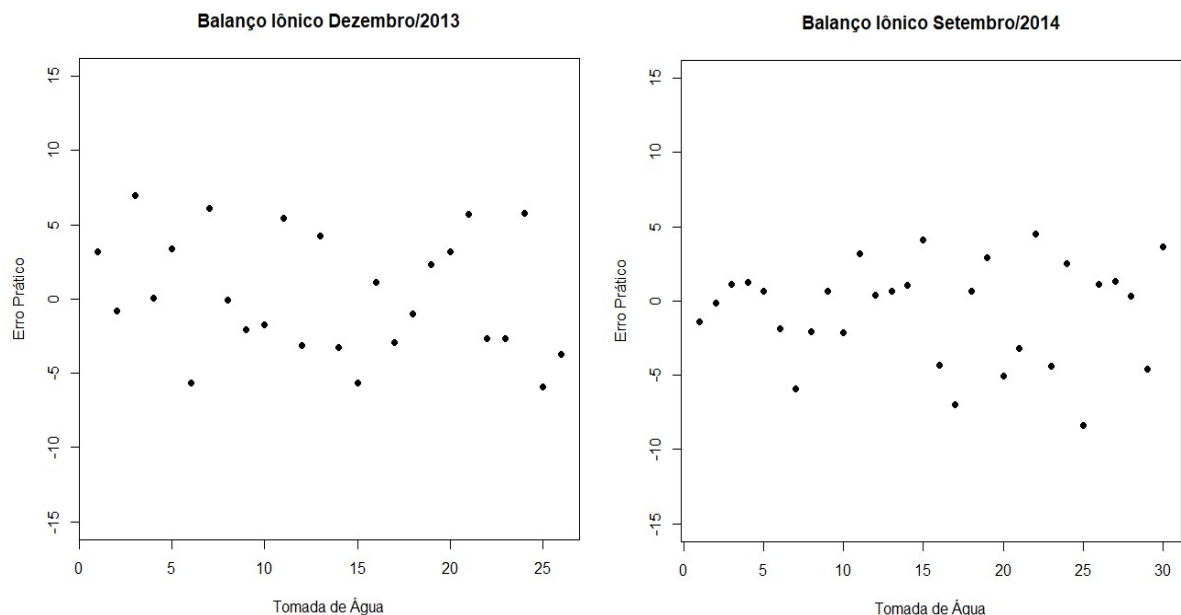
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Balanço iônico

O controle da qualidade dos resultados físico-químicos foi obtido através do balanço iônico. As Figuras 9 e 10 apresentam a distribuição dos erros práticos do balanço iônico para os poços anisotrópicos e aluvionares respectivamente. Em ambos os casos, pode-se inferir que os dados físico-químicos são representativos das águas analisadas, tendo em vista os desvios de eletroneutralidade dentro do aceitável, inferiores a $\pm 10\%$.

O período de dezembro de 2013 apresentou erro prático médio de 3,25%, não havendo amostras fora do limite de $\pm 10\%$. Igualmente, o período de setembro de 2014 apresentou todas as amostras dentro do limite de $\pm 10\%$, o erro médio foi levemente menor em relação ao período passado, sendo de 2,10%.

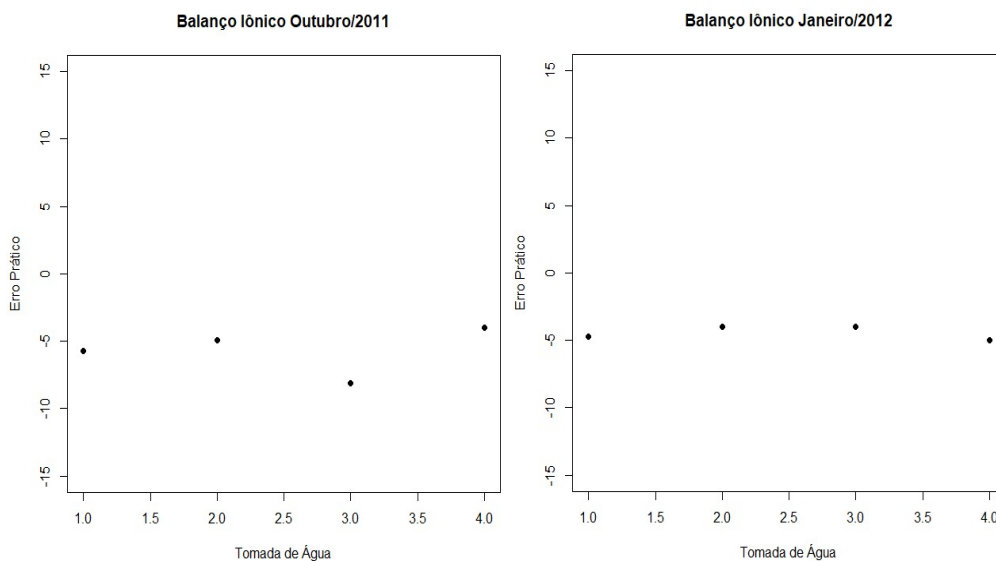
Figura 9 - Balanço iônico – poços cristalinos.



Fonte: O autor (2019).

Os poços aluvionares apresentaram erro prático mais homogêneo se comparado aos poços cristalinos. Ambos os períodos apresentaram somente erros práticos negativos, indicando um maior número de ânions em relação aos cátions. Em outubro de 2011, o erro prático médio foi de -5,6%; no período subsequente, de -4,4%.

Figura 10 - Balanço iônico – poços aluvionares.



Fonte: O autor (2019).

4.2 Composição química das águas subterrâneas

Os resumos estatísticos da composição química das águas da região de estudo são apresentados nas Tabelas 28 e 29 para, respectivamente, os poços cristalinos e aluvionares. Além dos componentes químicos, as Tabelas apresentam os limites máximos admissíveis de cada constituinte propostos pelo Ministério da Saúde (Portaria N° 05 de 28 de setembro de 2017). É importante ressaltar que a referida Portaria não leva em consideração os parâmetros Condutividade Elétrica e a concentração dos íons K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- e CO_3^{2-} na análise da qualidade de águas de substrato.

4.2.1 Domínio cristalino

Em geral, pôde-se observar uma grande heterogeneidade da composição química das amostras estudadas, como indica a Tabela 31. Foram obtidos elevados valores de desvio padrão e coeficiente de variação para todos os parâmetros analisados, resultado da grande variação da concentração dos componentes químicos de um poço para outro, o que indica complexidade dos processos que influenciam a composição química das águas de cada poço analisado.

Para o período de agosto de 2013, os valores de pH variaram entre 4,1 e 6,9, com um valor médio de 6,3. Em setembro de 2014, o pH médio verificado foi de 6,1, com um mínimo de 4,3 e um máximo de 8,7. Os dados indicam um caráter moderadamente ácido das amostras de água, estando 57,7% e 60% dos poços abaixo do limite mínimo de permissibilidade de pH determinado pela PRC 05/2017, para os períodos de agosto de 2013 e setembro de 2014, respectivamente. Em contrapartida, nenhuma das amostras apresentaram pH acima do limite superior padrão (9,5), assim como, somente 10% dos poços, para o período de 2014, apresentaram pH superior a 7.

Os Sólidos Totais Dissolvidos (STD) se referem ao total de constituintes orgânicos e inorgânicos dissolvidos na água, tendo origem relacionada a vários processos naturais e antropogênicos (DEVESA *et al.*, 2018). Os aquíferos cristalinos apresentam elevados valores de STD, a média para os dois períodos de estudo são, respectivamente, 1855,5 mg/L e 1802,9 mg/L. As características geológicas e climáticas do semiárido favorecem a acumulação de sólidos na água, o intemperismo das rochas que constituem os aquíferos libera uma grande quantidade de íons nas águas subterrâneas (ANDRADE *et al.*, 2014; CERQUEIRA, 2015; QUEIROZ *et al.*, 2016). De acordo com Santos (2008), nos aquíferos de maior profundidade, os quais apresentam temperatura e pressão mais elevadas, o processo de mineralização é mais efetivo.

Conforme a Resolução CONAMA nº 357/2005, águas podem ser classificadas de acordo com a quantidade de Sólidos Totais Dissolvidos nelas presentes. A Tabela 27 traz a classificação apresentada pela resolução.

Tabela 27 - Classificação de águas com base no STD.

Classificação	Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)
Água Doce	$\leq 0,5 \text{ ‰}$
Água Salobra	0,5 ‰ - 30‰
Água salina	$> 30‰$

Fonte: BRASIL (2005).

De acordo com esta classificação, a região em estudo apresenta águas do tipo doce (33%) e salobra (67%). Já de acordo com a Portaria 05/2017, 58% e 63% dos poços estudados, para os respectivos períodos de estudo, estão desconformes quanto ao limite de STD. Destaca-

se ainda que 77% dos poços localizados em Juatama encontram-se dentro da norma em relação a este parâmetro.

A comparação dos Sólidos Totais Dissolvidos dos poços situados no Distrito de Juatama com os poços de Acopiara e do Batólito de Quixeramobim, a partir da análise de variância, (ANOVA), com fator único, revelou diferenças entre os grupos comparados, indicando que as águas de Juatama não fazem parte do mesmo grupo das águas dos demais poços da área de estudo. A análise de variância foi feita para ambos os períodos de estudo; em ambos, os resultados foram coincidentes, indicando diferença de grupos. Os resultados da Anova, para ambos os períodos, apresentaram F calculado maior que o F crítico e o valor $p < 0,05$.

Também foi realizada a comparação do STD dos poços de Juatama nos dois períodos analisados com o teste ANOVA. Obteve-se, desta vez, F crítico superior ao F calculado e $p > 0,05$, de modo que foi possível afirmar que os poços de Juatama apresentam águas pertencentes a um mesmo grupo nos dois períodos analisados.

A condutividade elétrica, juntamente com os sólidos totais dissolvidos, é o parâmetro que melhor expressa a salinidade das águas, se trata da medida da habilidade de um material em conduzir eletricidade, também sendo entendida como uma medida indireta da quantidade de substâncias ionizáveis na água (COSTA *et al.*, 2006; RAO *et al.*, 2012; SHARMA, *et al.*, 2013). Novamente, observou-se uma grande amplitude nos valores condutividade elétrica medidos, os poços, em sua maioria, apresentam elevados valores de condutividade elétrica em ambos os períodos de estudo, havendo um poço que atingiu valores de 22.000 ($\mu\text{S}/\text{cm}$).

Apesar de não ser um parâmetro contido na Portaria nº 05/2017, elevados valores de condutividade elétrica podem representar riscos à agricultura e à indústria, águas com salinidade superior à 750 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pode ser utilizada em práticas agrícolas, mas práticas especiais de controle devem ser aplicadas em tais locais (EMBRAPA, 2001).

A região apresenta águas fortemente enriquecidas em cloreto e sódio. Ambos os íons apresentaram as maiores variações de concentração observadas. O cátion apresenta variações entre 14,9 – 3345,0 mg/L Na^+ e 8,2 – 1340,0 mg/L Na^+ , para os períodos de dezembro de 2013 e setembro de 2014, respectivamente. Já o ânion, apresenta variações de 9,6 – 6548,0 mg/L Cl^- e 14,9 – 4485,8 mg/L Cl^- , para os respectivos períodos. Ademais, em ambos os

períodos, cerca de 60% dos poços analisados apresentaram concentrações de Na^+ e Cl^- superiores aos limites de permissibilidade determinados pela Portaria 05/2017.

As elevadas concentrações de sódio e cloreto são preocupantes. O consumo excessivo de sódio é um dos principais fatores de risco para a hipertensão arterial e também está associado a doenças como acidentes vasculares cerebrais e doenças renais (SARNO *et al.*, 2013). De acordo com o Ministério da Saúde (2004), águas com excesso de íons cloro podem causar efeitos laxativos em quem as ingerem.

Os demais íons analisados apresentaram variações menores se comparadas às dos íons sódio e cloreto, contudo, as elevadas amplitudes de variação indicam que diferentes fontes ou processos hidroquímicos complexos interferem diretamente na composição das águas locais (AHMED *et al.*, 2012).

Nitrato é a principal forma de nitrogênio que ocorre em águas superficiais e subterrâneas, podendo ser derivado de origem natural ou antropogênica, sendo a última mais relevante, pois ocorre na forma de despejos domésticos, industriais e decorrentes de atividades agrícolas (CONCEIÇÃO *et al.*, 2014; PALADINO *et al.*, 2018). Os resultados indicaram concentrações de nitrato superiores ao limite estipulado em cerca de 80% e 40% dos poços, para os respectivos períodos de estudo. Valores de nitrato iguais ou superiores a 5 (mg/L N) em águas subterrâneas são tidos como base de alerta para possíveis contaminações de origem antropogênica (CETESB, 2005).

Apesar da litologia e clima favoráveis a presença de fluoreto nas águas subterrâneas (BANERJEE, 2015), a concentração do íon em questão encontra-se dentro dos limites estipulados pela PRC 05/2017 em 88% das amostras, para o período de agosto de 2013, e em 93% das amostras, para o período de setembro de 2014.

Tabela 28 - Resumo dos parâmetros químicos das águas dos poços fissurais.

Parâmetro	Dezembro/2013			Setembro/2014			Padrão ^a
	μ	Mín.	Máx.	μ	Mín.	Máx.	
pH	6,3	4,1	6,9	6,1	4,3	8,7	6 – 9,0
CE	4556	87	22000	4427	59	13230	-
STD	1855,5	34,5	8962,5	1802,9	23,45	5389,4	1000,0
Na⁺	504,2	14,9	3345,0	434,4	8,2	1340,0	200,0
K⁺	17,2	1,3	99,7	19,2	1,8	96,0	-
Ca²⁺	162,8	4,8	672,0	188,1	4,0	724,0	-
Mg²⁺	139,5	1,0	549,2	148,2	2,4	716,9	-
Cl⁻	1282,3	9,6	6458,0	1243,0	14,9	4485,8	250,0
SO₄²⁻	48,5	0,3	248,3	33,1	2,8	265,5	250,0
HCO₃⁻	275,5	30,1	727,0	265,8	37,6	664,8	-
CO₃²⁻	0,0	0,0	0,2	0,5	0,0	6,0	-
NO₃⁻	35,3	1,4	91,7	14,6	0,1	31,7	10,0
F⁻	0,6	0,0	2,3	0,7	0,1	2,2	1,5

Todos os parâmetros estão em mg/L, exceto pH (unidades) e CE (μS/cm).

Fonte: O autor (2019).

4.2.2 Domínio aluvionar

Os poços em aluvião apresentam águas com composição química mais homogênea, se comparada com a dos poços cristalinos. Praticamente todos os limites estabelecidos pela Portaria nº 05/2017 são atendidos, salvo algumas exceções, como é o caso do poço PA3, o qual, no período de janeiro de 2012, apresentou constituintes muito acima dos outros poços, aumentando as médias dos constituintes para o referido período. A Tabela 32 resume os parâmetros químicos das águas em aluvião.

As águas dos aquíferos aluvionares apresentam pH neutro. Em outubro de 2011, os valores de pH variaram entre 6,9 e 7,2, com um valor médio de 7,1. Em janeiro de 2012, foi verificado um pH médio de 7,1, com um mínimo de 6,8 e um máximo de 7,4. 100% dos poços atendem aos limites estabelecidos pelo anexo XX da PRC 05/2017, em ambos os períodos de estudo.

A condutividade elétrica e os sólidos totais dissolvidos foram dois dos constituintes com a maior variação, apesar de apresentarem amplitude de variação bem menor em relação a dos poços cristalinos. Todos os aquíferos aluvionares, em ambos os períodos estudados, estão

dentro dos limites de potabilidade estabelecidos pelo Ministério da Saúde referentes aos sólidos totais dissolvidos, mesmo o poço PA3, que apresenta a maior CE medida.

A condutividade elétrica média de outubro de 2011 foi de 966,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$; a de janeiro de 2012, de 1427,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Essa diferença na média da CE se dá pelo alto valor verificado no poço PA3, 3600 $\mu\text{S}/\text{cm}$. De acordo com Silva (2007), a média de condutividade elétrica nos poços aluvionares do sertão central cearense é de 1350 $\mu\text{S}/\text{cm}$, portanto, à exceção do poço PA3, os demais estão dentro dos valores encontrado pelo referido autor. Apesar dos baixos valores de CE, em comparação à dos poços cristalinos, a utilização das águas dos poços aluvionares em práticas agrícolas pode necessitar de cuidados especiais em face à possível salinização dos solos.

Sódio e cálcio são os principais cátions presentes nos poços aluvionares. O primeiro apresenta variações entre 81,0 e 180,0 mg/L Na^+ e 284,7 e 1018,0 mg/L Na^+ , para os períodos de outubro de 2011 e janeiro de 2012, respectivamente. O segundo apresenta variações de 37,0 – 64,0 mg/L Ca^{2+} e 27,0 – 32,0 mg/L Ca^{2+} , para os respectivos períodos. Considerando ambos os períodos de estudo, somente o poço PA3 apresentou concentrações de Na^+ superiores aos limites de permissibilidade determinados pela Portaria 05/2017.

Dentre os ânions, os mais representativos são o cloreto e o bicarbonato. O primeiro apresenta variações entre 742,5 e 2599,0 mg/L Cl^- e 198,5 e 530,0 mg/L Cl^- , para os períodos de outubro de 2011 e janeiro de 2012, respectivamente. O segundo apresenta variações de 184,7 – 271,0 mg/L HCO_3^- e 254,0 – 483,0 mg/L HCO_3^- , para os respectivos períodos. Considerando ambos os períodos de estudo, somente o poço PA3 apresentou concentrações de Cl^- superiores aos limites de permissibilidade determinados pela Portaria 05/2017.

Tabela 29 - Resumo dos parâmetros químicos das águas em aluvião.

Parâmetro	Outubro/2011			Janeiro/2012			Padrão ^a
	μ	Mín.	Máx.	μ	Mín.	Máx.	
pH	7,1	6,9	7,2	7,1	6,8	7,4	6 – 9,0
CE	966,2	376,0	2140,0	1427,0	399,0	3600,0	-
STD	421,3	155,3	962,7	654,1	165,0	1725,3	1000,0
Na⁺	81,0	14,0	180,0	284,7	6,0	1018,0	200,0
K⁺	6,0	4,0	7,0	5,0	2,0	6,0	-
Ca²⁺	37,7	26,0	64,0	27,7	22,0	32,0	-
Mg²⁺	26,5	11,0	53,0	42,7	18,0	72,0	-
Cl⁻	742,5	36,0	2599,0	198,5	14,0	530,0	250,0
SO₄²⁻	8,7	5,0	16,0	15,0	4,0	26,0	250,0
HCO₃⁻	184,7	113,0	271,0	254,0	143,0	483,0	-
CO₃²⁻	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-
NO₃⁻	0,2	0,1	0,3	1,0	0,1	1,8	10,0
F⁻	0,2	0,2	0,3	0,4	0,3	0,5	1,5

Todos os parâmetros estão em mg/L, exceto pH (unidades) e CE (μS/cm)
 Fonte: O autor (2019).

4.3 Diagrama de Piper

As águas da região de estudo foram quimicamente definidas através do diagrama de Piper, como ilustram as Figuras 11 e 12. Os aquíferos cristalinos se mostraram, principalmente, do tipo cloretados sódicos e cloretados mistos, sendo o último tipo melhor evidenciado no período de 2014. Por outro lado, os aquíferos aluvionares são melhores representados por águas cloretadas cálcicas, magnésicas ou sódicas.

4.3.1 Diagrama de Piper: Aquíferos cristalinos

Os aquíferos cristalinos apresentam um domínio aniônico preponderante de águas cloretadas. Não foram verificadas variações temporais significativas com relação aos ânions presentes nas águas de um período para o outro, o que indica uma estabilidade iônica do cloreto (Cl⁻) na região. A presença de íons cloreto em águas de aquíferos cristalinos é uma característica comum em regiões semiáridas, estando associada aos efeitos de sais cíclicos, ao meio geológico local e águas bem desenvolvidas, sem novas recargas (MELO *et al.*, 2008; PEREIRA *et al.*,

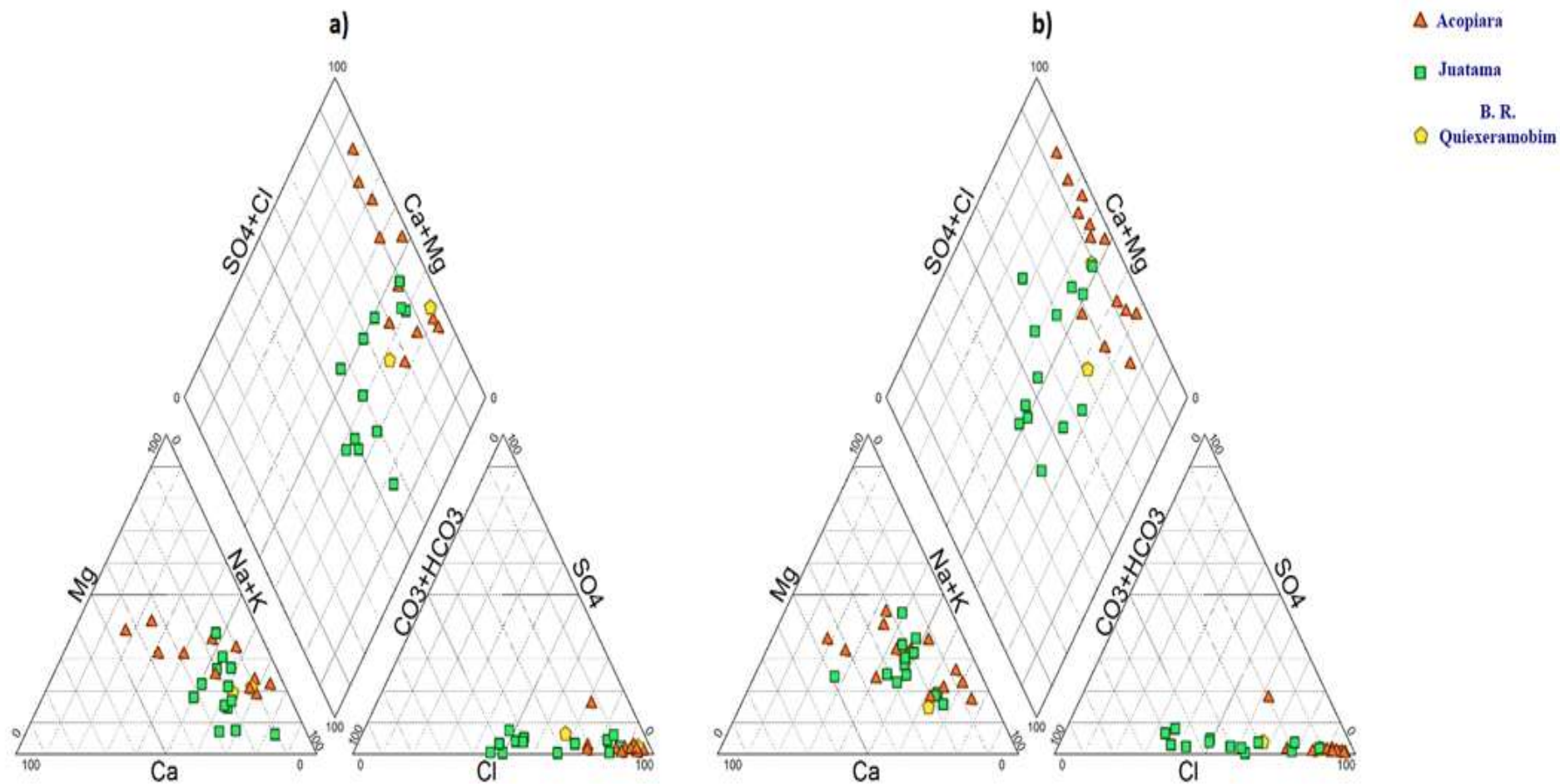
2006). De acordo com Santos (2008), os poços cristalinos do semiárido apresentam como íon predominante o cloreto, sendo este superior a 50% da composição aniônica das águas da região.

Cabe ressaltar que Juatama apresentou poços com um domínio menor de águas cloretadas, havendo mesmo alguns em que as águas apresentavam o bicarbonato (HCO_3^-) como ânion dominante. De acordo com Lima *et al.* (2014) e Gastmans *et al.* (2005), dentre outros fatores, o aumento da dominância de bicarbonatos em águas pode estar relacionado a águas de recarga renovadas e diluídas, ocorrendo principalmente no período úmido.

Com relação aos cátions, prevalece o domínio sódico-potássico ($\text{Na}^+ + \text{K}^+$) complementado pelo domínio de águas mistas. No período de 2014, verificou-se uma leve migração dos cátions, principalmente das águas da unidade de Juatama, do domínio sódico-potássico para o campo de águas mistas, sem a presença de cátions dominantes, apesar do aumento da influência dos cátions Ca^{2+} e Mg^{2+} no tipo da água. Tal migração pode ser atribuída a contribuições de águas de recarga, diminuindo a influência do cátion majoritário (Na^+), além de uma possível dissolução de materiais, incrementando a concentração dos cátions Ca^{2+} e Mg^{2+} (GASTMANS *et al.*, 2005; CAZAJEIRAS, 2007; BARROSO *et al.*, 2011).

Os resultados da análise dos constituintes químicos e do Diagrama de Piper permite determinar que as águas subterrâneas de embasamento cristalino aqui estudadas apresentam as seguintes relações para cátions e ânions, respectivamente: $\text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+}$ e $\text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-}$, o mesmo padrão foi observado por Santiago *et al.* (2002) em águas subterrâneas de Tauá, no Ceará.

Figura 11 - Diagrama de Piper dos poços cristalinos nos respectivos períodos.



Fonte: O autor (2019).

4.3.2 Diagrama de Piper: Aquíferos aluvionares

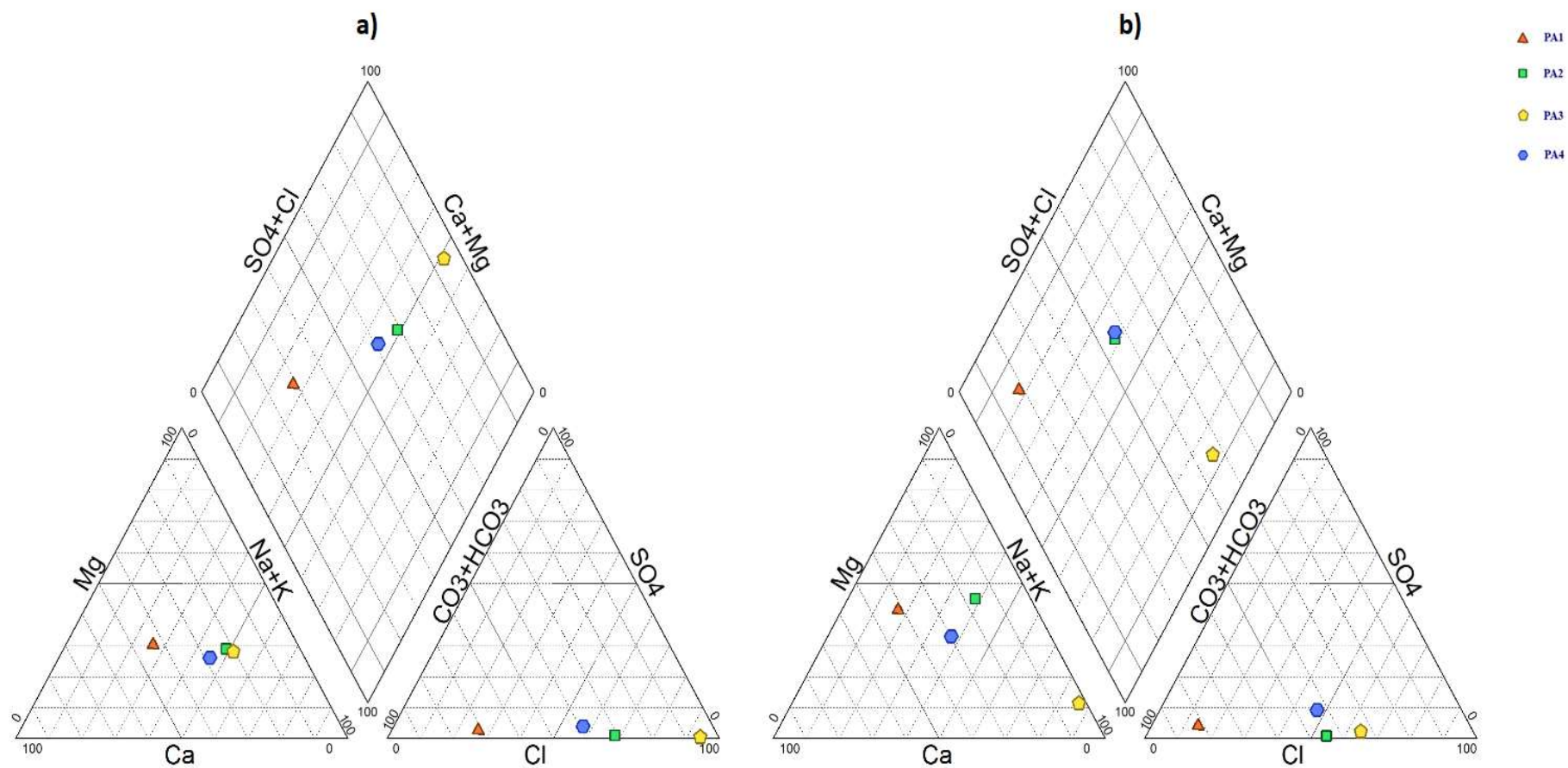
As águas dos aquíferos aluvionares apresentaram variações sazonais quanto ao domínio aniônico. No período seco, outubro de 2011, prepondera o domínio de águas cloretadas, principalmente no que se refere ao poço PA3, os poços PA2 e PA4 apresentam domínio aniônico praticamente misto, sendo o cloreto o ânion dominante, por outro lado, o poço PA1 é melhor representado pelo domínio do ânion bicarbonato. Em janeiro de 2012, justamente devido ao período chuvoso, há contribuição maior do ânion bicarbonato nas águas de todos os poços, apesar do cloreto ainda ser o ânion dominante nos poços PA2, PA3 e PA4.

Diferentemente dos ânions, o domínio catiônico pouco é influenciado pelo período chuvoso ou seco. Em ambos os períodos de estudo, não houve dominância catiônica, os cátions encontravam-se na zona mista, com exceção do poço PA3, o qual destoa dos demais, devido a sua elevada carga salina.

Apesar estabilidade catiônica das águas dos aquíferos aluvionares, os ânions seguiram a tendência já prevista por diversos autores, como é o caso do trabalho de Santos (2017), o qual identificou variações sazonais de concentrações dos íons cloreto e bicarbonato em relação a alternância de períodos secos e chuvosos, respectivamente, em águas sergipanas.

Os resultados da análise dos constituintes químicos e do Diagrama de Piper permite determinar que as águas subterrâneas de embasamento cristalino aqui estudadas apresentam as seguintes relações para cátions e ânions, respectivamente: $\text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+}$ e $\text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-}$.

Figura 12 - Diagrama de Piper dos poços aluvionares nos respectivos períodos.



Fonte: O autor (2019).

4.4 Diagrama de Gibbs

Através do diagrama de Gibbs, verificou-se que os três processos naturais propostos por Gibbs estão envolvidos na evolução da composição da água dos aquíferos cristalinos, com maior preponderância dos domínios de evaporação-cristalização e de interação água-rocha. Por sua vez, os aquíferos aluvionares apresentam principalmente o domínio de precipitação como principal fator na composição aniônica; quanto aos cátions, o domínio principal é o de interação água-rocha.

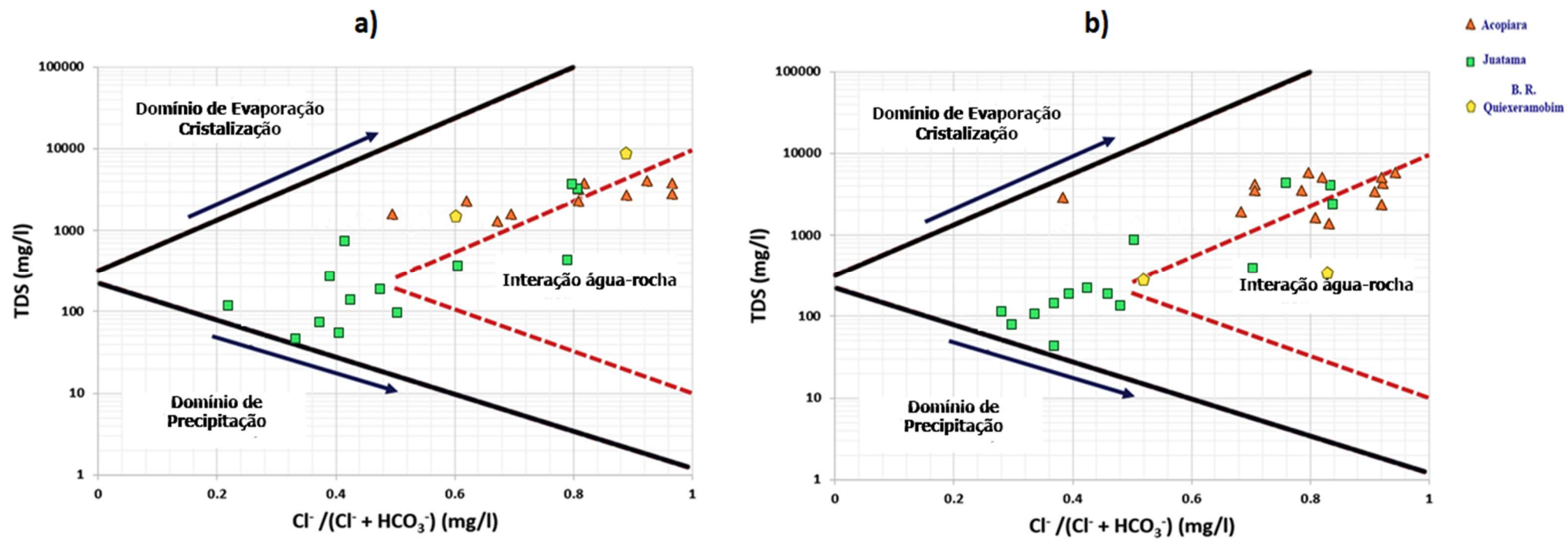
4.4.1 Diagrama de Gibbs: Aquíferos cristalinos

O diagrama de Gibbs aniônico, Figura 13, demonstra que os principais processos atuantes na composição aniônica dos poços cristalinos de Acopiara e do Batólito Rio Quixeramobim são os processos de evaporação e cristalização juntamente com os de interação água-rocha. Águas em domínio de evaporação e cristalização tendem a apresentar alta concentração salina e sólidos totais dissolvidos, resultado da concentração dos íons presentes nas águas devido a evaporação e da precipitação de novos sais (WEN *et al.*, 2005). Águas em domínio de interação com rochas apresentam sólidos totais dissolvidos moderados, podendo sofrer contribuições de outros processos mais facilmente (PEREIRA, 2006).

Já os poços da unidade de Juatama apresentam o domínio precipitativo como o principal processo atuante na composição dos ânions de tais águas. O efeito de diluição ocasionado pelas águas de chuva pode explicar a baixa composição química das águas locais e a menor influência do cloreto (maior influência do bicarbonato, ion característico de águas de chuva) vista no diagrama de Piper (Figura 11). A falta de informações sobre a pluviometria local impede maiores conclusões.

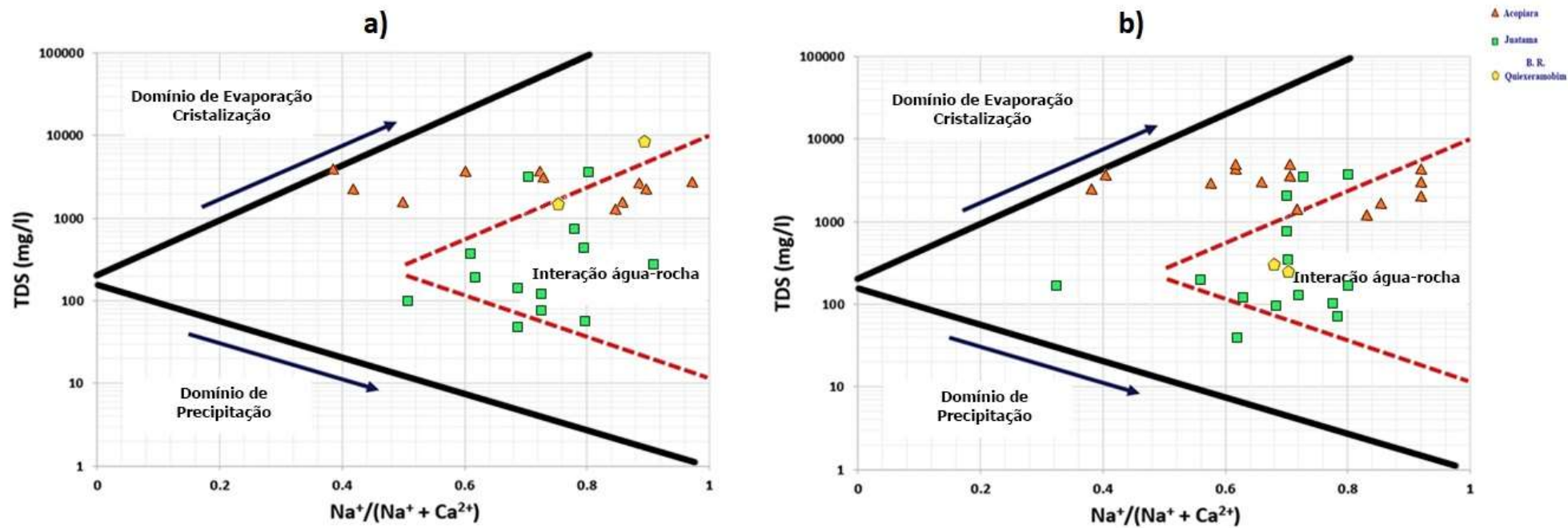
O diagrama de Gibbs catiônico, Figura 13, indica os processos de evaporação e cristalização e interação água-rocha como os principais atuantes na composição dos cátions das águas dos poços cristalinos. Isso explica porque não foram verificadas variações significantes nos cátions do diagrama de Piper de um período para o outro.

Figura 13 - Diagrama de Gibbs (ânion) poços cristalinos nos respectivos períodos.



Fonte: O autor (2019).

Figura 14 - Diagrama de Gibbs (cátion) poços cristalinos nos respectivos períodos.



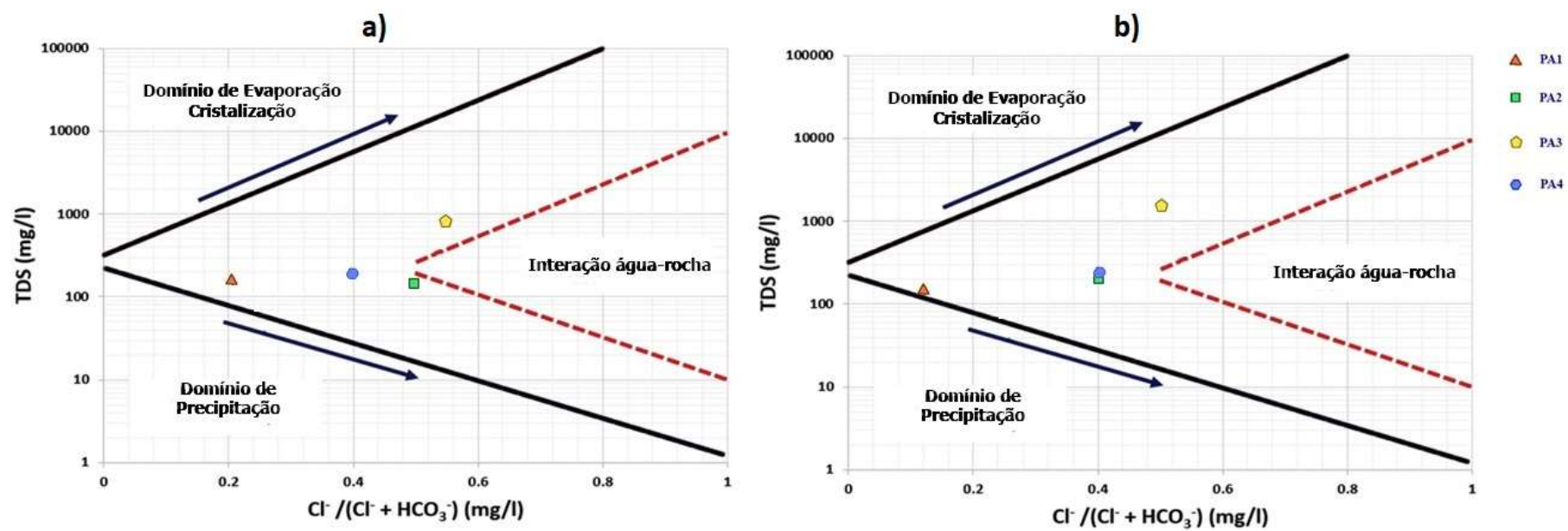
Fonte: O autor (2019).

4.4.2 Diagrama de Gibbs: Aquíferos aluvionares

O processo que mais influencia a composição aniônica das águas aluvionares é o de precipitação, como pode ser visto na Figura 15. Este fato que vai ao encontro dos resultados obtidos no diagrama de Piper (Figura 12), pois nele foi verificada uma influência sazonal dos períodos seco e chuvoso na composição química dos ânions das águas aluvionares da região. Apenas o poço PA3 não está sob o domínio de precipitação, mas sob o domínio de evaporação e cristalização, o que pode explicar a elevada carga iônica das águas deste poço.

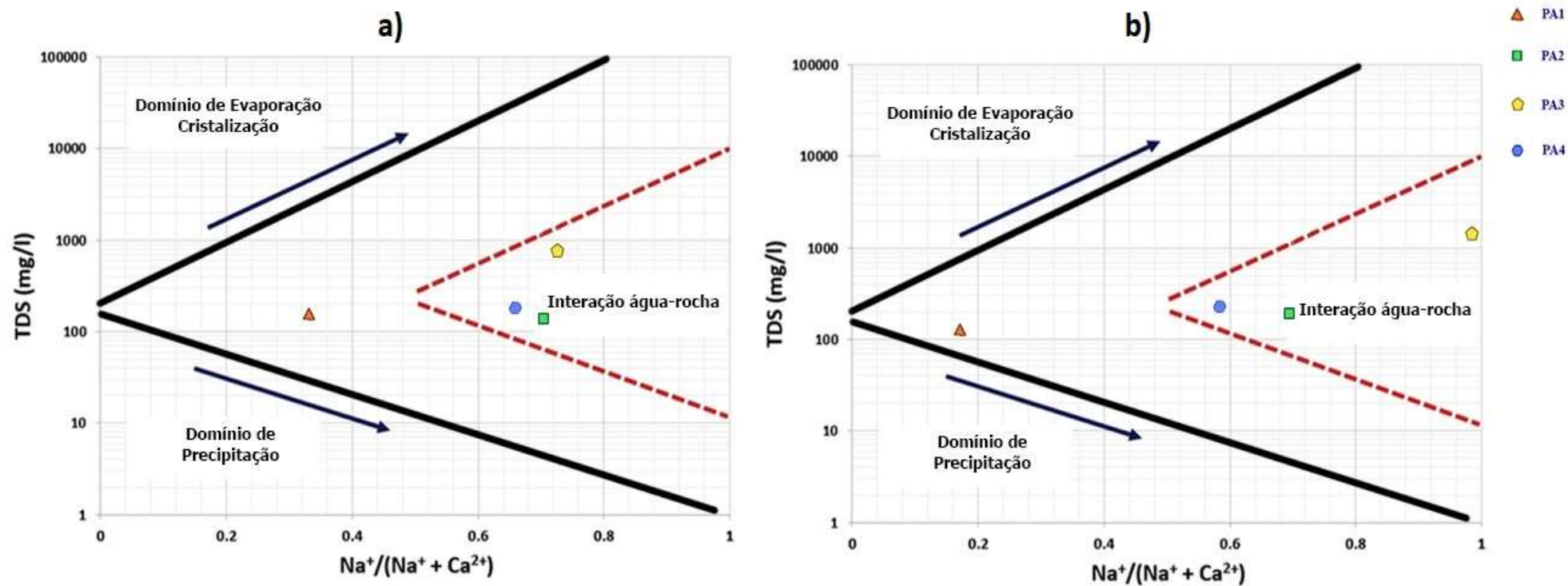
A composição catiônica das águas dos poços de aluvião é influenciada, principalmente, por processos de interação água-rocha, como está representado na Figura 15. Este fato também vai ao encontro dos resultados obtidos no diagrama de Piper (Figura 12), pois, verificou-se que o domínio catiônico é pouco influenciado pela alternância entre períodos secos e chuvoso.

Figura 15 - Diagrama de Gibbs (ânion) poços aluvionares nos respectivos períodos.



Fonte: O autor (2019).

Figura 16 - Diagrama de Gibbs (cátion) dos poços aluvionares nos respectivos períodos.



Fonte: O autor (2019).

4.5 Índices de estabilidade

4.5.1 *Índice de saturação de langelier*

A aplicação do ISL nas águas estudadas indicam que tanto os poços sob embasamento cristalino quanto os em aluvião apresentam águas corrosivas. Os resultados da aplicação do referido índice estão nas Tabelas B - 1 e B - 2, no apêndice B.

4.5.1.1 *Poços cristalinos*

De acordo com a Tabela B - 1, os aquíferos em litologia anisotrópica apresentam, em ambos os períodos analisados, águas com características corrosivas. Em dezembro de 2013, o ISL médio obtido foi de -1,63 ($\sigma = 1,25$), representando águas com suave tendência à corrosão. Em termos percentuais, 19% dos aquíferos apresentaram características balanceadas, ou seja, têm características próximas à neutralidade; 43%, tendência corrosiva suave e 38%, tendência corrosiva moderada.

Em setembro de 2014, o ISL médio verificado foi de -1,67 ($\sigma = 1,49$), enquadrando a água da região como de suave tendência à corrosão. No referido período, 7% dos aquíferos apresentaram tendência suave à incrustação, classificação não verificado no período anterior; 10% apresentam águas com características balanceadas; 53% apresentam suave tendência à corrosão e 30%, moderada tendência à corrosão.

Não foram identificadas variações temporais significantes entre os períodos estudados, apesar da verificação de intercalação de classes de certos poços entre os períodos. Comparando as diferentes unidades entre si, percebe-se que os poços do Batólito Rio Quixeramobim apresentaram a média de ISL mais próxima de zero, enquanto a maior média, em valores absolutos, foi obtida pelos poços situados na região de Juatama, apesar destes apresentarem composição química inferior à dos demais poços anisotrópicos. Tal comportamento se deve à baixa contribuição dos termos C e D no equacionamento do índice, os quais correspondem, respectivamente, à dureza de cálcio e à alcalinidade. Os baixos valores de dureza e alcalinidade indicam baixa capacidade de formação de depósitos de carbonato de cálcio e, por conseguinte, maior possibilidade da ocorrência de fenômenos corrosivos (ALSAQQAR *et al.*, 2014; SHAH *et al.*, 2019).

Medeiros *et al.* (2003) e Granjeiro *et al.* (2009) determinaram o ISL das águas subterrâneas da Chapada do Apodi, região que faz divisa entre os estados do Ceará e Rio Grande do Norte. Embora em litologia cristalina, as águas de substrato analisadas pelos autores

apresentaram ISL positivos, indicando uma tendência à deposição de carbonato de cálcio, o que condiz, segundo os autores, com a natureza geológica cárstica dos aquíferos. Já Embrapa (2008) indicou que todas as bacias hidrográficas de Sergipe apresentam tendência corrosivas; com relação às águas subterrâneas, mais de 55% das águas subterrâneas de Sergipe apresentam ISL negativos, ou seja, mais de 55% das águas subterrâneas de Sergipe apresentam tendências corrosivas.

4.5.1.2 Poços aluvionares

A Tabela B - 2 apresenta os valores do ISL para os poços aluvionares. Todos os poços apresentaram águas com tendência suave à corrosão em ambos os períodos estudados. O ISL médio foi de -1,1, tanto em outubro de 2011, quanto em janeiro de 2012, sendo os desvios padrão de 0,26 e 0,34 para os respectivos períodos.

Em comparação com os poços cristalinos, os aluvionares apresentaram média, em valores absolutos, levemente superior à dos poços de Acopiara e inferior à dos poços de Juatama. Novamente, os baixos valores de dureza e alcalinidade diminuem a capacidade de tais águas de formar incrustações de carbonato de cálcio, aumentando a possibilidade de ocorrência de fenômenos corrosivos.

4.5.2 Índice de Ryznar

As Tabelas B - 3 e B - 4, no apêndice B, apresentam os resultados obtidos com o Índice de Ryznar. Em conformidade com os resultados do Índice de Langelier, os resultados do IRy indicam que predominam, tanto nos poços sob embasamento cristalino quanto naqueles em *locus* aluvial, águas com tendências corrosivas, mesmo que em diferentes escalas, em todos os períodos analisados.

4.5.2.1 Poços cristalinos

De acordo com a Tabela B - 3, em dezembro de 2013, o valor médio obtido para o Índice de Ryznar foi de 9,53 ($\sigma = 2,20$), enquadrando os poços da região como de corrosão severa. Detalhadamente, para o referido período de estudo, 7,7% dos poços apresentaram características de pouca incrustação; 19,2%, de corrosão média; 23,1%, de corrosão elevada e 50% com características de corrosão severa.

Em setembro de 2014, o IRy médio verificado foi de 9,39 ($\sigma = 2,21$), enquadrando a água da região como corrosão severa. No referido período, 3,3% dos poços com características de incrustação média; 10%, pouca incrustação; 6,7%, corrosão média; 33,3%, corrosão elevada e 46,7% com características de corrosão severa. Novamente, não foram verificadas variações temporais significantes, salvo poucas mudanças na classificação dos poços entre os períodos estudados.

Os resultados do IRy apresentaram a mesma tendência do ISL, a região de Juatama apresentou valores de IRy acima das demais regiões. Devido à similaridade dos índices, infere-se que baixa dureza e alcalinidade de águas favorecem o potencial corrosivo destas. Ademais, de acordo com Shi (2018), o índice de Ryznar é bastante utilizado em certas regiões chinesas para prever o potencial corrosivo de água, limitando o uso dessas águas e impedindo a dissolução de materiais de concreto nas cidades.

Observando o disposto por Cavazzana *et al.* (2012) e Farias *et al.* (2016), o Índice de Ryznar é mais restrito do que o de Langelier, de modo a apresentar resultados mais extremos em relação ao ISL. O acréscimo de rigor apresentado pelo IRy explica a grande porcentagem da classe “corrosão severa” tanto nos aquíferos fissurais, quanto nos aluvionares.

4.5.2.2 Poços aluvionares

De acordo com a Tabela B - 4, os poços aluvionares apresentam águas enquadradas, principalmente, como de corrosão severa, embora haja poços enquadrados como de corrosão elevada. Em outubro de 2011, o IRy variou de 8,6 a 9,9, com um valor médio de 9,2 ($\sigma = 0,53$), o que classifica os aquíferos aluvionares, no referido período, como de águas com severo potencial corrosivo. Já em janeiro de 2012, o índice variou de 8,9 a 9,9, com um valor médio de 9,3 ($\sigma = 0,44$), classificando, novamente, os aquíferos como de águas com severo potencial corrosivo.

4.5.3 Índice de Puckorius

As Tabelas B - 5 e B - 6, no apêndice B, apresentam os resultados obtidos a partir da utilização do Índice de Puckorius nas águas estudadas. Tanto as águas em litologia cristalina, quanto as em *lócus* aluvial apresentam caráter corrosivo, em todos os períodos analisados. Contudo, comparando os resultados deste índice com os índices de Langelier e Ryznar, houve um aumento no número de poços com águas com características incrustativas, o que se deve ao

fato do índice considerar a quantidade máxima de carbonato de cálcio, através da alcalinidade total, que pode ser precipitada na água (SAIFELNASR *et al.*, 2013).

4.5.3.1 Poços cristalinos

De acordo com a Tabela B - 5, em dezembro de 2013, o PSI médio de todos os poços da região foi de 8,08 ($\sigma = 2,62$), caracterizando todos os poços como de águas com tendências à corrosão. No mesmo período, 38,5% dos poços se encontram no limiar de baixa corrosão e baixa incrustação e 61,5% dos poços apresentam características corrosivas.

Em setembro de 2014, o valor médio do PSI foi de 7,61 ($\sigma = 2,11$), enquadrando a região como de águas com tendências à corrosão. Em termos percentuais, 30% dos poços se apresentam no limiar corrosivo-incrustativo e 70% dos poços apresentam tendências corrosivas. Novamente, salvo algumas mudanças de enquadramento de classes entre os períodos, não foram identificadas variações temporais significantes.

A tendência observada no ISL e IRy também foi verificada e ainda mais evidenciada no PSI, a região de Juatama apresentou as águas com maior tendência à corrosão, enquanto as águas de Acopiara e do Batólito do Rio Quixeramobim apresentaram valores menores de PSI, apresentando, até mesmo, poços com águas com tendências incrustativas, o que se deve à ênfase maior na alcalinidade da água no cômputo do índice.

4.5.3.2 Poços aluvionares

A Tabela B - 6 apresenta os valores de PSI para os poços aluvionares. Todos os poços, em ambos os períodos analisados, apresentam águas com tendências corrosivas. Em outubro de 2011, o PSI variou de 7,6 a 9,5, com um valor médio de 8,5 ($\sigma = 0,65$); no período subsequente, o índice variou de 7,7 a 9,2, com uma média de 8,6 ($\sigma = 0,81$). Apesar das águas aluvionares apresentarem uma concentração de constituintes químicos menor que a das águas sob embasamento cristalino, a baixa concentração de cálcio das águas de aluvião é refletida nas características corrosivas evidenciadas pelos índices de estabilidade.

4.5.4 *Índice de agressividade*

As Tabelas B - 7 e B - 8, no Apêndice B, apresentam os resultados obtidos com o Índice de Agressividade. Os dois tipos de poços analisados apresentam águas classificadas, principalmente, como muito agressivas. Isso indica que tais águas, se em contato com material de cimento ou amianto, podem corroer o material liberando resíduos prejudiciais ao ser humano e ao meio ambiente. Apesar dos mais suscetíveis aos riscos que o amianto oferece serem trabalhadores que utilizam diretamente produtos à base desse material, foram verificadas alterações na qualidade da água de abastecimento de Bom Jesus da Serra, Bahia, devido a tubulações de amianto na região (MONIZ *et al.*, 2012). Cabe ressaltar que, em 2017, o Supremo Tribunal Federal decidiu pela proibição do uso do amianto em todo o território nacional (BRASIL, 2017).

4.5.4.1 *Poços cristalinos*

De acordo com os resultados, Tabela B - 7, os aquíferos em litologia cristalina foram classificados, principalmente, como de águas muito agressivas, ou seja, de elevado potencial corrosivo. Em dezembro de 2013, o IA médio obtido foi de 10,7 ($\sigma = 1,29$), enquadrando os poços da região como de águas moderadamente agressivas. No período, 23,1% dos poços foram classificados como de águas agressivas, ou seja, mais susceptíveis a fenômenos corrosivos; 65,4%, de águas moderadamente agressivas e 11,5%, de águas pouco agressivas, com maior potencial à incrustação.

No período de setembro de 2014, o IA médio teve valor de 10,7 ($\sigma = 1,29$), classificando os poços locais como de águas moderadamente agressiva. Detalhadamente, 26,7% dos poços foram classificados como de águas agressivas; 60%, de águas moderadamente agressivas e 13,3%, de águas pouco agressivas.

Fendekova *et al.* (2011) verificaram a corrosão de diversas estruturas de concreto (fundações de prédios, tanques de água, estruturas de pontes, dentre outros) por meio de águas com AI inferior a 10, na Slovakia. Tais efeitos também podem ocorrer com o uso das águas dos poços cristalinos aqui analisados.

4.5.4.2 Poços aluvionares

De acordo com a Tabela B - 8, que apresenta os resultados do IA para os aquíferos aluvionares, todos estes, em ambos os períodos estudados, apresentaram águas do tipo moderadamente agressivas. Em outubro de 2011, o IA variou de 10,5 a 11,2, com média de 10,9 ($\sigma = 0,29$). Já no período subsequente, o índice variou de 10,9 a 11,4, sendo a média no valor de 11,2 ($\sigma = 0,21$).

4.5.5 Índice de Larson-Skold

Diferentemente dos demais índices analisados, os quais se baseiam na presença ou não de íons cálcio na água para indicar possíveis fenômenos incrustativos ou, indiretamente, corrosivos, o Índice de Larson-Skold trabalha com uma razão entre íons corrosivos e incrustativos. Quanto maior a razão, maior o potencial corrosivo da água; quanto menor a razão, maior o potencial incrustativo da água (YOUSEFI *et al.*, 2016).

Os dados resultantes da aplicação do índice nas águas analisadas são apresentados nas Tabelas B - 9 e B - 10, no Apêndice B. Ambos os tipos de poços apresentam águas corrosivas, não havendo nenhum poço águas classificadas como de potencial incrustativo. Ng e Lin (2015) detectaram subprodutos de corrosão em águas de distribuição chinesas as quais apresentavam elevadas concentrações de cloretos e sulfatos, o que pode implicar a presença de subprodutos de corrosão nas águas subterrâneas da região caso elas sejam distribuídas por aparatos de ferro. Além disso, equipamentos industriais e de irrigação costumam perder eficiência, aumentar o uso de energia e até mesmo perder sua utilidade devido à corrosão por cloretos (SHAH *et al.*, 2019).

4.5.5.1 Poços cristalinos

De acordo com a Tabela B - 9, em dezembro de 2013, o ILSk médio para os poços da região foi de 8,2 ($\sigma = 8,35$), classificando a região como de águas com elevado potencial à corrosão. No período, 7,7% dos poços apresentaram baixo potencial corrosivo; 3,8%, potencial corrosivo significativo e 88,5%, elevado potencial corrosivo.

Em setembro de 2014, o ILSk médio foi de 8,2 ($\sigma = 8,37$), classificando, novamente, a região como de águas com elevado potencial corrosivo. Detalhadamente, 10% dos poços

estudados apresentam baixo potencial corrosivo e potencial corrosivo significativo, os 80% demais, elevado potencial corrosivo.

Os dados indicam que as águas de Acopiara e do Batólito do Rio Quixeramobim apresentam forte tendência à corrosão. Diferentemente do verificado nos demais índices de estabilidade, desta vez a região de Juatama apresentou os menores valores de ILSk, fato que condiz com a formulação do índice e com o menor conteúdo químico das águas de Juatama, ainda assim, a maioria dos poços da região apresentaram elevado potencial corrosivo.

4.5.5.2 Poços aluvionares

De acordo com a Tabela B - 10, que contém os resultados da aplicação do Índice de Larson-Skold nos aquíferos aluvionares, esses são classificados, principalmente, como de corrosão elevada.

Em outubro de 2011, o ILSk médio foi de 1,2 ($\sigma = 0,72$), enquadrando as águas dos poços de aluvião no limiar entre corrosão significativa e corrosão elevada. Já em janeiro de 2012, o ILSk médio foi de 5,2 ($\sigma = 7,62$), valor este muito acima do valor referente ao período anterior, o que se deve ao poço PA3, o qual apresentou um pico de concentração de cloreto, elevando o valor e a média do índice.

Nota-se também, que os poços aluvionares apresentaram valores do índice razoavelmente inferiores aos dos poços anisotrópicos, o que mostra a variação do conteúdo iônico referente aos íons cloreto, sulfato, carbonato e bicarbonato, entre esses tipos de águas subterrâneas.

4.6 Razões iônicas e índices de água para irrigação

4.6.1 Razão de adsorção de sódio

4.6.1.1 Poços cristalinos

Os resultados da RAS, indicados no Apêndice C, Tabela C - 1, mostram que, em ambos os períodos de estudo, as águas dos poços anisotrópicos oferecem um maior risco de salinização do que de sodificação do solo, embora, 46% e 40% dos poços analisados, para os respectivos períodos, apresentem alto ou muito alto risco de sodificação. Segundo Silva *et al.*

(2016), solos com elevada salinidade são problemas recorrentes em áreas semiáridas e áridas, como o nordeste brasileiro, devido às condições naturais somadas a irrigações sem estudo prévio e a drenagens pouco eficientes.

No período de dezembro de 2013, as águas da região apresentaram RAS variando de 1,5 a 24,7, com uma média de 6,5 ($\sigma = 5,35$). Já no período de setembro de 2014, as águas apresentaram uma leve melhora na RAS, a qual variou de 0,8 a 15,4, com média de 5,7 ($\sigma = 3,95$).

Juatama é a unidade com os poços mais bem classificados em relação a RAS. Foi verificada a ocorrência das classes C_4S_3 ou C_4S_4 somente nos poços P20 e P27, os demais apresentaram classificação entre C_1S_1 , C_2S_1 e C_3S_1 , estando a maioria nas duas primeiras classes. As unidades de Acopiara e do batólito do Rio Quixeramobim apresentaram classes variando entre C_4S_2 a C_4S_4 .

A Figura 16, representação gráfica dos resultados do Apêndice C1 através do gráfico da USSL, mostra a variação da classificação dos poços em ambos os períodos. Os pontos fora dos limites do gráfico são os que apresentam condutividade inferior à 100 ($\mu\text{S}/\text{cm}$) ou superior a 5000 ($\mu\text{S}/\text{cm}$). Cabe destacar que há pontos faltosos nos gráficos devido à elevada condutividade elétrica.

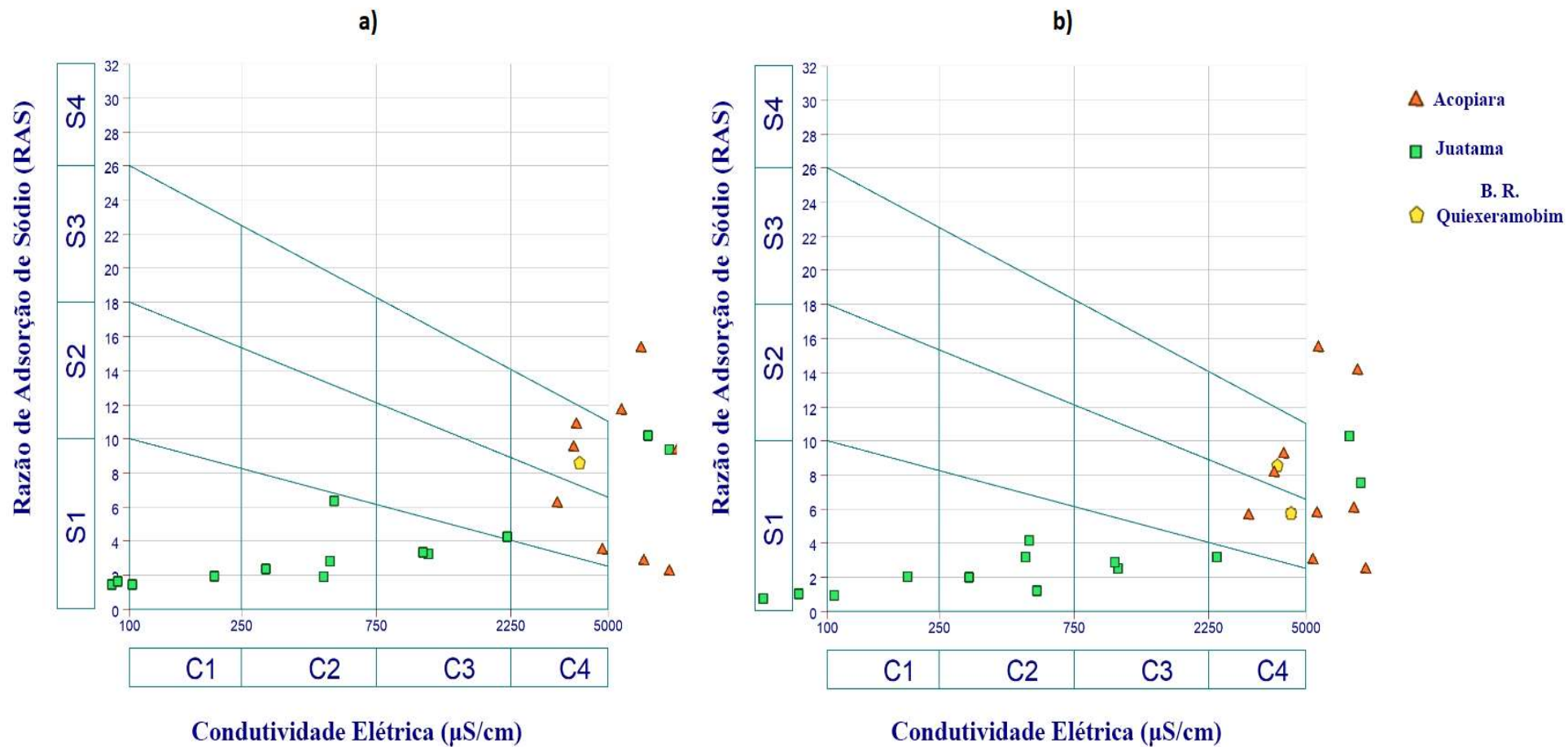
De acordo com a Figura 17, é possível observar a separação de classes entre os poços de Juatama e os das demais regiões. As águas de Acopiara e do Batólito Rio Quixeramobim apresentaram, em sua maioria, classificação C_4S_4 , indicando que seu uso na irrigação deve ser evitado ou devem ser tomadas medidas de correção de salinidade e de drenagem do solo. Apesar da classificação C_1S_1 de alguns poços de Juatama, ainda é necessário a avaliação das áreas irrigadas com as águas dos poços de baixa CE. De acordo com Meireles *et al.* (2007), águas com CE inferior a $50 \mu\text{S}\cdot\text{m}^{-1}$ e, particularmente, abaixo de $20 \mu\text{S}\cdot\text{m}^{-1}$ tendem a lixiviar os sais e minerais solúveis, reduzindo sua influência sobre a estabilidade dos agregados e estrutura do solo.

Segundo Ayers e Westcot (1999) e Almeida (2010), águas de classe C_1S_1 , não apresentam restrição de uso com relação a culturas e pouco provavelmente ocasionarão aumento da salinidade ou sodificação do solo, desde que não apresentem níveis muito baixos de CE. Por outro lado, os poços de classe C_3S_3 e classe C_4S_4 , são adequados somente a culturas resistentes ao conteúdo salino e sódico das águas, e só devem ser utilizadas em solos cuja drenagem seja eficiente e cuja permeabilidade seja elevada. Poços de classe C_2S_2 e C_3S_3 , devem

ser utilizados em solos com práticas adequadas de manejo, além de controle de salinidade com melhoradores químicos, por exemplo.

Estima-se que o semiárido nordestino tenha uma área de 91000 km² de solos afetados por sais. O aumento da população e a pressão econômica para produção alimentícia têm resultado na piora dos solos nordestinos, em virtude da expansão das áreas irrigadas em terras marginais, do uso de águas com alto teor salino e do inadequado manejo da água e do solo. É, portanto, imprescindível a avaliação da qualidade da água como medida preventiva dos processos de salinização gradativos pelo acúmulo de sais oriundos de irrigações sucessivas (FREIRE *et al.*, 2003). Dessa forma, somente poços de Juatama, não todos, estão adequados quanto à RAS para a irrigação local.

Figura 17 - Diagrama USSL dos poços cristalinos nos respectivos períodos.



Fonte: O autor (2019).

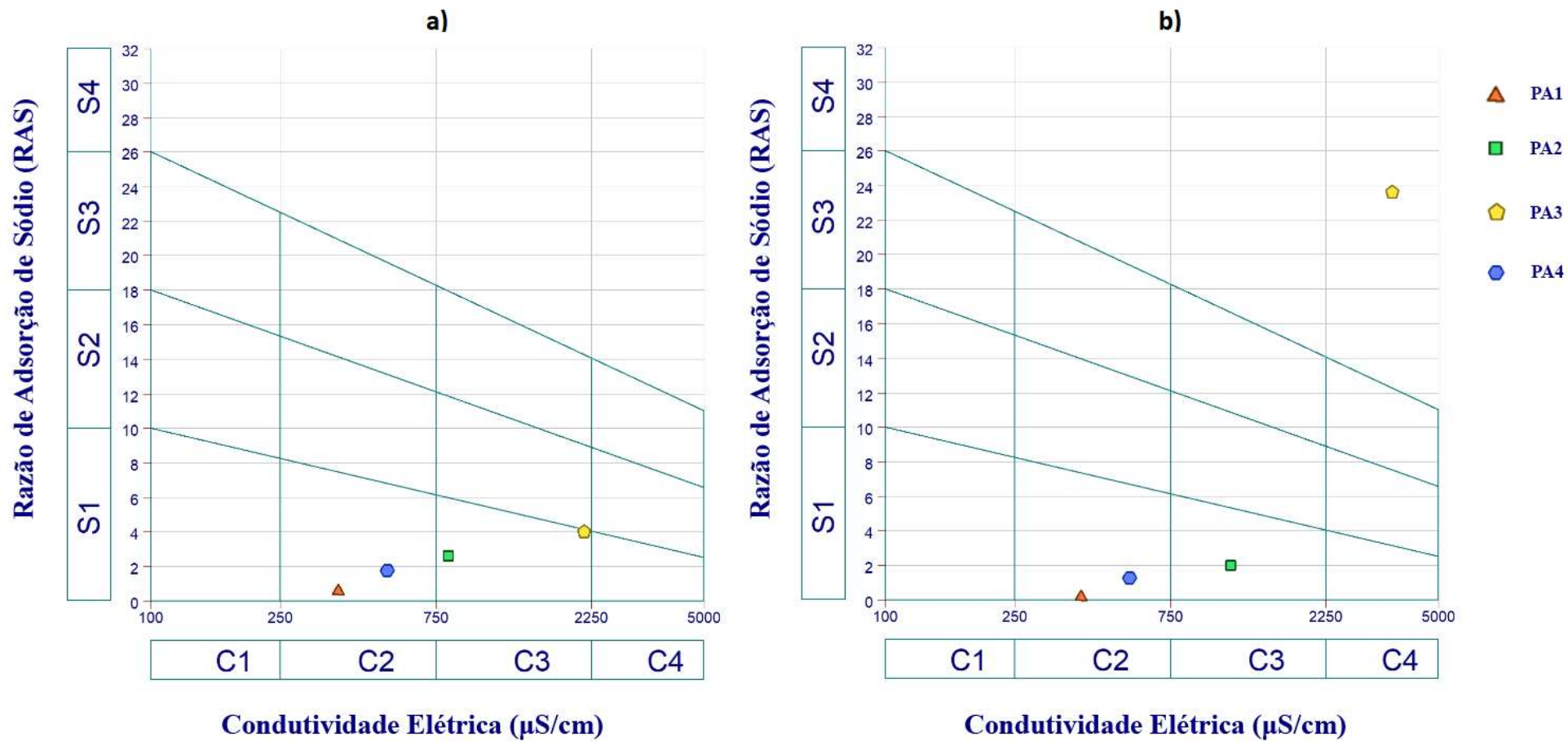
4.6.1.2 Poços aluvionares

Como mostrado na Tabela C - 2, tal qual os poços cristalinos, os aluvionares apresentam um maior risco de salinização do que de sodificação do solo. De uma forma geral, os poços em aluvião, com exceção do PA3, se mostraram uma boa fonte de água para irrigação. No período de outubro de 2011, a RAS variou de 0,6 a 2,6, com um valor médio de 2,2 ($\sigma = 1,45$), já no período subsequente, a razão variou de 0,2 a 23,6, com um valor médio de 6,8 ($\sigma = 11,25$).

As classes de salinização, que variaram entre C₂ e C₃, indicam que deve existir um certo controle de salinidade nos solos em que as águas forem usadas, ademais, as águas de classe C₃ não são indicadas aos cultivos pouco tolerantes à salinidade (ALMEIDA, 2010). Com relação às classes de sodificação, salvo o poço PA3 que apresenta classe S₄, no período de janeiro de 2012, os demais apresentam águas com baixa possibilidade de sodificação do solo.

A Figura 18, representação gráfica dos resultados do Apêndice C2, mostra a variação da classificação dos poços aluvionares em ambos os períodos. É de fácil percepção a mudança de classificação do poço PA3, que passou de C₃S₁ para C₄S₄, decorrente do aumento da CE do poço; o aumento da condutividade elétrica do poço PA2 no segundo período estudado e a manutenção da mesma classe dos poços PA1 e PA4. Vale ressaltar que há poços de Juatama de melhor classe do que os aluvionares.

Figura 18 - Diagrama da USSL para os poços aluvionares nos respectivos períodos.



Fonte: O autor (2019).

4.6.2 Residual carbonato de sódio

4.6.2.1 Poços cristalinos

A Tabela C - 3 apresenta os dados resultantes da aplicação do índice residual de carbonato de sódio nos poços anisotrópicos. No período de dezembro de 2013, o RCS variou entre -61,3 e 1,5, com uma média de -15,1 ($\sigma = 19,20$), resultando no enquadramento das águas como de aceitável uso. Já em setembro de 2014, o RCS variou entre -83,2 e 1,1, com um valor médio de -17,2 ($\sigma = 20,96$), enquadrando, novamente, as águas como de aceitável uso.

Ainda de acordo com o Apêndice, em ambos os períodos de estudo, 100% das análises obtiveram resultados de RCS inferiores a 1,25, ou seja, as águas da região apresentam concentração dos ânions carbonato e bicarbonato inferiores à dos cátions cálcio e magnésio, o que diminui a probabilidade de formação de precipitados carbonatados, tornando as águas seguras para uso em irrigação, levando em conta esse aspecto. Tais precipitados afetam a matéria orgânica do solo, empobrecendo-o, principalmente em condições de seca (BARIK *et al.*, 2019).

Audry e Suassuna (1995) analisaram águas de 711 poços no nordeste brasileiro e encontraram somente 17 poços (2,4%) com águas classificadas como inadequadas, $RCS > 2,5$. Os poços, localizados no município de Canindé, também se encontravam em litologia cristalina. Segundo os autores, o semiárido apresenta águas com baixa concentração de íons carbonato e bicarbonato, implicando em baixa precipitação de carbonatos prejudiciais ao solo e à cultivos.

4.6.2.2 Poços aluvionares

A Tabela C - 4 traz os resultados da aplicação CSR nos poços aluvionares. Assim como o acontecido com os poços anisotrópicos, 100% dos poços aluvionares apresentam águas classificadas como de nível aceitável, CSR inferior a 1,25, ou seja, há uma baixa probabilidade de precipitação de sais carbonatados no solo decorrente do uso de tais águas.

De acordo com Prasad *et al.* (2001), regiões que utilizam águas com elevados teores de carbonato de sódio residual e de sódio tendem a alcalinizar o solo, ocasionando efeitos tóxicos a cultivos ali presentes. Embora a região estudada conte com baixos teores de CSR, o elevado teor de sódio pode facilitar a precipitação e alcalinização dos solos na região.

4.6.3 Porcentagem de sódio

4.6.3.1 Poços cristalinos

Os resultados da aplicação da %Na, Apêndice C, Tabela C – 5, indicam a inadequação das águas de Acopiara e do Batólito do Rio Quixeramobim para uso em irrigação, fato devido à elevada condutividade elétrica das águas de tais unidades, que extrapolam 3000 ($\mu\text{S}/\text{cm}$). Por outro lado, Juatama apresenta águas, principalmente, excelentes com relação a esse índice.

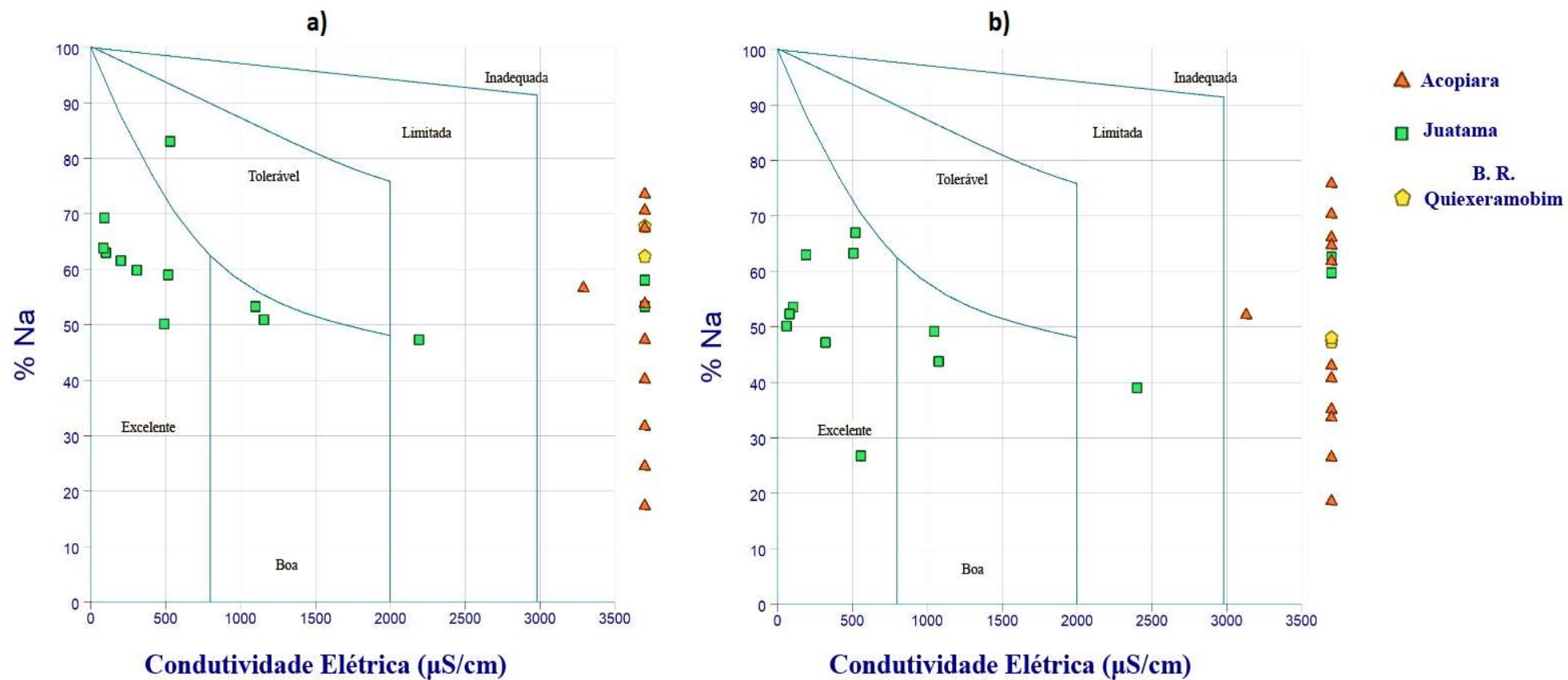
Em dezembro de 2013, a porcentagem de sódio variou de 17% a 83%, com um valor médio de 55,9% ($\sigma = 0,02$). Detalhadamente, 27,0% dos poços apresentam águas classificadas como excelentes; 7,7%, como boas; 3,8%, como toleráveis; 3,8%, como limitadas ou ruins e 57,7%, como inadequadas ou péssimas.

No período subsequente, o índice variou de 19% a 76%, com um valor médio de 50,1% ($\sigma = 0,13$). Em termos percentuais, 26,7% dos poços possuem águas classificadas como excelentes; 6,7%, como boas; 3,3%, como limitadas ou ruins e 63,3% são classificadas como inadequadas para uso em irrigação.

O diagrama de Wilcox aplicados aos poços fissurais pode ser visto na Figura 19. A mesma tendência é vista em ambos os períodos, Juatama apresentando águas de classe excelente e boa e Acopiara e Batólito do Rio Quixeramobim apresentando águas de classe Inadequada.

Aplicando o disposto por Falowo *et al.* (2017) nos poços da região, as águas de Juatama, por apresentarem classificação excelente, podem ser utilizadas a médio-longo prazo, com baixa probabilidade de interações danosas entre os íons presentes nas águas e os presentes no solo. Já de acordo com o disposto por Othman *et al* (2018), as águas dos demais poços analisados tendem a prejudicar o solo, uma vez que o excesso de sódio nas águas de irrigação tende a ser absorvido por partículas do solo, deslocando os íons de cálcio e magnésio ali presentes, ocasionando a redução da infiltração de água, a redução da condutividade hidráulica e a formação de crostas na superfície do solo.

Figura 19 - Diagrama de Wilcox para os poços cristalinos nos respectivos períodos.



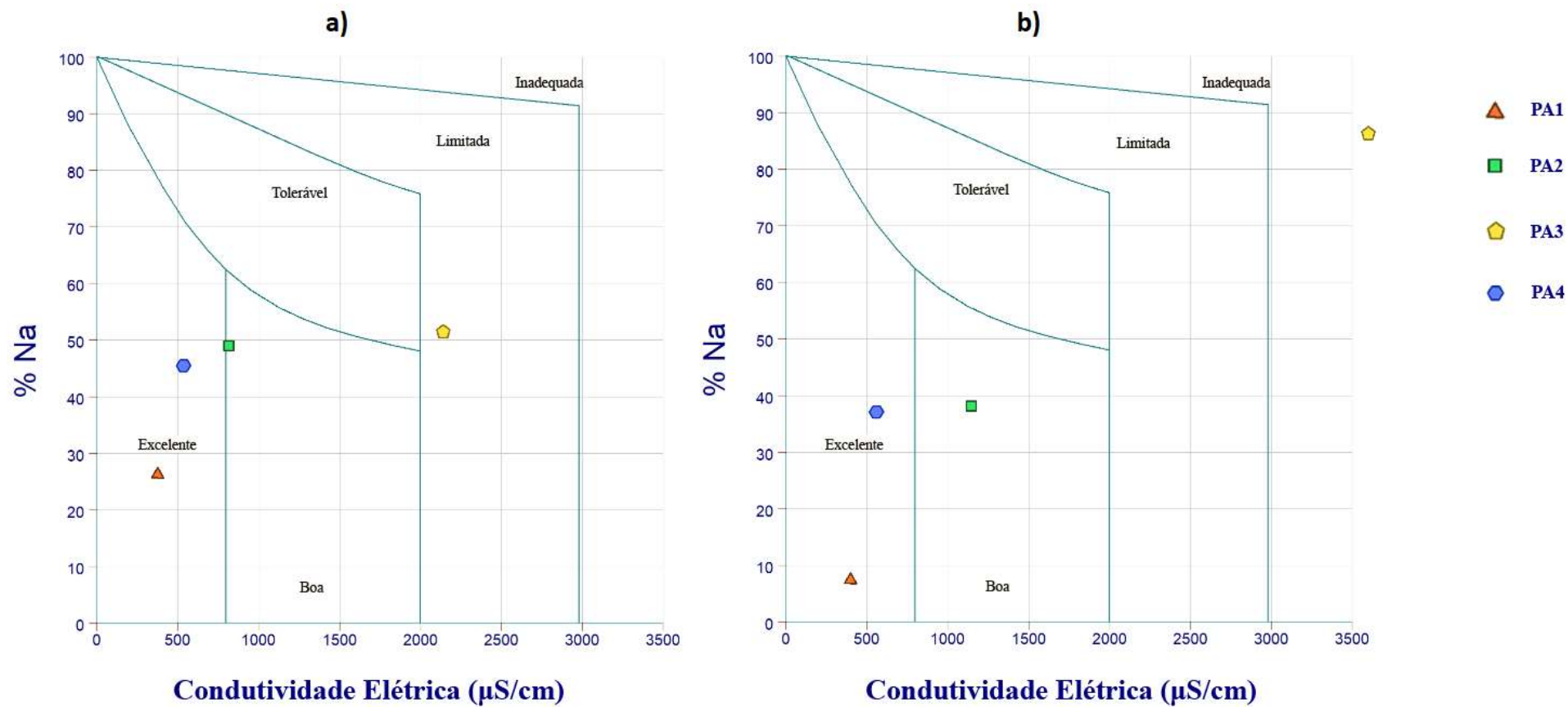
Fonte: O autor (2019).

4.6.3.2 Poços aluvionares

De acordo com os resultados apresentados na Tabela C - 6, no período de outubro de 2011, a %Na variou de 26,3% a 51,5%, com uma média de 43,1% ($\sigma = 11,4\%$), o que enquadra as águas da região no referido período como tolerável. Já em janeiro de 2012, o índice variou de 7,4% a 86,4%, com uma média de 42,3% ($\sigma = 32,6\%$), enquadrando as águas da região no período, novamente, como toleráveis. Ambas as médias foram influenciadas pelo poço PA3, o qual apresentou %Na bem acima dos demais poços.

A Figura 20 apresenta o diagrama de Wilcox para as águas em aluvião. Pode-se perceber que os poços PA1 e PA4 permaneceram na mesma classificação, excelente, embora tenha ocorrido uma diminuição na porcentagem de sódio entre os períodos. O poço PA3 também manteve sua classificação original, apesar de ter uma condutividade elétrica superior no período de janeiro de 2012. A principal diferença visível entre os diagramas veio do poço PA3, o qual apresentou um grande aumento de %Na e de CE, fazendo que sua classificação mudasse de tolerável para inadequada. O uso das águas do poço PA3 para irrigação não é recomendável, pois pode provocar o acúmulo de Na^+ no solo, com conseqüente dispersão das partículas que o compõem, favorecendo à erosão (SRIVASTAVA, 2019).

Figura 20 - Diagrama de Wilcox para os poços aluvionares nos respectivos períodos.



Fonte: O autor (2019).

4.6.1 *Índice de permeabilidade*

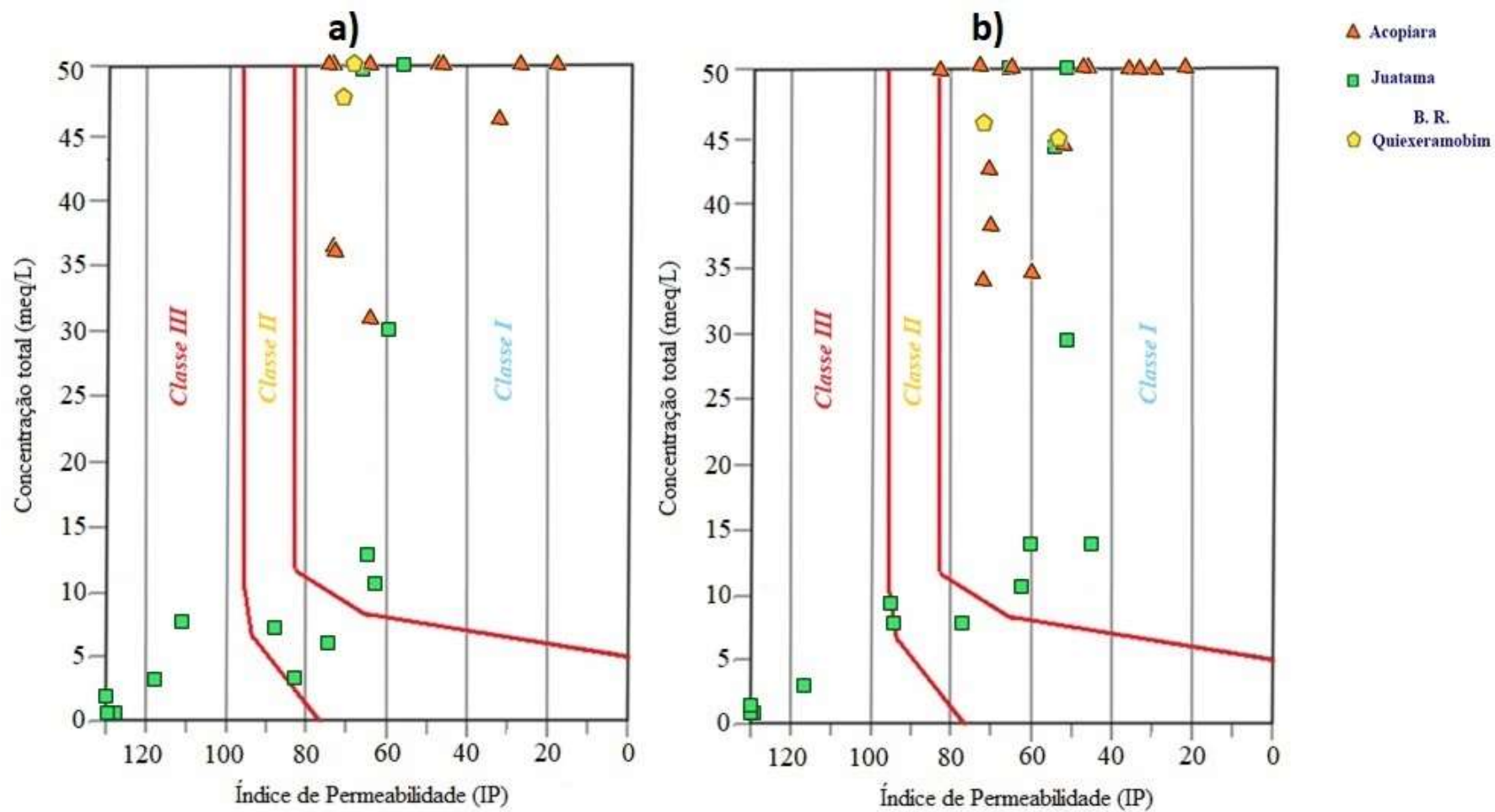
4.6.1.1 *Poços cristalinos*

De acordo com a Tabela C - 7, o qual traz os resultados da aplicação do índice nos aquíferos em litologia cristalina, as águas da região, em ambos os períodos analisados, são classificadas, principalmente, como excelentes em relação ao referido índice.

Em dezembro de 2013, o índice variou de 19% a 139%, com um valor médio de 46% ($\sigma = 32,0$). No período subsequente, o índice apresentou uma variação de 21% a 151%, com um valor médio de 69% ($\sigma = 33,0$). De acordo com *Faria et al.* (2008), a redução de infiltração de águas no solo é uma das principais consequências da utilização de águas com baixa qualidade, apesar disso, com exceção de alguns poços, as águas analisadas se mostram adequadas para uso com relação ao risco de afetar a permeabilidade do solo.

Através do diagrama de Doneen, Figura 21, percebe-se que a região de Juatama foi a que mais apresentou poços com águas inadequadas. De acordo com *Pearson* (2003), águas com excesso de íons sódio e baixas CE tendem a reduzir a permeabilidade do solo devido à facilidade na troca entre o sódio e outros íons e das partículas do solo. Embora as águas de Juatama não apresentem excesso de sódio em termos de legislação, a fração deste cátion em relação aos demais é grande, explicando o porquê do maior número de poços com águas inadequadas. As demais regiões apresentam poços com águas classificadas como excelentes.

Figura 21 - Diagrama de Doneen para os poços cristalinos nos respectivos períodos.



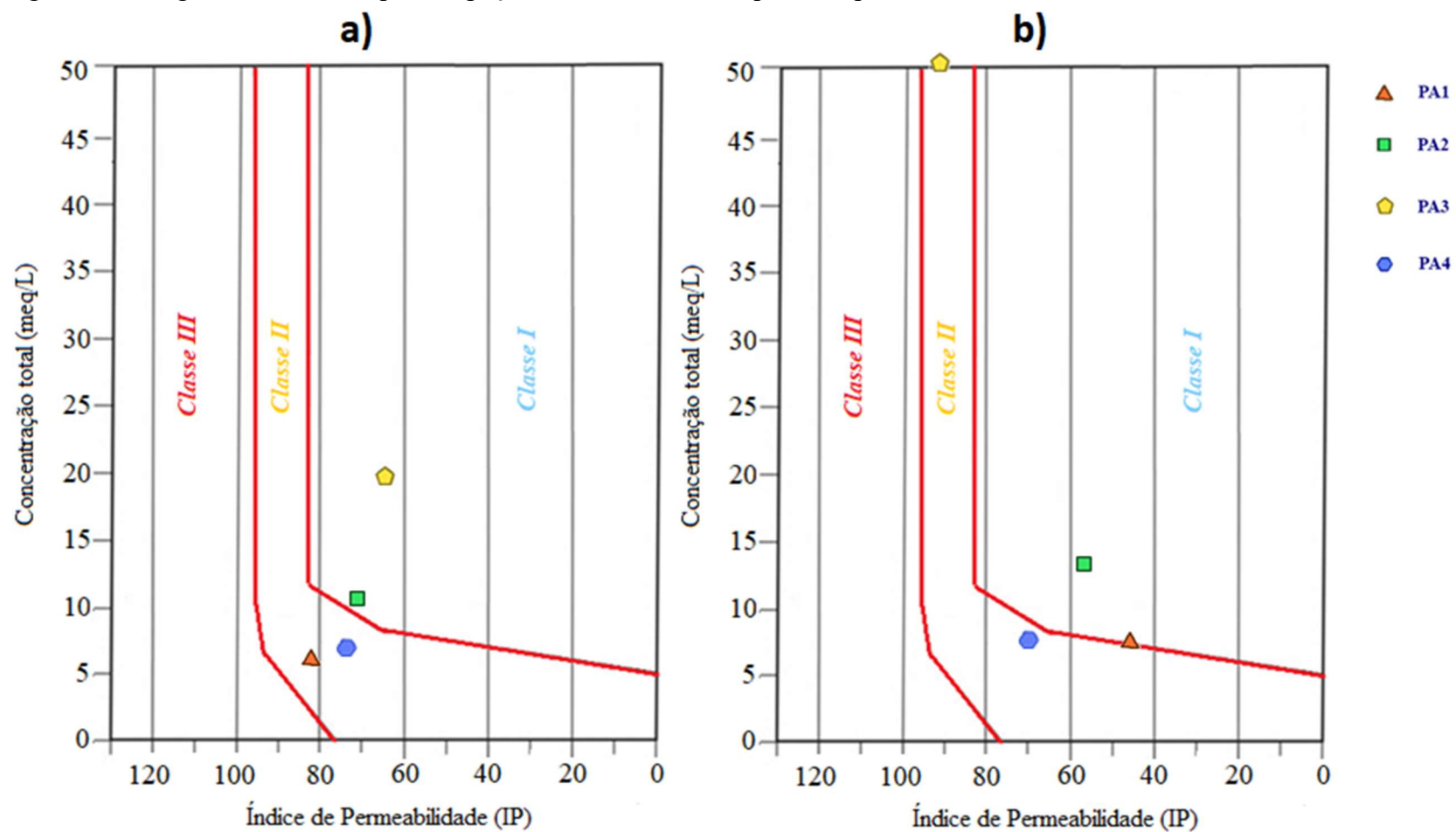
Fonte: O autor (2019).

4.6.1.2 Poços aluvionares

A Tabela C - 8 e a Figura 22 apresentam os resultados da aplicação do índice de permeabilidade nos aquíferos aluvionares. Em ambos os períodos, os poços em aluvião apresentaram águas com IP bom ou excelente. No período de outubro de 2011, o índice variou de 65% a 81%, com uma média de 70% ($\sigma = 6,6\%$); já em janeiro de 2012, o índice variou de 46% a 92%, com uma média de 70% ($\sigma = 19,6\%$).

A mesma restrição feita as águas de Juatama pode ser feita aos poços em aluvião classificados como de águas boas. Estes apresentam uma concentração de sódio superior à dos demais cátions, permitindo trocas mais fáceis com os íons das partículas de solo.

Figura 22 - Diagrama de Doneen para os poços aluvionares nos respectivos períodos.



Fonte: O autor (2019).

4.6.2 *Índice de Kelly*

4.6.2.1 *Poços cristalinos*

A Tabela C - 9 apresenta o resultado da utilização do índice de Kelly nos aquíferos fissurais. No período de dezembro de 2014, o IKy variou de 0,2 a 4,8, com uma média de 1,5 ($\sigma = 0,92$), o que enquadra as águas da região, no referido período, como de uso marginal, ou seja, o uso deve ser feito com cuidado, restrições, pois podem ocorrer trocas iônicas entre o sódio presente na água e os cátions do solo, ocasionado sua sodificação. Detalhadamente, 31% dos poços apresentam águas com uso recomendado; 42%, com uso marginal e 27%, com uso não recomendado.

Já no período de setembro de 2014, o índice variou de 0,2 a 3,1, com uma média de 1,1 ($\sigma = 0,64$), enquadrando, novamente, as águas como de uso marginal, no entanto, o índice médio e o desvio padrão para o período foram menores do que os do período anterior. Em termos percentuais, 60% das águas são classificadas como de uso recomendado; 30%, como de uso marginal e 10%, como de uso não recomendado.

O índice de Kelly é uma razão similar a RAS, ele indica uma prevalência do sódio em relação ao cálcio e magnésio, de modo que quanto maior a relação, mais restrito deve ser o uso da água, devido ao potencial risco de sodificação do solo (SHAH *et al.*, 2013). Fazendo uma comparação do IKy com a RAS, percebe-se que, com a exceção do poço P13, no período de dezembro de 2013, todos os poços que receberam classificação de uso não recomendado foram classificados como de alto risco de sodificação pela RAS. Isso demonstra uma compatibilidade entre os índices, de forma que um corrobora o outro.

4.6.2.2 *Poços aluvionares*

A Tabela C - 10 apresenta os resultados da aplicação do IKy nos aquíferos aluvionares. Com exceção do poço PA3, o qual foi classificado como de uso marginal e de uso não recomendado, nos respectivos períodos de estudo, os demais apresentam águas classificadas como de uso recomendado. No período de outubro de 2011, o índice variou de 0,3 a 1,0, com uma média de 0,8 ($\sigma = 0,3$), o que enquadra as águas da região como de uso recomendado. Já em janeiro de 2012, índice variou de 0,1 a 6,3, com uma média de 1,9 ($\sigma = 2,9$), enquadrando as águas da região, no período, como de uso marginal.

4.7 Índices de salinidade

4.7.1 IQNAS – Oliveira *et al.* (2007)

4.7.1.1 Poços cristalinos

Oliveira *et al.* (2007) propuseram um índice para avaliar as águas subterrâneas, em diferentes litologias, do estado da Bahia. A Tabela D – 1, no Apêndice D, apresenta os resultados da aplicação do referido índice nas águas dos aquíferos anisotrópicos estudados.

No período de dezembro de 2013, o índice variou de 0 a 117, com uma média de 36,5 ($\sigma = 32,53$), o que enquadra as águas como de qualidade ruim. Os percentuais para as classes foram: 50% péssima qualidade; 3,8% qualidade ruim; 7,7% qualidade razoável, 30,8% qualidade boa e 7,7% qualidade excelente.

No período de setembro de 2014, o índice variou de 0 a 113, com uma média de 42,9 ($\sigma = 38,25$), o que enquadra as águas como de qualidade razoável. Os percentuais para as classes foram: 40% péssima qualidade; 20,1% qualidade ruim; 3,3% qualidade razoável, 3,3% qualidade boa e 33,3% qualidade excelente.

Verificou-se que a unidade de Juatama obteve as melhores notas, apresentando classificação preponderante entre boa e ótima. Já as águas das demais unidades foram classificadas, principalmente, como de péssima qualidade. A diferença na qualidade das águas entre as unidades se deve à composição química das águas. Pode-se inferir que em Juatama há maior pluviosidade, devido a menor quantidade de constituintes químicos (notadamente de íons cloreto), ou fatores ligados ao clima e a variedade de composição das rochas constituintes tem pouca influência na composição química das águas desta unidade, por isso, a unidade foi melhor classificada.

Traçando um paralelo com os resultados obtidos por Oliveira *et al.*, percebe-se que a média do IQNAS para os aquíferos em litologia cristalina estudados pelos autores (43,7) é semelhante à do período de setembro de 2014 (42,9) e levemente superior à do período anterior (36,5), o que indica uma similaridade das águas em meio cristalino dos dois estados.

4.7.1.2 Poços aluvionares

A Tabela D – 2, no Apêndice D, apresenta os dados referentes a aplicação do índice de salinidade proposto por Oliveira *et al.* (2007) nos aquíferos aluvionares. Em geral, os aquíferos foram classificados como de boa qualidade, com exceção do poço PA3, o qual foi enquadrado como de qualidade ruim e razoável para os respectivos períodos analisados.

No período de outubro de 2011, o índice de salinidade variou de 25 a 64, com uma média de 50,7 ($\sigma = 17,35$), enquadrando as águas como de razoável qualidade. No período de janeiro de 2012, o índice variou de 48 a 67, com uma média de 57,8 ($\sigma = 7,90$), enquadrando as águas como de boa qualidade.

Comparando os resultados obtidos dos aquíferos aluvionares com os resultados obtidos por Oliveira *et al.* (2007), especificamente para os aquíferos em litologia sedimentar, verifica-se que os sedimentares obtiveram classificação relativamente superior à dos aluvionares, que apesar de estarem em litologia cristalina, apresentam um conteúdo salino inferior em relação aos poços cristalinos. A média do IQNAS para os aquíferos sedimentares foi de 83,0, enquanto à dos aluvionares foram, respectivamente, 50,7 e 57,8.

4.7.2 IQA – Yidana e Yidana (2010)

4.7.2.1 Poços cristalino

Conforme os resultados da aplicação do IQA proposto por Yidana e Yidana (2010), que se encontram no Apêndice D, Tabela D – 3, as águas dos aquíferos fissurais são classificadas, principalmente, como de qualidade ruim, boa e excelente, não havendo nenhum aquífero classificado como inadequado para uso.

No período de dezembro de 2013, o índice variou de 9 a 221, com uma média de 77,2 ($\sigma = 49,78$), o que enquadra as águas como de boa qualidade. Os percentuais para as classes foram: 30,8% excelente qualidade; 42,3% boa qualidade; 23,1% qualidade ruim e 3,8% qualidade muito ruim.

No período de setembro de 2014, o índice variou de 14 a 165, com uma média de 84,1 ($\sigma = 46,36$), enquadrando as águas, novamente, como de boa qualidade. Os percentuais

para as classes foram: 33,3% excelente qualidade; 26,7% boa qualidade e 40,0% qualidade ruim.

Assim como os resultados obtidos com o IQNAS, às águas de Juatama apresentaram melhor classificação, no entanto, as demais unidades, desta vez, apresentaram poços classificados como de qualidade boa. Isso decorre dos parâmetros utilizados no índice, seus pesos e os limites de permissibilidade dos parâmetros analisados determinados pela World Health Organization.

4.7.2.2 Poços aluvionares

A Tabela D – 4, no Apêndice D, apresenta os dados referentes a aplicação do índice de salinidade proposto por Yidana e Yidana (2009) nos aquíferos aluvionares. Todos os aquíferos, incluindo o PA3, foram classificados como de excelente qualidade.

No período de outubro de 2011, o índice de salinidade variou de 8 a 30, com uma média de 16,5 ($\sigma = 7,23$), enquadrando as águas como excelente qualidade. No período de janeiro de 2012, o índice variou de 12 a 27, com uma média de 19,0 ($\sigma = 9,71$), enquadrando as águas, novamente, como de excelente qualidade.

Comparando os resultados obtidos por Yidana e Yidana (2009) com os obtidos dos poços em lócus aluvial, percebe-se uma melhor qualidade dos últimos, embora, em termos de média, todos apresentem a classificação “excelente”. A média de IQAY obtida pelos autores para os 50 aquíferos estudados foi de 30,2, média maior que a obtida para os poços aluvionares, as quais foram de 16,5 e 19,0 nos respectivos períodos analisados.

4.7.3 IQA – Meireles et al. (2010)

4.7.3.1 Poços cristalinos

Meireles et al. (2010) propuseram um índice para avaliar as águas superficiais do semiárido cearense. A Tabela D - 5 apresenta os resultados da aplicação do referido índice nas águas dos aquíferos anisotrópicos estudados. De acordo com os resultados, as águas da região apresentam severa restrição para o uso humano e na irrigação, somente o aquífero P16 apresenta classificação “sem restrição” em ambos os períodos de estudo.

No período de dezembro de 2013, o índice variou de 0 a 95, com uma média de 29,0 ($\sigma = 31,37$), o que enquadra as águas como restrição severa. Os percentuais para as classes foram: 69,2% restrição severa; 7,7% alta restrição; 11,5% restrição moderada, 3,8% baixa restrição e 7,7% sem restrição.

No período de setembro de 2014, o índice variou de 0 a 91, com uma média de 27,5 ($\sigma = 29,90$), o que enquadra as águas, novamente, como de restrição severa. Os percentuais para as classes foram: 70,0% restrição severa; 6,7% alta restrição; 10,0% restrição moderada, 6,7% baixa restrição e 6,7% sem restrição.

Traçando um paralelo com os resultados obtidos por Meireles *et al.* (2010), percebe-se que, apesar da diferença de corpos hídricos, uma vez que os autores estudaram corpos hídricos superficiais, o Rio Acaraú apresentou águas classificadas, principalmente, como de severa restrição, assim como os aquíferos em litologia cristalina aqui estudados. De acordo com a autora, além de impróprias para consumo humano, águas com severa restrição de uso podem prejudicar a permeabilidade do solo, favorecendo a sua salinização.

4.7.3.2 Poços aluvionares

A Tabela D - 6 apresenta os dados referentes a aplicação do índice de salinidade proposto por Meireles *et al.* nos aquíferos em aluvião. Os aquíferos aluvionares, com exceção do PA3, o qual foi classificado, nos dois períodos estudados, como de restrição severa, são classificados, principalmente, como de restrição moderada e baixa restrição.

No período de outubro de 2011, o índice de salinidade variou de 10 a 94, com uma média de 60,2 ($\sigma = 36,23$), enquadrando as águas como de moderada restrição. No período de janeiro de 2012, o índice variou de 0 a 83, com uma média de 54,1 ($\sigma = 37,90$), enquadrando as águas, novamente, como de moderada restrição.

Os resultados de ambos os tipos de poços parecem estar associados aos elevados níveis de CE e das concentrações de Na^+ e Cl^- , no entanto, diferentes trabalhos já demonstraram a correlação entre a CE e a concentração desses íons em águas subterrâneas, como é o caso dos trabalhos de Lima *et al.* (2014) e de Nunes Filho *et al.* (2000). Diante disso, o uso de CE e das concentrações dos referidos íons na classificação das águas subterrâneas podem “inflar” sua classificação, tendo em vista o elevado valor de tais parâmetros nas águas analisadas, resultando em classes de qualidade distorcidas.

4.7.4 IQA – Araújo Neto *et al.* (2014)

4.7.4.1 Poços cristalinos

O índice de salinidade proposto por Araújo Neto, cujos dados estão apresentados na Tabela D - 7, indicou que as águas dos aquíferos fissurais são classificadas, principalmente, como de severa restrição para uso humano e de irrigação, o pior nível de classificação proposto pelos autores

No período de dezembro de 2013, o índice variou de 0 a 72, com uma média de 26,1 ($\sigma = 26,40$), o que enquadra as águas como de severa restrição. Os percentuais para as classes foram: 73,1% severa restrição; 11,5% alta restrição; 3,8% moderada restrição e 11,5% baixa restrição.

No período de setembro de 2014, o índice variou de 0 a 95, com uma média de 29,1 ($\sigma = 31,50$), o que enquadra as águas, novamente, como de severa restrição. Os percentuais para as classes foram: 76,7% severa restrição; 3,3% alta restrição; 13,35% baixa restrição e 6,7% sem restrição. Somente os poços P13 e P27 foram classificados como de águas sem restrição.

Somente os poços P16, P22, P23, P24 e P25 apresentam todos os quatro parâmetros exigidos pelo índice - concentração dos íons sódio, magnésio e cloreto, além da condutividade elétrica - dentro dos limites de enquadramento e utilização, os demais apresentam ao menos um dos parâmetros fora do limite. Na grande maioria, todos os parâmetros estão fora dos limites propostos pelos autores, comprometendo, assim, a classificação dos aquíferos e mostrando que o índice pode não ser adequado para classificar águas de substratos cristalinos. Cabe ressaltar que o mesmo problema de correlação de parâmetros verificado no índice de Meireles *et al.* (2010) também foi verificado no índice de Araújo Neto *et al.* (2014), ou seja, as classificações podem ser “infladas” quando as águas analisadas apresentam elevados teores de CE e de Na^+ e Cl^- , devido as correlações entre os parâmetros.

Ao aferirem a qualidade das águas superficiais de Banabuiú, Quixadá e Quixeramobim, os autores identificaram médio nível de salinidade de tais águas, do que resultou classificações de moderada restrição, sendo necessário o acompanhamento dos locais irrigados com as águas superficiais a fim de se evitar problemas futuros.

4.7.4.2 Poços aluvionares

A Tabela D – 8 apresenta os dados referentes a aplicação do índice de Araújo Neto nos aquíferos aluvionares. No período de outubro de 2011, o índice de salinidade variou de 38 a 78, com uma média de 58,4 ($\sigma = 17,90$), enquadrando as águas como de moderada restrição. No período de janeiro de 2012, o índice variou de 11 a 81, com uma média de 41,3 ($\sigma = 31,36$), enquadrando as águas como de alta restrição.

4.7.5 IQA – Sajitha e Vijayamma (2016)

4.7.5.1 Poços cristalinos

A Tabela D - 9 apresenta os dados referentes a utilização do IQA proposto por Sajitha e Vijayamma (2016) nos poços fissurais. Os resultados indicam que, em geral, as águas são impróprias ou de baixa qualidade para consumo humano, no entanto, os poços P15, P16, P18, P21, P22, P23, P24, P25 e P26, localizados em Juatama, apresentaram classificação boa ou excelente qualidade em ambos os períodos de estudo. Vale ressaltar que o poço P13 foi enquadrado como de excelente qualidade em dezembro de 2013, mas no período subsequente, foi enquadrado como de uso impróprio, o que se deve ao aumento substancial na composição salina de cada um dos parâmetros que compõem o IQAs.

No período de dezembro de 2013, o índice variou de 5 a 360, com uma média de 99,0 ($\sigma = 86,53$), o que enquadra as águas como de muito baixa qualidade. As classes obtidas foram: 30,8% excelente qualidade; 7,7% boa qualidade; 3,8% baixa qualidade; 11,5% muito baixa qualidade e 46,2% imprópria para uso.

No período de setembro de 2014, o índice variou de 6 a 256, com uma média de 105,4 ($\sigma = 74,78$), o que enquadra as águas como sendo impróprias para uso. Os percentuais para as classes foram: 23,3% excelente qualidade; 10,0% boa qualidade; 3,3% baixa qualidade; 10,0% muito baixa qualidade e 53,3% imprópria para uso.

4.7.5.2 Poços aluvionares

A Tabela D - 10 apresenta os dados referentes a aplicação do índice *Sajitha e Vijayamma* (2016) nos aquíferos aluvionares. Com a exceção do poço PA03, que em ambos os períodos obteve como classificação “baixa qualidade”, os demais poços foram classificados

como de “excelente qualidade”. No período de outubro de 2011, o índice de salinidade variou de 12 a 57, com uma média de 27,7 ($\sigma = 20,23$), enquadrando as águas como de excelente qualidade. No período de janeiro de 2012, o índice variou de 10 a 52, com uma média de 26,9 ($\sigma = 17,56$), enquadrando as águas, novamente, como de excelente qualidade.

4.8 Correlações entre os índices

A matriz de correlação de Pearson, instrumento estatístico comumente utilizado para determinar o grau de dependência entre duas variáveis, foi utilizada para estabelecer correlações entre os índices de estabilidade e de irrigação. O coeficiente de correlação de Pearson, r , varia de -1,0 a 1,0, em que -1.0 é uma correlação perfeita negativa, 1.0 é uma correlação perfeita positiva e 0.0 indica falta de correlação linear, podendo haver correlações não lineares. (ANWAR e VANITA, 2014; MENEZES *et al.*, 2014).

A matriz de correlações com os índices de estabilidade e irrigação, Tabela 30, indica forte correlações positivas entre os índices de estabilidade, de irrigação e de salinidade, notadamente entre ISL e AI ($r = 0,992$), PSI e IR_y ($r = 0,993$), IR_y e IP ($r = 0,983$), PSI e ISL_k ($r = 0,962$), AI e %Na ($r = 0,989$), RAS e ISL_k ($r = 0,986$), RAS e IK_y ($r = 0,972$), IQA_M e IQANS ($r = 983$), IQA_A e IQA_M ($r = 0,985$) e IQA_S e IQA_Y ($r = 988$). Os elevados coeficientes de correlação indicam índices com origem comum ou diferentes parâmetros que contribuem com a mesma tendência entre os diferentes índices (OBIEFUNA e ORAZULIKE, 2010).

Tabela 30 - Matriz de Pearson dos índices de estabilidade e irrigação.

	ISL	IRy	PSI	AI	ISLk	RAS	RCS	%Na	IP	IKy	IQNAS	IQA _Y	IQA _M	IQA _A	IQA _S	
ISL	1,000															
IRy	0,920	1,000														
PSI	0,906	0,993	1,000													
AI	0,992	0,924	0,910	1,000												
ISLk	0,816	0,958	0,962	0,821	1,000											
RAS	0,847	0,951	0,950	0,850	0,986	1,000										
RCS	0,941	0,776	0,759	0,939	0,602	0,635	1,000									
%Na	0,987	0,947	0,934	0,989	0,853	0,872	0,919	1,000								
IP	0,895	0,983	0,973	0,898	0,959	0,953	0,733	0,916	1,000							
IKy	0,821	0,896	0,884	0,824	0,942	0,972	0,600	0,839	0,903	1,000						
IQNAS	0,905	0,916	0,908	0,908	0,918	0,936	0,766	0,931	0,940	0,865	1,000					
IQA _Y	0,923	0,935	0,923	0,924	0,935	0,938	0,786	0,932	0,934	0,887	0,983	1,000				
IQA _M	0,842	0,960	0,972	0,847	0,947	0,922	0,692	0,884	0,916	0,838	0,983	0,952	1,000			
IQA _A	0,890	0,917	0,924	0,895	0,954	0,935	0,750	0,921	0,944	0,860	0,931	0,972	0,985	1,000		
IQA _S	0,884	0,971	0,976	0,888	0,970	0,966	0,715	0,907	0,945	0,921	0,981	0,988	0,964	0,979	1,000	

Fonte: O autor.

As equações que representam as correlações lineares entre os índices encontram-se na Tabela 31. De acordo com as equações de regressão obtidas, pode-se inferir que estas podem ser aplicadas para avaliar a qualidade das águas da região em diferentes aspectos, visto que as equações obtidas podem suprir a falta de certos parâmetros exigidos por alguns índices.

Este é o caso da correlação obtida entre o índice de Larson-Skold e a razão de adsorção de sódio, os quais apresentam computo com diferentes parâmetros. Na falta de um dos parâmetros exigidos pela RAS, utiliza-se o ILSk e a correlação correspondente entre os índices, obtendo-se assim um valor indicativo da RAS.

Tabela 31 - Equações de regressão entre diferentes índices de qualidade.

Equação de Regressão	R²
$AI = 1,01(ISL) + 12,32$	0,99
$PSI = 1,07(IR_y) - 2,19$	0,98
$IP = 0,14(IR_y) - 0,67$	0,96
$ISL_k = 3,52(PSI) - 20,21$	0,92
$\%Na = 0,11(AI) - 0,75$	0,97
$RAS = 0,60(ILSk) + 1,20$	0,97
$IK_y = 0,19(RAS) + 0,15$	0,94
$IQA_M = 0,93(IQNAS) + 7,05$	0,96
$IQA_A = 0,77(IQA_M) + 15,63$	0,96
$IQA_S = 1,57(IQA_Y) + 22,20$	0,97

Fonte: O autor (2019).

5 CONCLUSÃO

Este trabalho avaliou o conteúdo iônico de águas subterrâneas de porção do semiárido cearense. Abordou-se a relação entre composição química, índices iônicos e qualidade das águas. De acordo com os resultados obtidos e discutidos anteriormente, pontuam-se as seguintes conclusões:

1. Foi verificado que mais de 50% dos poços sob embasamento cristalino apresentaram todos os parâmetros dispostos na Portaria nº 05/2017, com exceção da concentração do íon fluoreto, fora dos limites permitidos. As águas dos depósitos em aluvião, por sua vez, são mais homogêneas. Com exceção do poço PA3, todos os demais apresentaram os parâmetros de potabilidade dentro dos limites da Portaria nº 05/2017.
2. Os principais íons maiores das águas foram sódio, cálcio cloreto e bicarbonato. Houve predominância de águas cloretadas sódicas e potássicas e cloretadas mistas na região de estudo. Foi verificada baixa variação aniônica, sendo o cloreto altamente estável nas águas da região devido à litologia local, contudo, alguns poços apresentaram um leve aumento na porcentagem de bicarbonato, o que se deve, provavelmente, a águas de chuva;
3. Todos os processos propostos por Gibbs afetam a composição química das águas dos poços fissurais. Com relação aos ânions predominam os processos de evaporação e cristalização e interação água-rocha, exceto para as águas de Juatama, em que o domínio preponderante é o de precipitação. Já no domínio catiônico prevalece o processo de interação água-rocha. O principal processo que influencia a composição química das águas em aluvião é a precipitação;
4. Quanto ao potencial de corrosão e de incrustação, depreende-se que as águas estudadas apresentam forte potencial corrosivo. Todos os índices empregados no estudo indicaram potencial corrosivo, sendo o índice de Larson-Skold, aquele que indicou o maior potencial de todos os índices.
5. A avaliação da adequabilidade das águas para irrigação mostrou que as águas de Acopiara e do Batólito do Rio Quixeramobim são inadequadas para irrigação. Já as águas de Juatama e dos poços em aluvião foram consideradas adequadas, desde que haja certos cuidados como drenagem do perímetro irrigado com tais águas.

6. Quanto aos índices de qualidade da água referentes ao conteúdo iônico, o IQNAS, o IQAY e o IQAS indicaram que Juatama apresenta águas subterrâneas de boa a excelente qualidade, por vezes, qualidade melhor que a dos poços em aluvião. Por outro lado, o IQAM e o IQAA, índices desenvolvidos para analisar a qualidade de águas superficiais, mostraram que as águas subterrâneas sob embasamento cristalino apresentam qualidade imprópria ou de severa restrição para uso em irrigação.
7. De acordo com os dados dos índices analisados, pode-se estabelecer a seguinte ordem de qualidade de água, da melhor para pior: Águas Juatama > Águas em aluvião > Águas do Batólito Rio Quixeramobim = Águas de Acopiara.
8. A matriz de correlação de Pearson e as equações de regressão linear indicam que os diferentes índices se relacionam entre si, podendo ser empregados para substituir outros índices, no caso de dados faltosos, por exemplo.

REFERÊNCIAS

- ABBASI, T.; ABBASSI, S. A. Water quality indices. **Environmental earth sciences**, v. 71, p. 4625 – 4628, 2014.
- ABIYE, T.; MASINDI, K.; MENGISTSU, H.; DEMLIE, M. Understanding the groundwater level fluctuations for better management of groundwater resource: a case in the Johannesburg region. **Groundwater for sustainable development**, v. 7, p. 1 – 7, 2018.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Panorama do enquadramento dos corpos de água e panorama da qualidade das águas subterrâneas no Brasil**. Brasília: ANA, 2007. 126 p.
- AGHAZADEH, N.; MOGADDAM, A. A. Assessment of groundwater quality and its suitability for drinking and agricultural uses in the Oshnavieh area, Northwest of Iran. **Journal of environmental protection**, v.1, p. 30 – 40, 2010.
- AGOSTINHO, L. L.; CAVALCANTI, B.; NASCIMENTO, L. Qualidade das águas subterrâneas da bacia do Piancó para uso municipal e de irrigação. **Águas subterrâneas**, 2008.
- AHAMED, A. J.; ANANTHAKRISHNAN, S.; LOGANATHAN, K.; MANIKANDAN, K. Assessment of groundwater quality for irrigation use in Alathur Block, Perambalur District, Tamilnadu, South India. **Applied water science**, v. 3, p. 763 – 771, 2013.
- AHMED, M. A.; SAMIE, S. G. A.; BADAWEY, H. A. Factors controlling mechanisms of groundwater salinization and hydrogeochemical processes in the Quaternary aquifer of the Eastern Nile Delta, Egypt. **Environmental earth sciences**, v. 68, p. 369 – 394, 2012.
- AL-MASHAGBAH, A. F.; Assessment of surface water quality of King Abdullah Canal, using physico-chemical characteristics and water quality index, Jordan. **Journal of water resource and protection**, v. 7, p. 339 – 352, 2015.
- ALMEIDA, A. R.; PARENTE, C. V.; ARTHAUD, M. H. **Programa geologia do Brasil, levantamentos geológicos básicos**. Fortaleza: CPRM, 2008.
- ALMEIDA, O. A. **Qualidade de água para irrigação. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária**. Cruz das Almas: Embrapa, 2010.
- AL-RAWAJFEH, A. E. **Modelling and simulation of CO₂ release in multiple effect distillers for seawater desalination**. Maastricht: Shaker Verlag, 2004.
- AL-RAWAJFEH, A. E.; AL-SHAMAILEH, E. M. Assessment of tap water resources quality and its potential of scale formation and corrosivity in Tafila province, South Jordan. **Desalination**, v. 206, p. 322-332, 2007.
- ALSAQQAR, A. S.; KHUDAIR, B. H.; ALI, S. K. Evaluating water stability índices from water treatment plants in Baghdad city. **Journal of water resource and protection**, v. 6; p. 1344 – 1351, 2014.
- ANDRADE, T. S.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; MONTENEGRO, A. A. A.; RODRIGUES, D. F. B. Variabilidade espaço-temporal da condutividade elétrica da água subterrânea na região semiárida de Pernambuco. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**, v. 16, p. 496 – 504, 2014.

ANWAR, K. M.; VANITTA, A. Analysis of groundwater quality using statistical techniques: a case study of aligarh city (India). **International journal of technical research and applications**, v. 2, p. 100 – 106, 2014.

APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st Edition, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC. 2005.

ARAÚJO FILHO, J. C. Relação solo e paisagem no bioma caatinga. **Geografia física aplicada**, v. 16, p. 54 - 78, 2011.

ARAÚJO NETO, J. R.; ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. C. M.; GUERREIRO, M. J. S.; PALÁCIO, H. A. Q. Proposta de índice da salinidade das águas superficiais de reservatórios do Ceará, Brasil. **Revista Agro@ambiente On-line**, v. 8, n. 2, p. 184-193, 2014.

ARAÚJO, A. L. **Mecanismos dominantes na salinização de água em rochas anisotrópicas com base em razões iônicas e número fuzzy, em área do sertão central no Ceará.** 2017. 181 f. Tese (Doutorado em geologia) - Programa de Pós-Graduação em Geologia. Hidrogeologia e Gestão Hidroambiental. Universidade Federal do Ceará – UFC, Fortaleza, 2017.

AUDRY, P.; SUASSUNA, J. A. **Salinidade das águas disponíveis para a pequena irrigação no sertão nordestino: Caracterização, Variação Sazonal, Limitações de uso.** Recife: CNPq, 1995.

AYERS R. S.; WESTCOTT, D. W. **Water quality for agriculture.** Rome: FAO. 1985.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura,** Campina Grande: UFPB, 1999.

BANERJEE, A. Groundwater Fluoride Contamination: A Reappraisal. **Geoscience Frontiers**, v. 6, p. 277 – 284, 2015.

BANKS, D.; ROBINS, N. **An introduction to groundwater in crystalline bedrock.** Norway: Norges geologiske undersokelse (NGU), 2002.

BARIK, R.; PATTANAYAK, S. K. Assessment of groundwater quality for the green space in the Rourkela city of Odisha, India. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 8, p. 428-438, 2019.

BARROSO, A. A. F.; GOMES, G. E.; LIMA, A. E. O.; PALÁCIO, H. A. Q.; LIMA, C. A. Avaliação da Qualidade da Água para Irrigação na Região Centro Sul do Estado do Ceará. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**, v.15, n.6, p.588–593, 2011.

BBS. **Annual agricultural statistics 2008.** Dhaka: Bangladesh Bureau of Statistics, 2009.

BENSON, A. S. **Evaluation of iron corrosion release models for water distribution systems.** 2009. 86 f. Dissertação de Mestrado (Master of Science in Environmental Sciences & Engineering). Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, 2009.

BRASIL. Ministério da Integração Nacional. Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste. **Resolução SUDENE N° 115/2017.** Dispõe sobre o acréscimo de municípios no semiárido.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução CONAMA N° 396**, de 03/04/2008. Dispõe sobre A classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento de águas subterrâneas e dá outras providências.

BRASIL. Ministério do Trabalho e Emprego. **Relação Anual de Informações Sociais – RAIS**. Disponível em: <<http://bi.mte.gov.br/bgcaged/login.php>>. Acesso em 10 fev. 2019.

BRASIL. Ministério da Saúde. 2011. Portaria n° 5 de 28 de setembro de 2017. **Dispõe sobre a consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde**. Brasília, DF: Diário Oficial da União n° 190, Seção 1, p. 360, 2017.

BRICKER, S. H.; BANKS, V. J.; GALIK, G.; TAPETE, D.; JONES, R. Accounting for groundwater in future city visions. **Land Use Policy**, v. 69, p. 618 – 630, 2017.

BUTLER, B. A.; FORD, R. G. Evaluating relationships between total dissolved solids (TDS) and total suspended Solids (TSS) in a mining-influenced watershed. **Mine water and the environment**, v. 37, p. 18-30, 2017.

CARRIER, M. C. **Handbook of air conditioning system design**. New York: McGraw-Hill Books. 1965.

CASARINI, D. C. P. Proposta do GT/CTCQA da resolução CONAMA sobre classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas. **AESAS**, p. 78 – 97, 2007.

CAVAZZANA, G. H.; LASTORIA, G.; GABAS, S. G.; BEZERRA, C. M. P. Análise de agressividade e incrustação das águas subterrâneas na região urbana de Campo Grande – MS. **Águas Subterrâneas**, v. 26, p. 83 – 97, 2012.

CAZAJEIRAS, C. C. A. **Qualidade e uso das águas subterrâneas e a relação com doenças de veiculação hídrica, região de Crajubar/CE**. 2007. 144 f. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Geologia) - Programa de Pesquisa e Pós-Graduação em Geologia, Universidade Federal do Ceará – UFC, Fortaleza, 2007.

CEARÁ. **Cenário atual dos recursos hídricos do Ceará**. Fortaleza: Inesp, 2008.

CEARÁ. **Plano territorial de desenvolvimento rural e sustentável: território sertão central**. Fortaleza: Assembleia Legislativa do Estado do Ceará, 2010.

CEDRAZ, M. **Gestão de recursos hídricos em regiões semiáridas**. Salvador: CYTED, 2002.

CERQUEIRAS, D. A. R. **Hidrogeoquímica das águas subterrâneas do município de Capim Grosso - Bahia, Brasil**. 2015. 119 f. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Geologia) - Programa de Pós-Graduação em Geologia do Instituto de Geociências da Universidade Federal da Bahia, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2015. 117 p.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Decisão de Diretoria n° 195-2005**. São Paulo, 2005.

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.

CHEN, Y.; CUI, Y.; BARRETT, A. G.; CHILLE, F.; LASSALLE, S. investigation of calcite precipitation tn the drainage system of railway tunnels. **Tunneling and underground space technology**, v. 84, p. 45 -55, 2019.

CHOI, J.; CHOI, B. G.; HONG, S. Effects of NF treated water on corrosion of pipe distribution system and its implications to blending with conventionally treated water. **Desalination**, v. 360, p. 138 – 145, 2015.

CHORAMIN, M.; HAJAVI, S.; HAMID, H.; ZAHEDASL, E.; TANHA, M. H. T. Evaluation of water resources in terms of corrosion and deposition potential on the aqueous structures by five common indicators (Case of study: Bahmanshir River). **WALIA Journal**, v. 34, p. 11-16, 2015.

COGERH. **Inventário Ambiental: Açude Banabuiú**. Fortaleza: Companhia de Gestão de Recursos Hídricos, 2011.

COGERH. **Relatório de Alocação Negociada de Água: Bacia do Banabuiú**. Fortaleza: Companhia de Gestão de Recursos Hídricos, 2010.

CPRM. **Geodiversidade do Estado do Ceará**. Fortaleza: CPRM, 2014.

CPRM. **Programa de Recenseamento de Fontes de Abastecimento por Águas Subterrâneas do Ceará – Diagnóstico Municipal de Banabuiú**. Fortaleza: CPRM, 1998.

CPRM. **Atlas Digital de Geologia e Recursos Minerais do Ceará**. Fortaleza: CPRM, 2003.

CONCEIÇÃO, F. T; MAZZINI, F; MORUZZI, R. B; NAVARRO, G. R. B. Influências naturais e antrópicas na qualidade da água subterrânea de poços de abastecimento público na área urbana de Marília (SP). **Revista brasileira de recursos hídricos**, v. 19, n. 3, p. 227-238, 2014.

COSTA, A. M. B; MELO, J. G.; SILVA, F. M. Aspectos da salinização das águas do aquífero cristalino no estado do Rio grande do Norte, nordeste do Brasil. **Águas Subterrâneas**, v. 20, p. 67 – 82, 2006.

CRUZ, M. A. S.; RESENDE, R. S.; AMORIM, J. R. A. **Regionalização de parâmetros de qualidade das águas subterrâneas para irrigação no estado de Sergipe: Boletim de pesquisa e desenvolvimento 36**. Aracajú, EMBRAPA, 2008.

DAS, S.; NAG, S. K. Deciphering groundwater quality for irrigation and domestic purposes – a case study in Suri I and II blocks, Birbhum District, West Bengal, India. **Journal of earth system science**, v. 5, p. 965 -992, 2015.

DAVIL, M. F.; MAHVI, A. H.; NOROUZI, M.; MAZLOOMI, S.; AMARLUI, A.; TARDASTI, A.; KARAMITABAR, Y; Survey of corrosion and scaling potential produced water from Ilam water treatment plant. **World applied science journal**, v. 13, p. 01 – 06, 2009.

DE LA MORA-OROZCO, LOPEZ, H. F.; ARIAS, H. R.; DURAN, A. C.; RIVERO, J. O. Developing a water quality index (WQI) for an irrigation Dam. **International journal of environmental research and public health**, v. 14, p. 438 – 448, 2017.

DEVESA, R.; DIETRICH, A. M.; Guidance for optimizing drinking water taste by adjusting mineralization as measured by total dissolved solids (TDS). **Desalination**, v. 439, p. 147 – 157, 2018.

DONEEN, L.D. Notes on water quality in agriculture. **Water science and engineering paper**, v. 401, p. 132 – 150, 1964.

EATON, F. M. Significance of carbonates in irrigation waters. **Soil science**, v. 59, n. 2, p. 123-134, 1950.

EDZWALD, J. K. **Water quality and treatment: Handbook on drinking water**. London: Water Works Association, 2011.

ELFIL, H.; HANNACHI, A. Reconsidering water scaling tendency assessment. **AIChE journal**, v. 52, p. 3583-3591, 2006.

EMBRAPA. **Qualidade de Água para fins de Irrigação: Conceitos Básicos e Práticos**. Petrolina: Embrapa, 2001.

FALOWO, O. O.; AKINDURENI, Y.; OJO, O. Irrigation and drinking water quality index determination for groundwater quality evaluation in Akoko Northwest and Northeast areas of Ondo State, Southwestern Nigeria. **American journal of water science and engineering**, v. 3, p. 50 – 60, 2017.

FARIA, F. H. S.; LIMA, L. A.; RIBEIRO, M. S.; SANTOS, S. R.; RIBEIRO, K. M. Avaliação da qualidade das águas subterrâneas para irrigação em Jaíba e Janaúba: sodicidade e alcalinidade. **Águas subterrâneas**, p. 21 – 35, 2008.

FARIAS, D. S. C. R.; FARIAS, S. A. R.; NETO, J. D. Análise de agressividade e incrustação de águas subterrâneas na região de Boa Vista PB. **Congresso técnico científico da engenharia e da agronomia CONTECC'**, p. 65 – 72, 2016.

FEITELSON, E. Impediments to the management of shared aquifers: A political economy perspective. **Hydrogeology journal**, v. 14, p. 319-329, 2006.

FEITOSA, F. A. C.; FILHO, J. M.; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J. G. A. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. Rio de Janeiro: CPRM, 2008.

FENDEKOVA, M.; MALIK, F.; KREMAR, D.; FENDEK, M.; ROHACIKOVA, A. Groundwater aggressiveness assessment according to EN 206-1: data, Methods and application on groundwater in the Hornia Nitra basin, Slovakia. **Environmental Earth sciences**, v. 64, p. 461 – 470, 2011.

FERREIRA, K. C. D.; LOPES, F. B.; ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. C. M.; SILVA, G. S. Adaptação do índice de qualidade de água da National Sanitation Foundation ao semiárido brasileiro. **Ciência agronômica**, v. 476, p. 277 – 286, 2015.

FERREIRA, R. S.; VEIGA, H. P.; SANTOS, R. G. B.; SAIA, A.; RODRIGUES, S. C.; BEZERRA, A. F. M.; HERMES, L. C.; MOURA, A.; CUNHA, L. H. Empowering brazilian northeast rural communities to desalinated drinking water access: Programa água doce. **The international desalination association**, p. 61 – 84, 2017.

FONTELLES, M. J.; SIMÕES, M. G.; FARIAS, S. H.; FONTELLES, R. G. S. Metodologia da pesquisa científica: diretrizes para elaboração de um protocolo de pesquisa. **Revista Paraense de medicina**, v. 23, n. 3, p. 69-76, Setembro, 2009.

FREIRE, M. B. G. S.; RUIZ, H. A.; RIBEIRO, M. R.; FERREIRA, P. A.; ALVAREZ V., V. H. & FREIRE, F. J. Estimativa do risco de sodificação de solos de Pernambuco pelo uso de águas salinas. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**, v. 7, p. 227-232, 2003.

FREITAS, F. P. A dominialidade das águas subterrâneas no Brasil à luz da constituição federal de 1988 e o caso do aquífero Guarani. **ABAS**, p. 10 – 25, 2006.

FUNCEME. **Calendário das Chuvas no Ceará**. Disponível em: <<http://www.funceme.br/app/calendario>>. Acesso em: 13 jun. 2018.

FUNCEME. **Para Entender Melhor a Previsão Meteorológica Para a Estação Chuvosa no Ceará**. Fortaleza: FUNCEME, 2009.

GASTMANS, D.; ALBERTO, M. C.; BUFON, A. G. M.; MORAES, F. T.; SANTOS, M. M.; SILVA, J. R. M.; CHANG, H. K. Implicações hidroquímicas da interação rocha-água: interpretações através da representação gráfica de análises químicas de águas subterrâneas. **ABAS**, v. 15, p. 37 – 55, 2005.

GUEDES, H. A. S.; SILVA, D. D.; ELESBON, A. A. A.; RIBEIRO, B. M.; MATOS, A. T.; SOARES, J. H. P. Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**, v.16, p.558-563. 2012

GIL, A. C. **Métodos e Técnicas de Pesquisa Social**. São Paulo: Atlas, 2008.

GOHAR, A. A.; CASHMAN, A.; WARD, F. A. Managing food and water security in small island states: new evidences from economic modelling of climate stressed groundwater resources. **Journal of hydrology**, v. 569, p. 239 – 251, 2018.

GONÇALVES, J. A. C.; SCUDINO, P. C. B.; SOBREIRA, F. G. Domínios hidrogeológicos no meio fissural do leste da Zona da Mata e extremo noroeste do estado do Rio de Janeiro. **Revista águas subterrâneas**, n. 17, p. 32 – 40, 2003.

GRANJEIRO, M. L.; SANTIAGO, M. M. F.; SILVA, C. M. S. V.; FRISCHKORN, H.; TEIXEIRA, Z. A.; FILHO, J. M. Razões iônicas e índices de Langelier e Larson no estudo hidrogeoquímico das águas subterrâneas de Quixeré – Ceará. **XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, p. 1 – 23, 2009.

GRANZIERA, M. L. M. **Direito de Águas: disciplina jurídica de águas doces**. São Paulo: Atlas. 2001.

HAMDI, M.; ZAGRRI, M. F.; JERBI, H.; TARHOUNI, J. Hydrogeochemical and isotopic investigation and water quality assessment of groundwater in the Sisseb El Alem Nadhour Saouaf Aquifer (SANS), Northeastern Tunisia. **Journal of African earth sciences**, v. 141, p. 148 – 163, 2018.

HOSEINZADEH, E.; YUSEFZADEH, A.; RAHIMI, N. Evaluation of corrosion and scaling potential of a water treatment plant. **Archives of hygiene sciences**, v. 2, p. 41–47, 2013.

HOWLADAR, M. F.; DEB, P.; MUZEMDER, A. S. H. Monitoring the underground roadway water quantity and quality for irrigation use around the Barapukuria Coal Mining Industry, Dinajpur, Bangladesh. **Groundwater for sustainable development**, v. 4, p. 23-34, 2017

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia Estatística. **Censo 2010**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/default.shtm>>. Acesso em: 21 out. 2018.

- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia Estatística. **Censo Agropecuário**. Rio de Janeiro, 1996.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia Estatística. **Censo Agropecuário**. Rio de Janeiro, 2006.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia Estatística. **Censo Agropecuário**. Rio de Janeiro, 2017.
- IMRAN, S. A.; DIETZ, J. D.; MUTOTI, G.; TAYLOR, J. S.; RANDALL, A. A. Modified Larsons ratio incorporating temperature, water age, and electroneutrality effects on red water release. **Journal of environmental engineering**, v. 131, n. 11, p. 1514-1520, 2005.
- INESP. **Instituto de Estudos e Pesquisa para o Desenvolvimento do Ceará: Caderno Regional da Sub-Bacia do Banabuiú**. Banabuiú: INESP, 2009.
- IPECE. **Anuário Estatístico do Ceará 2013**. Fortaleza: IPECE, 2013.
- IPECE. **Perfil Básico Municipal 2015**. Fortaleza: IPECE, 2015.
- IPECE. **Perfil Básico Municipal 2016**. Fortaleza: IPECE, 2016.
- JASMIN, I.; MALLIKARJUNA, P. Evaluation of groundwater suitability for irrigation in the araniar river basin, South India – a case study using gis approach. **Irrigation and drainage**, p. 141 – 160, 2015.
- JIANG, Y. China's Water Scarcity. **Journal of environmental management**, v. 90, p. 3185 - 3196, 2009.
- KALYANI, D. S.; RAJESH, V.; REDDI, E. U. B.; KUMAR, K. C.; RAO, S. S. Correlation between corrosion indices and corrosiveness of groundwater: a study with reference to selected areas of Krishna District, Andhra Pradesh, India. **Environmental earth sciences**, v. 76, p. 568 – 580, 2017.
- KELLEY, W. P. Use of saline water irrigation. **Soil Science**, v. 95, p. 385-391, 1963.
- KELLY, W. P. Permissible composition and concentration of irrigated waters. **Proceedings of the ASCF**, v. 607, p. 607 – 613, 1940.
- KHAN, T. A.; ADIL, A. M. Synthesis of parameters used to check the suitability of water for irrigation purposes. **International journal of environmental sciences**, v. 3, p. 191 – 208, 2013.
- KHANORANGA; KHALID, S. Na Assessment of groundwater quality for irrigation and drinking purposes around brick kilns in three districts of Balochistan Province, Pakistan, through water quality index and multivariate statistical approaches. **Journal of geochemical exploration**, v. 197, p. 14 – 26, 2018.
- KHRUEASOM, P.; PONGPULLPONSAK, A. The integrated model of the kolmogorov-Smirnov distribution-free statistic approach to process control and maintenance. **Journal of king Saud university – science**, v. 29, p. 182-190, 2017.
- KUMAR, P. J. S.; JAMES, E. J. Physicochemical parameters and their sources in groundwater in the Thirupathur region, Tamil Nadu, South India. **Applied water science** v. 3, p. 219–228, 2013.

- KUMAR, S. K.; RAMOHHAN, V.; SAHAYAM, J. D.; JEEVANADAM, M. Assessment of groundwater quality and hydrogeochemistry of Manimuktha River basin, Tamil Nadu, India. **Environmental monitoring and assessment**, v. 159, p. 341 – 351, 2009.
- KUNWAR, P. S.; MALIK, A.; MOHAN, D.; SINGH, V. K.; SINHA, S. Evaluation of groundwater quality in northern indo-gangetic alluvium region. **Environmental monitoring and assessment**, v. 112, p. 211 – 230, 2006.
- KURDI, M.; TABASI, S.; ESLAMKISH, T.; HEZARKHANI, A. Hydro-geochemical study to evaluate the suitability of water for irrigation purpose at Qareh Sou catchment, North of Iran. **Elixir geoscience**, v. 62, p. 17536 – 17541, 2013.
- LANGELIER, W. F. The analytical control of anticorrosion water treatment. **Journal of the American water works association**, v. 28, n. 10, p.1500-1521, 1936.
- LARSON, T. E; SKOLD, R.V. **Laboratory studies relating mineral quality of water to corrosion of steel and cast iron**. Illinois: State of Illinois, 1958.
- LIMA, J. O. G; FRANÇA, A. M. M.; LOIOLA, H. G. Implicações hidroquímicas da condutividade elétrica e do íon cloreto na qualidade de águas subterrâneas do semiárido cearense. **Revista virtual de química**, v. 6, p. 279 -292, 2014.
- LIMA, J. O. G.; LOPES, F. C. C.; LIMA, J. R. Hidroquímica do carbonato e bicarbonato: efeito na qualidade de águas subterrâneas em Crateús, Ceará, Brasil. **Ambiente e água**, v. 9, p. 540 – 549, 2014.
- LINKE, W. F.; SEIDELL, A. **Solubilities of inorganic and metal-organic compounds, 4th ed., Van Nostrand-Reinhold**. New York: DVAN Company, 1965.
- LIU, F.; SONG, X.; YANG, L.; ZHANG, D.; HAN, D.; MA, Y.; BU, H. Identifying the origin and geochemical evolution of groundwater using hydrochemistry and stable isotopes in the Subei Lake basin, Ordos energy base, Northwestern China. **Hydrology and earth system sciences**, v. 19, p. 551 -565, 2015.
- LIU, J.; WANG, Y.; YU, Z.; CAO, X.; TIAN, L.; SUN, S.; WU, P. A comprehensive analysis of blue water scarcity from the production, consumption and water transfer perspectives. **Ecological indicators**, v. 72, p. 870 – 880, 2017.
- LOGAN, J. Water analysis interpretation. **Agency for international development**, v. 328, p. 91 – 158, 1965.
- LYRA, D. H. S. Direito de acesso à água subterrânea: a constituição federal e os direitos fundamentais. **ABAS**, p. 45 – 61, 2015.
- LOPES, B. L.; ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. C.; BECKER, H.; BATISTA, A. A. Assessment of the water quality in a large reservoir in semiarid region of Brazil. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**, v. 18, p. 437 – 445, 2014.
- MANOJ, K.; GHOSH, S.; PADHY, P. K. Characterization and classification of hydrochemistry using multivariate graphical and hydrostatistical techniques. **Research journal of chemical sciences**, v. 3, p. 32 – 42, 2013.
- MATTOS, J. B.; CRUZ, M. J. M.; PAULA, F. C. F.; SALES, E. F. Tipologia hidrogeoquímica e qualidade das águas subterrâneas na área urbana do município de Lençóis, Bahia, Nordeste do Brasil. **Águas subterrâneas**, v. 33, p. 281 – 295, 2017.

MEDEIROS, J. F.; LISBOA, R. A.; OLIVEIRA, M.; JUNIOR, M. S.; ALVES, L. P. Caracterização das águas subterrâneas usadas para irrigação na área produtora de melão da Chapada do Apodi produtora de melão da Chapada do Apodi. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**, v. 7, p. 469 – 472, 2003.

MEIRELES, A.; ANDRADE, E. M.; CHAVES L.; FRISCHKORN, H.; CRISÓSTOMO, L. A. A new proposal of the classification of irrigation water. **Revista ciência agrônômica**, v. 41, n. 3, p. 349-357, 2010.

MEIRELES, A. C. M.; FRISCHKORN, H.; ANDRADE, E. M. Sazonalidade da qualidade das águas do açude Edson Queiroz, bacia do Acaraú, no Semiárido cearense. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 38, p. 25-31, 2007.

MELO, J. G.; VASCONCELOS, M. B.; MORAES, F.; MORAIS, S. D. O.; MEDEIROS, J. I. Aspectos da Salinização das Águas Subterrâneas na Borda Sul da Bacia Potiguar, RN. **Águas subterrâneas**, p. 32 – 41, 2008.

MENDO, J. I. **Análise das questões sobre os recursos hídricos subterrâneos do país**. Brasília: MMA, 2009.

MENESCAL, R. A., CRUZ, P. T., CARVALHO, R. V., FONTENELLE, A. S., OLIVEIRA, S. K. F. Uma metodologia para avaliação do potencial de risco em barragens do semi-árido. **Seminário nacional de grandes barragens**, p. 13 – 23, 2001.

MENEZES, J. P. C.; BERTOSSI, A. P. A.; SANTOS, A. R.; NEVES, R. A. Correlação entre uso da terra e água subterrânea. **Engenharia sanitária e ambiental**, v. 19, p. 173 – 186, 2014.

MESTRINHO, S. S. P. Fundamento da classificação da qualidade das águas subterrâneas. **ABAS**, v. 17, p. 16 – 20, 2012.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Vigilância e controle da Qualidade da Água para Consumo Humano**. 2006.

MIRZA, A. T. M.; RAHMAN, T.; SAADAT, A. H. M.; ISLAM, S.; AL-MANSUR, A.; AHME, S. Groundwater characterization and selection of suitable water type for irrigation in the western region of Bangladesh. **Applied water science**, v. 7, p. 233 – 243, 2014.

MIRZABEYGI, M.; YOUSEFI, N.; ABBASNIA, A.; YOUZI, H.; ALIKHANI, M.; MAHVI, A. H. Evaluation of groundwater quality and assessment of scaling potential and corrosiveness of water supply networks, Iran. **Journal of water supply research and technology**, v. 66, p. 416 – 425, 2016.

MMA. **Águas Subterrâneas: Um Recurso a Ser Conhecido e Protegido**. Brasília: MMA, 2007.

MME. **Geodiversidade do estado do Ceará**. Fortaleza: MME, 2014.

MOHAMMAD, R. A.; HAMED, A. E. N. Hydrochemical facies of groundwater in the Gaza Strip, Palestine. **Hydrological sciences journal**, v. 49, p. 359 -371, 2004.

MONIZ, M. A.; CASTRO, H. A.; PERES, F. Amianto, perigo e invisibilidade: percepção de riscos ambientais e à saúde de moradores do município de Bom Jesus da Serra/Bahia. **Ciência e Saúde coletiva**, v. 17, p. 327-336, 2012.

MORETTO, D. L.; PANTA, R. E.; COSTA, A. B.; LOBO, E. A. Calibração do índice de qualidade da água (IQA) com base na Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Acta liminologica brasiliensia**, p. 98 – 113, 2011.

MORSY, K. N.; MORSY, A. M.; HASSAN, A. E. Grounwater sustainability: opportunity out of threat. **Grounwater for sustainable development**, v. 7, p. 277 – 285, 2018.

MOUNTADAR, S.; YOUNSI, A.; HAYANI, A.; SINITI, M.; TAHIRI, S. Groundwater salinization process in the coastal aquifer Sidi Abed-Ouled Ghanem (Province of El Jadida, Morocco). **Journal of Africa earth sciences**, v. 147, p. 169 – 177, 2018.

MOURA, I. B. M. **Estudos das águas da bacia hidrográfica do rio Banabuiú no trecho entre Quixeramobim e Banabuiú – Ceará, Brasil**. 2013. 218 f. Tese (Doutorado em Geologia) - Programa de Pós-Graduação em Geologia, Hidrogeologia e Gestão Hidroambiental. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

MUSOLFF, A. Micropolluants: challenges in hydrogeology. **Hydrogeology journal**, p. 23 – 35, 2009.

NAG, S. K.; SUCHETANA, B. Groundwater quality and its suitability for irrigation and domestic purposes: a study in Rajnagar Block, Birbhum District, West Bengal, India. **Journal of earth science and climatic change**, v. 7, p. 1 – 15, 2016.

NUNES FILHO, J.; SOUSA, A. R.; SÁ, V. A. L.; LIMA, B. P. Relação entre a concentração de íons e a salinidade de águas superficiais e subterrâneas, visando à irrigação, no sertão de Pernambuco. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**, v. 4, p. 117 – 130, 2000.

OBIEFUNA, G. I.; ORAZULIKE, D. M. Physicochemical characteristics of groundwater quality of Yola Area, northeastern Nigeria. **Journal of applied sciences and environmental management**, v. 14, p. 5 – 11, 2010.

ODDO, J. E.; TOMSON, M. B. Why scale forms and how to predict It. **SPE production & facilities**, p. 47-54, February 1994. 31p.

OLIVEIRA, G. A.; NASCIMENTO, E. L.; ROSA, A. L. D.; LAUTHARTTE, L. C.; BASTOS, W. R.; BARROS, C. G. D.; CREMONESE, E. R.; BENT, A. Q.; MALM, O.; GEROGIN, J.; CORTI, A. M. Avaliação da qualidade da água subterrânea: Estudo de caso de Vilhena-RO. **Águas subterrâneas**, v. 29, p. 213 – 223, 2015.

OLIVEIRA, I. B.; NEGRÃO, F. I.; SILVA, A.G.L.S. Mapeamento dos aquíferos do Estado da Bahia utilizando o índice de qualidade natural das águas subterrâneas – IQNAS. **Águas subterrâneas**, v. 21, n. 1, p.123-137, 2007.

OSTER, J. D. Irrigation with poor quality water. **Agricultural water management**, v. 25, p. 271 - 297, 1994.

OTHMAN, A.; IBRAHEEM, I. M.; GHAZALA, H.; MESBAH, H.; DAHLIN, T. Hydrogeophysical and hydrochemical characteristics of Pliocene groundwater aquifer at the area northwest El Sadat city, West Nile Delta, Egypt. **Journal of africa earth sciences**, v. 150, p. 1 – 11, 2018.

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

PALADINO, O.; SEYEDSALEHI, M.; MASSABÒ, M. Probabilistic risk assessment of nitrate groundwater contamination from greenhouses in Albenga Plain (Liguria, Italy) using lysimeters. **Science of the total environment**, v. 634, p. 427 – 438, 2018.

PEARSON, K. E. **The basics of salinity and sodicity effects on soil physical properties.** 2003. 19 p.

PEREIRA, L.; SANTIAGO, M. M. F.; FRISCHKORN, H.; ARAÚJO, J. C.; LIMA, J. O. G. A Salinidade das águas superficiais e subterrâneas na bacia da Gameleira, município de Aiuba/CE. **Águas subterrâneas**, v.20, n.2, p. 9-18, 2006.

PESCE, S. F.; WUNDERLIN, D. A. Use of water quality indices to verify the impact of Cordoba City (Argentina) on Suquia River. **Water research**, v. 34, n. 1, p. 2915–2926, 2000.

PRASAD, A.; KUMAR, D.; SINGH, D. V. Effect of residual sodium carbonate in irrigation water on the soil sodication and yield of palmarosa (*Cymbopogon martinii*) and lemongrass (*cymbopogon flexuosus*). **Agricultural water management**, v. 50, p. 161 – 172, 2001.

PRISYAZHNIUK, V. A. Prognosticating scale-forming properties of water. **Applied thermal engineering**, v. 27, n. 8-9, p. 1637-1641, 2007.

QUEIROZ, M. L. N.; MEDEIROS, M. K. S.; FLORÊNCIO, F. D. C.; SOUZA, P. L. J. Análise da qualidade da água subterrânea utilizada no Abastecimento Urbano: um estudo de caso em poços tubulares no município de São Rafael/RN. **CONGEA**, v. 7, p. 10 – 16, 2016.

RAJU, N. J. Hydrogeochemical parameters for assessment of groundwater quality in the upper Gunjanaeru River basin, Cuddapah District, Andhra Pradesh, South India. **Environmental geology**, v. 52, p. 1067 – 1074, 2007.

RAO, N. S.; RAO, P. S.; REDDY, G. V.; NAGAMANI, M.; VIDYASAGAR, G.; SATYANARAYANA, N. L. V. V. Chemical characteristics of groundwater and assessment of groundwater quality in Varaha River Basin, Visakhapatnam District, Andhra Pradesh, India. **Environmental monitoring and assessment**, v. 184, p. 5189 – 5214, 2012.

REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Ed.). Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação. **São Paulo: USP/ABC, Escrituras Editoras**, Cap. 2, p. 39- 62, 1999.

REEDY, K. S. K. Assessment of groundwater quality for irrigation of Bhaskar Rao Kunta watershed, Nalgonda District, India. **International journal of water resources and environmental engineering**, v. 5, p. 418 – 425, 2013.

RICHARDS, L. A. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils: Agriculture handbook.** Washington: United States Department of Agriculture, 1954.

RITCHER, B. C., KREITLER, C. W. **Geochemical techniques for identifying sources of ground-water salinization.** New York: CRC Press, 1993.

ROCK, C. M.; DERY, J. L.; GOLDSTEIN, R. R.; ONUMAJURU, C.; BRASSILL, N.; ZOZAYA, S.; SURI, M. R. Understanding grower perceptions and attitudes on the use of nontraditional water sources, including reclaimed or recycled water in the semi-arid southwest United States. **Environmental research**, v. 170. p. 500 - 509, 2018.

ROSS, A. Speeding the transition towards integrated groundwater and surface water management in Australia. **Journal of hydrology**, v. 567, p. 1 – 10, 2018.

- SADASHIVAIAH, C.; RAMAKRISHNAIAH, C. R.; RANGANNA, G. Hydrochemical Analysis and Evaluation of Groundwater Quality in Tumkur Taluk, Karnataka State, India. **International journal of environmental research and public health**, v. 5, p. 158 – 164, 2008.
- SAIFELNASR, A.; BAKHEIT, M.; KAMAL, K.; LILA, A. Calcium carbonate scale formation, prediction and treatment. **International letters of chemistry, physics and astronomy**, v. 12, p. 47 – 58, 2013.
- SAJITHA V.; VIJAYAMMA, S. A. Study of physico-chemical parameters and pond water quality assessment by using water quality index at Athiyannoor Panchayath, Kerala, India. **Emergent life science research**, v. 2, n. 1, p. 46 - 51, 2016.
- SALATI, E.; LEAL, J. M.; CAMPOS, M. M. **Isótopos ambientais aplicados a um estudo hidrogeológico do Nordeste brasileiro**. Recife: SUDENE, 1979.
- SALIFU, M. Y. S. M.; OSAE, S. A. Y. S. The influence of the unsaturated zone on the high fluoride contents in groundwater in the Middle Voltaian Aquifers—the Gushegu District, Northern Region of Ghana. **Journal of hydrologic engineering**, p. 56 – 71, 2013.
- SANTIAGO, M. M. F.; TEIXEIRA, Z. A.; FRISCHKORN, H. As águas subterrâneas no cristalino do semiárido no Ceará-Brasil: o município de Tauá. **Groundwater and human development**, p. 81 – 93, 2002.
- SANTOS, A. C. **Noções de hidroquímica**. Fortaleza: CPRM, 2008.
- SANTOS, C. E. O.; PEIXOTO, J. S.; ALVES, J. P. H. Geoquímica das águas do reservatório Poção da Ribeira, Agreste Central de Sergipe. **Scientia plena**, v. 13, p. 181 – 192, 2017.
- SANTOS, J.; JOSÉ, A.; BARROS, J.; GENIVAL, L. S.; KAROLINA, J. F. S. B.; TAIUSKY, E. Uso racional da água: ações interdisciplinares em escola rural do semiárido brasileiro. **Ambiente & Água - an interdisciplinary journal of applied science**, v. 8, p. 11 – 19, 2013.
- SARAVANAN, K.; SRINIVASAMOORTHY, K.; PRAKASH, R.; GOPINATH, S.; SUMA, C. S. Na Evaluation of Hydrogeochemistry of Groundwater in Upper Vellar Sub – Basin Using Mireral Stability and Solute Transport Modelling. **Aquatic procedia**, v. 4, p. 1119 – 1125, 2015.
- SARNO, F.; CLARO, R. M.; LEVY, R. B.; BANDONI, D. H.; MONTEIRO, C. A. Estimated sodium intake for the brazillian population (2008 – 2009). **Revista saúde pública**, v. 47, p. 1 – 7, 2013.
- SCANLON, B. R.; FAUNT, C. C.; LONGUEVERGNE, L.; REEDY, R. C.; ALLEY, W. M.; MCGUIRE, V. L.; MCMAHON, P. B. Groundwater depletion and sustainability of irrigation in the US High Plains and Central Valley. **PNAS**, v. 109, p. 9320 – 9325, 2012.
- SHAH, M.; SINCAR, A.; VARSADA, R.; VAISHNANI, S.; SAVALIYA, U.; FALDU, M.; VAIDYA, D.; BHATTACHARYA, P. Assessment of geothermal water quality for industrial and irrigation purposes in the Unai geothermal field, Gujarat, India. **Groundwater for sustainable development**, v. 8, p. 59 – 68, 2019.
- SHAH, S. M.; MISTRY, N. J. Groundwater quality assessment for irrigation use in Vadodara District, Gujarat, India. **International journal of biological, biomolecular, agricultural, food and biotechnological engineering**, v. 7, p. 719 -724, 2013.

- SHANKAR, B. S. Determination of scaling and corrosion tendencies of water through the use of Langelier and Ryznar indices. **Scholars Journal of Engineering and Technology**, v. 2, p. 123 – 127, 2014.
- SHARMA, M.; CHAUDHRY, S. Assessment of ground water quality in vicinity of industries and along Yamuna river in Yamuna Nagar, Haryana, India. **Asian journal Of science and technology**, v. 4, p. 54 – 61, 2013.
- SHI, X.; WANG, Y.; JIAO, J. J.; ZHONG, J.; WEN, H.; DONG, R. Assessing major factors affecting shallow groundwater geochemical evolution in a highly urbanized coastal area of Shenzhen city, China. **Journal of geochemical exploration**, v. 184, p. 17 – 27, 2018.
- SHOUSE, P. J.; GOLDBERG, S.; SKAGGS, T. H.; SOPPE, R. W. O.; AYARS, J. E. Changes in spatial and temporal variability of SAR affected by shallow groundwater management of an irrigated field, California. **Agricultural water management**, v. 97, p. 673 – 680, 2010.
- SIEBERT, S.; BURKE, J.; FAURES, J. M.; FRENKEN, K.; HOOGEVEEN, J.; DOH, P.; PORTMANN, F. T. Groundwater use for irrigation. **Hydrology and earth system sciences**, v. 14, p. 1863 – 1880, 2010.
- SIEGLER, W. A.; EWING, S. A.; JONES, C. A.; PAYNL, R. A.; BROOKSHIRE, J. E. N.; KLASSEN, J. K.; SMITH, D. J.; WEISSMANN, G. S. Connections among soil, ground, and surface water chemistries characterize nitrogen loss from an agricultural landscape in the upper Missouri River basin. **Journal of hydrology**, v. 556, p. 247 – 261, 2017.
- SILVA, F. J. A.; ARAÚJO, A. L.; SOUZA, R. O. Águas subterrâneas no Ceará – poços instalados e salinidade. **Revista Tecnologia, UNIFOR**, v. 28, p. 136 – 159, 2007.
- SKILLMAN, H. L.; McDONALD, J. P.; STIFF, H. A. **A simple, accurate, fast method for calculating calcium sulfate solubility in oil field brine, Spring Meeting of the Southwestern District, Division of Production**. Texas: Lubock, 1969.
- SMEDEMA, L. K.; SHIATI, K. Irrigation and salinity: a perspective review of the salinity hazards of irrigation development in the arid zone. **Irrigation and drainage Systems**, v. 16, p. 161 – 174, 2002.
- SNYDER, L. R. Classification off the Solvent Properties of Common Liquids. **Journal of Chromatographic Science**, v. 16, p. 223–234, 1978.
- SREEDHAR, Y.; NAGARAJU, A. Groundwater quality around Tummalapalle área, Cuddapah District, Andhra Pradesh, India. **Applied water science**, v. 7, p. 4077 – 4089, 2017.
- SRIVASTAVA, S. K. assessment of groundwater quality for the suitability of irrigation and its impacts os crop yields in the Guna District, India. **Agricultural water management**, v. 216, p. 224 – 241, 2019.
- SWIETLIK, J.; RAZZYK-STANISLAWIAK, U.; PISZORA, P.; NAWROCKI, J. Corrosion in 620 drinking water pipes: the importance of green rusts. **Water research**, v. 46, p. 1-10, 2012.
- SZABOLCS, I.; DARAB, C. The influence of irrigation water of high sodium carbonate content of soils. **8th International Congress of ISSS, Trans.**, v. 2, p. 803–812, 1964.
- TAGHIPOUR, H.; SHAKERKHATIBI, M.; POURAKBAR, M.; BELVASI, M. Corrosion and scaling potential in drinking water distribution system of Tabriz, northwestern Iran. **Health promotion perspectives**, v. 2, p. 103 - 125, 2012.

TALABI, A. O.; AFOLAGBOYE, L. O.; ATURAMU, A. O.; OLOFINLADE, S. W. Suitability Evaluation of River Owan Water for irrigation. **Journal of environmental science, toxicology and food technology**, v. 11, p. 74 – 80, 2017.

TEIXEIRA, R. F. B. O fenômeno da brisa e sua relação com a chuva sobre Fortaleza-CE. **Revista brasileira de meteorologia**, v. 23, p. 282 – 291, 2008.

THUKRAL, A. K.; BHARDWAJ, R.; KAUR, R. Water Quality Indices. **Statistical Accounting of Water Resources**, v. 38, 138 – 155, 2004.

TOMAS, D.; CURLIN, M.; MARIC, A. K. Assessing the surface water status in Pannonian ecoregion by the water quality index model. **Ecological indicators**, v. 79, p. 182-190, 2017.

TORMAN, V. B. L; COSTER, R.; RIBOLDI, J. Normality of variables, diagnosis methods and comparison of some nonparametric tests by simulation. **HCPA**, v. 32, p. 227-234, 2012.

TORTAJADA, C. GOMEZ, F. G.; BISWAS, A. K.; BUURMAN, J. Water demand management strategies for water-scarce cities: the case of Spain. **Sustainable cities and societies**, v. 45, p. 649- 656, 2018.

TYAGI, S.; SHARMA, B. SINGH, P.; DOBHAL, R. Water quality assessment in terms of water quality index. **American journal of water resources**, v. 1, p. 34 -38, 2013.

UNESCO. **Groundwater and global change: Trends, Opportunities and Challenges**. Paris: UNESCO, 2012.

UNESCO. **Relatório Mundial das Nações Unidas Sobre o Desenvolvimento dos Recursos Hídricos 4**. Paris: UNESCO, 2012.

VADIATI, M.; MOGHADDAM, A. A.; NAKHAEI, M.; ADAMOWSKI, J.; AKBARZADEH, A. H. A fuzzy-logic based decision-making approach for identification of groundwater quality based on groundwater quality indices. **Journal of environmental management**, p. 19 – 33, 2016.

VAROL, S.; DAVRAZ, A. Evaluation of the groundwater quality with WQI (Water Quality Index) and multivariate analysis: a case study of the Tefenni plain (Burdur/Turkey). **Environmental earth sciences**, v. 73, p. 1725 – 1744, 2014.

VASCONCELOS, H. C.; FERNÁNDEZ-PÉREZ, B. M.; GONZÁLEZ, S.; SOUTO, R. M.; SANTANA, J. J. Characterization of the corrosive action of mineral waters from thermal sources: a case study at Azores Archipelago, Portugal. **Water**, v. 7, p. 3515-3530, 2015.

VSEVOLOZHISKY, V. A. Groundwater in sedimentary, metamorphic and volcanic rocks. **Hydrological cycle**, v. 4, p. 118 – 127, 2003.

WADA, Y.; BEEK, L. P. H. V.; KEMPEN, C. M. V.; RECKMAN, J. W. T. M.; VASAK, S.; BIERKEN, M. F. P. Global depletion of groundwater resources. **Hydrology and Land Surface Studies**, v. 37, p. 1 – 5, 2010.

WEN, X.; WU, Y.; SU, J.; ZHANG, Y.; LIU, F. Hydrochemical characteristics and salinity of groundwater in the Ejina Basin, Northwestern China. **Environmental geology**, v. 48, p. 665 – 675, 2005.

WILCOX, L.V. **Classification and use of irrigation water**. Washington: US department of agriculture, 1955.

WU, C.; WU, X.; QIAN, C.; ZHU, G. Hydrogeochemistry and Groundwater Quality Assessment of High Fluoride Levels in the Yanchi Endoheic Region, Northwest China. **Applied geochemistry**, v. 98, p. 404 – 417, 2018.

YIDANA, S.A.; YIDANA, A. Assessing water quality using water quality index and multivariate analysis. **Environmental earth sciences**, v. 59, n. 7, 1461-1473, 2010.

YOUSEFI, Z.; KAZEMI, F.; MOHAMMADPOUR, R. A. Assessment of scale formation and corro-sion of drinking water supplies in Ilam city (Iran). **Environmental Health Engineering and Management Journal**, v. 3, n. 2, p. 75 - 80, 2016.

ZHANG, Y.; GHYSELBRECHT, K.; MEESCHAERT, B.; PINOY, L.; VAN DER BRUGGEN, B. Electrodialysis on RO concentrate to improve water recovery in wastewater reclamation. **Journal of membrane science**, v. 378, n. 1, p. 101-110, 2011.

APÊNDICE A – POÇOS E SUAS CARACTERÍSTICAS

Tabela A -1 – Caracterização dos poços.

Poço	Latitude (UTM)	Longitude (UTM)	Tipo de Poço	Profundidade (m)	Tipo Litológico	Unidade geológica
P01	9449487,84	507273,49	Tubular	70,00	Cristalino	Acopiara
P02	9449070,17	507538,27	Tubular	62,00	Cristalino	Acopiara
P03	9448314,72	508739,14	Tubular	65,00	Cristalino	Acopiara
P04	9446207,33	514752,65	Tubular	55,00	Cristalino	Acopiara
P05	9439135,65	489762,72	Cacimba	19,00	Cristalino	Acopiara
P06	9437349,54	488983,83	Amazonas	8,00	Cristalino	Acopiara
P07	9446619,98	514558,75	Tubular	52,00	Cristalino	Acopiara
P08	9436140,36	494048,66	Tubular	70,00	Cristalino	Acopiara
P09	9439205,79	489864,05	Cacimba	6,00	Cristalino	Acopiara
P10	9440653,69	490923,09	Nascente	1,00	Cristalino	Acopiara
P11	9435546,93	487743,35	Tubular	50,00	Cristalino	Acopiara
P12	9418274,00	488242,00	Tubular	60,00	Cristalino	Acopiara
P13	9409757,00	490903,00	Tubular	62,00	Cristalino	Acopiara
P14	9406113,00	499575,00	Tubular	60,00	Cristalino	Acopiara
P15	9435543,46	485560,49	Tubular	34,50	Cristalino	Juatama
P16	9427888,41	482942,22	Tubular	65,00	Cristalino	Juatama
P17	9429523,85	479971,10	Tubular	65,00	Cristalino	Juatama
P18	9432400,85	479665,50	Tubular	33,00	Cristalino	Juatama
P19	9432560,33	497974,25	Tubular	65,00	Cristalino	Juatama
P20	9438311,15	493980,74	Tubular	50,00	Cristalino	Juatama
P21	9448292,31	514254,22	Tubular	70,00	Cristalino	Juatama
P22	9452300,66	509001,38	Tubular	65,00	Cristalino	Juatama
P23	9439228,75	489349,93	Nascente	0,50	Cristalino	Juatama
P24	9445157,02	515985,65	Tubular	45,00	Cristalino	Juatama
P25	9445860,17	514583,22	Tubular	60,00	Cristalino	Juatama
P26	9439143,81	489754,27	Tubular	72,00	Cristalino	Juatama
P27	9444017,86	515666,72	Tubular	80,00	Cristalino	Juatama
P28	9414600,00	495198,00	Tubular	78,00	Cristalino	Juatama
P29	9432477,48	498823,96	Tubular	91,00	Cristalino	Batólito Rio Quixeramobim
P30	9439932,57	491209,53	Nascente	0,80	Cristalino	Batólito Rio Quixeramobim
PA01	9415410,00	482374,00	Amazonas	1,50	Aluvionar	Acopiara
PA02	9398730,00	485156,00	Cacimba	4,75	Aluvionar	Acopiara
PA03	9412926,00	510522,00	Cacimba	2,50	Aluvionar	Acopiara
PA04	9434045,00	570137,00	Cacimba	15,00	Aluvionar	Acopiara

Fonte: O autor (2019).

APÊNDICE B – DADOS ÍNDICES DE ESTABILIDADE

Tabela B -1 – ISL embasamento cristalino.

Índice de Saturação de Langelier – Aquíferos Cristalinos							
Período	Poços	ISL	Classificação	Período	Poços	ISL	Classificação
Dez/2013	P01	-2,0	C. Suave	Set/2014	P01	-3,5	C. Moderada
Dez/2013	P02	-0,8	C. Suave	Set/2014	P02	-3,0	C. Moderada
Dez/2013	P03	-1,5	C. Suave	Set/2014	P03	-3,2	C. Moderada
Dez/2013	P04	-0,2	Balanceado	Set/2014	P04	0,0	Balanceado
Dez/2013	P05	-0,1	Balanceado	Set/2014	P05	-1,3	C. Suave
Dez/2013	P06	-0,6	C. Suave	Set/2014	P06	-1,9	C. Suave
Dez/2013	P07	-0,2	Balanceado	Set/2014	P07	0,0	Balanceado
Dez/2013	P08	-1,1	C. Suave	Set/2014	P08	-1,1	C. Suave
Dez/2013	P09	-0,7	C. Suave	Set/2014	P09	-1,1	C. Suave
Dez/2013	P10	-2,8	C. Moderada	Set/2014	P10	-2,3	C. Moderada
Dez/2013	P11	-0,7	C. Suave	Set/2014	P11	-1,6	C. Suave
Dez/2013	P12	-	-	Set/2014	P12	-0,9	C. Suave
Dez/2013	P13	-	-	Set/2014	P13	-0,5	C. Suave
Dez/2013	P14	-	-	Set/2014	P14	-1,9	C. Suave
Dez/2013	P15	-4,1	C. Moderada	Set/2014	P15	-3,6	C. Moderada
Dez/2013	P16	-2,2	C. Moderada	Set/2014	P16	-1,8	C. Suave
Dez/2013	P17	-2,2	C. Moderada	Set/2014	P17	-1,3	C. Suave
Dez/2013	P18	-2,2	C. Moderada	Set/2014	P18	-4,0	C. Moderada
Dez/2013	P19	-0,7	C. Suave	Set/2014	P19	-1,3	C. Suave
Dez/2013	P20	-0,5	Balanceado	Set/2014	P20	-1,0	C. Suave
Dez/2013	P21	-3,2	C. Moderada	Set/2014	P21	-5,0	C. Moderada
Dez/2013	P22	-1,5	C. Suave	Set/2014	P22	-0,9	C. Suave
Dez/2013	P23	-4,4	C. Moderada	Set/2014	P23	1,2	Inc. Suave
Dez/2013	P24	-2,8	C. Moderada	Set/2014	P24	-2,6	C. Moderada
Dez/2013	P25	-2,3	C. Moderada	Set/2014	P25	-1,6	C. Suave
Dez/2013	P26	-3,5	C. Moderada	Set/2014	P26	-4,3	C. Moderada
Dez/2013	P27	-1,1	C. Suave	Set/2014	P27	1,4	Inc. Suave
Dez/2013	P28	-	-	Set/2014	P28	-1,2	C. Suave
Dez/2013	P29	-0,4	Balanceado	Set/2014	P29	-0,4	Balanceado
Dez/2013	P30	-0,6	C. Suave	Set/2014	P30	-1,3	C. Suave

Fonte: O autor (2019).

Tabela B -2 – ISL embasamento aluvionar.

Índice de Saturação de Langelier – Aquíferos Aluvionares							
Período	Poços	ISL	Classificação	Período	Poços	ISL	Classificação
Out/2011	PA1	-1,0	C. Suave	Jan/2012	PA1	-0,8	C. Suave
Out/2011	PA2	-1,0	C. Suave	Jan/2012	PA2	-0,8	C. Suave
Out/2011	PA3	-0,9	C. Suave	Jan/2012	PA3	-1,1	C. Suave
Out/2011	PA4	-1,5	C. Suave	Jan/2012	PA4	-1,6	C. Suave

Fonte: O autor (2019).

Tabela B -3 – IRy embasamento cristalino.

Índice de Ryznar – Aquíferos Cristalinos							
Período	Poços	IRy	Classificação	Período	Poços	IRy	Classificação
Dez/2013	P01	10,0	C. Severa	Set/2014	P01	11,6	C. Severa
Dez/2013	P02	8,3	C. Elevada	Set/2014	P02	10,3	C. Severa
Dez/2013	P03	9,3	C. Severa	Set/2014	P03	10,8	C. Severa
Dez/2013	P04	7,1	C. Média	Set/2014	P04	6,8	P. Incrustação
Dez/2013	P05	6,9	P. Incrustação	Set/2014	P05	8,6	C. Elevada
Dez/2013	P06	7,9	C. Média	Set/2014	P06	9,4	C. Severa
Dez/2013	P07	6,9	P. Incrustação	Set/2014	P07	6,8	P. Incrustação
Dez/2013	P08	8,7	C. Elevada	Set/2014	P08	8,6	C. Elevada
Dez/2013	P09	7,9	C. Elevada	Set/2014	P09	8,2	C. Elevada
Dez/2013	P10	10,9	C. Severa	Set/2014	P10	10,1	C. Severa
Dez/2013	P11	7,3	C. Elevada	Set/2014	P11	8,5	C. Elevada
Dez/2013	P12	-	-	Set/2014	P12	7,9	C. Elevada
Dez/2013	P13	-	-	Set/2014	P13	7,4	C. Média
Dez/2013	P14	-	-	Set/2014	P14	9,2	C. Severa
Dez/2013	P15	13,8	C. Severa	Set/2014	P15	13,0	C. Severa
Dez/2013	P16	10,7	C. Severa	Set/2014	P16	10,3	C. Severa
Dez/2013	P17	10,9	C. Severa	Set/2014	P17	8,6	C. Elevada
Dez/2013	P18	11,3	C. Severa	Set/2014	P18	13,2	C. Severa
Dez/2013	P19	8,2	C. Elevada	Set/2014	P19	8,7	C. Elevada
Dez/2013	P20	7,4	C. Média	Set/2014	P20	7,9	C. Elevada
Dez/2013	P21	12,6	C. Severa	Set/2014	P21	14,7	C. Severa
Dez/2013	P22	9,5	C. Severa	Set/2014	P22	8,8	C. Elevada
Dez/2013	P23	13,0	C. Severa	Set/2014	P23	6,4	P. Incrustação
Dez/2013	P24	12,1	C. Severa	Set/2014	P24	10,1	C. Severa
Dez/2013	P25	11,1	C. Severa	Set/2014	P25	13,8	C. Severa
Dez/2013	P26	13,4	C. Severa	Set/2014	P26	5,5	Inc. Média
Dez/2013	P27	8,1	C. Elevada	Set/2014	P27	7,9	C. Elevada
Dez/2013	P28	-	-	Set/2014	P28	9,4	C. Severa
Dez/2013	P29	7,4	C. Média	Set/2014	P29	7,4	C. Média
Dez/2013	P30	7,3	C. Média	Set/2014	P30	8,6	C. Elevada

Fonte: O autor (2019).

Tabela B - 4 – IRy embasamento aluvionar.

Índice de Ryznar – Aquíferos Aluvionares							
Período	Poços	IRy	Classificação	Período	Poços	IRy	Classificação
Out/2011	PA1	9,3	C. Severa	Jan/2012	PA1	9,1	C. Severa
Out/2011	PA2	9,1	C. Severa	Jan/2012	PA2	8,9	C. Elevada
Out/2011	PA3	8,6	C. Elevada	Jan/2012	PA3	9,1	C. Severa
Out/2011	PA4	9,9	C. Severa	Jan/2012	PA4	9,9	C. Severa

Fonte: O autor (2019).

Tabela B -5 – PSI embasamento cristalino.

Índice de Puckorius – Aquíferos Cristalinos							
Período	Poços	PSI	Classificação	Período	Poços	PSI	Classificação
Dez/2013	P01	8,7	Tend. Corrosão	Set/2014	P01	8,6	Tend. Corrosão
Dez/2013	P02	7,3	Tend. Corrosão	Set/2014	P02	7,0	Tend. Corrosão
Dez/2013	P03	7,5	Tend. Corrosão	Set/2014	P03	6,9	Tend. Corrosão
Dez/2013	P04	5,7	Tend. Inc.	Set/2014	P04	5,7	Tend. Inc.
Dez/2013	P05	5,7	Tend. Inc.	Set/2014	P05	6,7	Tend. Corrosão
Dez/2013	P06	5,9	Tend. Inc.	Set/2014	P06	6,7	Tend. Corrosão
Dez/2013	P07	4,9	Tend. Inc.	Set/2014	P07	5,2	Tend. Inc.
Dez/2013	P08	7,4	Tend. Corrosão	Set/2014	P08	6,8	Tend. Corrosão
Dez/2013	P09	6,8	Tend. Corrosão	Set/2014	P09	6,6	Tend. Corrosão
Dez/2013	P10	8,6	Tend. Corrosão	Set/2014	P10	8,1	Tend. Corrosão
Dez/2013	P11	4,7	Tend. Inc.	Set/2014	P11	5,5	Tend. Inc.
Dez/2013	P12	-	-	Set/2014	P12	6,2	Tend. Inc.
Dez/2013	P13	-	-	Set/2014	P13	5,6	Tend. Inc.
Dez/2013	P14	-	-	Set/2014	P14	6,8	Tend. Corrosão
Dez/2013	P15	12,9	Tend. Corrosão	Set/2014	P15	11,9	Tend. Corrosão
Dez/2013	P16	9,4	Tend. Corrosão	Set/2014	P16	9,3	Tend. Corrosão
Dez/2013	P17	9,9	Tend. Corrosão	Set/2014	P17	6,7	Tend. Corrosão
Dez/2013	P18	10,9	Tend. Corrosão	Set/2014	P18	11,1	Tend. Corrosão
Dez/2013	P19	6,5	Tend. Inc.	Set/2014	P19	6,5	Tend. Inc.
Dez/2013	P20	5,4	Tend. Inc.	Set/2014	P20	5,5	Tend. Inc.
Dez/2013	P21	11,9	Tend. Corrosão	Set/2014	P21	12,8	Tend. Corrosão
Dez/2013	P22	8,3	Tend. Corrosão	Set/2014	P22	8,1	Tend. Corrosão
Dez/2013	P23	9,9	Tend. Corrosão	Set/2014	P23	7,2	Tend. Corrosão
Dez/2013	P24	11,9	Tend. Corrosão	Set/2014	P24	9,1	Tend. Corrosão
Dez/2013	P25	10,6	Tend. Corrosão	Set/2014	P25	9,6	Tend. Corrosão
Dez/2013	P26	13,1	Tend. Corrosão	Set/2014	P26	11,8	Tend. Corrosão
Dez/2013	P27	5,5	Tend. Inc.	Set/2014	P27	5,2	Tend. Inc.
Dez/2013	P28	-	-	Set/2014	P28	8,7	Tend. Corrosão
Dez/2013	P29	5,6	Tend. Inc.	Set/2014	P29	5,5	Tend. Inc.
Dez/2013	P30	5,0	Tend. Inc.	Set/2014	P30	6,7	Tend. Corrosão

Fonte: O autor (2019).

Tabela B - 6 – PSI embasamento aluvionar.

Índice de Puckorius – Aquíferos Aluvionares							
Período	Poços	PSI	Classificação	Período	Poços	PSI	Classificação
Out/2011	PA1	8,9	Tend. Corrosão	Jan/2012	PA1	8,8	Tend. Corrosão
Out/2011	PA2	8,6	Tend. Corrosão	Jan/2012	PA2	8,4	Tend. Corrosão
Out/2011	PA3	7,6	Tend. Corrosão	Jan/2012	PA3	7,7	Tend. Corrosão
Out/2011	PA4	9,5	Tend. Corrosão	Jan/2012	PA4	9,2	Tend. Corrosão

Fonte: O autor (2019).

Tabela B -7 – IA embasamento cristalino.

Índice de Agressividade – Aquíferos Cristalinos							
Período	Poços	IA	Classificação	Período	Poços	IA	Classificação
Dez/2013	P01	10,4	M. Agressiva	Set/2014	P01	8,8	Agressiva
Dez/2013	P02	11,5	M. Agressiva	Set/2014	P02	9,4	Agressiva
Dez/2013	P03	10,8	M. Agressiva	Set/2014	P03	9,1	Agressiva
Dez/2013	P04	12,1	P. Agressiva	Set/2014	P04	12,4	P. Agressiva
Dez/2013	P05	12,1	P. Agressiva	Set/2014	P05	11,1	M. Agressiva
Dez/2013	P06	11,7	M. Agressiva	Set/2014	P06	10,5	M. Agressiva
Dez/2013	P07	12,2	P. Agressiva	Set/2014	P07	12,3	P. Agressiva
Dez/2013	P08	11,2	M. Agressiva	Set/2014	P08	11,2	M. Agressiva
Dez/2013	P09	11,7	M. Agressiva	Set/2014	P09	11,3	M. Agressiva
Dez/2013	P10	9,5	Agressiva	Set/2014	P10	10,1	M. Agressiva
Dez/2013	P11	11,6	M. Agressiva	Set/2014	P11	10,7	M. Agressiva
Dez/2013	P12	-	-	Set/2014	P12	11,5	M. Agressiva
Dez/2013	P13	-	-	Set/2014	P13	11,8	M. Agressiva
Dez/2013	P14	-	-	Set/2014	P14	10,4	M. Agressiva
Dez/2013	P15	8,1	Agressiva	Set/2014	P15	8,5	Agressiva
Dez/2013	P16	10,0	M. Agressiva	Set/2014	P16	10,4	M. Agressiva
Dez/2013	P17	10,1	M. Agressiva	Set/2014	P17	11,1	M. Agressiva
Dez/2013	P18	10,1	M. Agressiva	Set/2014	P18	8,3	Agressiva
Dez/2013	P19	11,5	M. Agressiva	Set/2014	P19	11,0	M. Agressiva
Dez/2013	P20	11,9	M. Agressiva	Set/2014	P20	11,3	M. Agressiva
Dez/2013	P21	9,1	Agressiva	Set/2014	P21	7,3	Agressiva
Dez/2013	P22	10,8	M. Agressiva	Set/2014	P22	11,4	M. Agressiva
Dez/2013	P23	7,8	Agressiva	Set/2014	P23	13,4	P. Agressiva
Dez/2013	P24	9,5	Agressiva	Set/2014	P24	9,7	Agressiva
Dez/2013	P25	10,0	M. Agressiva	Set/2014	P25	10,7	M. Agressiva
Dez/2013	P26	8,8	Agressiva	Set/2014	P26	8,0	Agressiva
Dez/2013	P27	11,3	M. Agressiva	Set/2014	P27	13,7	P. Agressiva
Dez/2013	P28	-	-	Set/2014	P28	11,1	M. Agressiva
Dez/2013	P29	12,0	M. Agressiva	Set/2014	P29	11,9	M. Agressiva
Dez/2013	P30	11,8	M. Agressiva	Set/2014	P30	11,1	M. Agressiva

Fonte: O autor (2019).

Tabela B - 8 – IA embasamento aluvionar.

Índice de Agressividade – Aquíferos Aluvionares							
Período	Poços	IA	Classificação	Período	Poços	IA	Classificação
Out/2011	PA1	10,9	M. Agressiva	Jan/2012	PA1	11,3	M. Agressiva
Out/2011	PA2	11,2	M. Agressiva	Jan/2012	PA2	11,4	M. Agressiva
Out/2011	PA3	10,8	M. Agressiva	Jan/2012	PA3	11,2	M. Agressiva
Out/2011	PA4	10,5	M. Agressiva	Jan/2012	PA4	10,9	M. Agressiva

Fonte: O autor (2019).

Tabela B - 9 – ILSk embasamento cristalino.

Índice de Larson-Skold – Aquíferos Cristalinos							
Período	Poços	ILSk	Classificação	Período	Poços	ILSk	Classificação
Dez/2013	P01	17,6	C. Elevada	Set/2014	P01	13,6	C. Elevada
Dez/2013	P02	34,4	C. Elevada	Set/2014	P02	32,1	C. Elevada
Dez/2013	P03	3,9	C. Elevada	Set/2014	P03	3,6	C. Elevada
Dez/2013	P04	17,5	C. Elevada	Set/2014	P04	17,7	C. Elevada
Dez/2013	P05	10,6	C. Elevada	Set/2014	P05	8,2	C. Elevada
Dez/2013	P06	3,7	C. Elevada	Set/2014	P06	6,3	C. Elevada
Dez/2013	P07	7,6	C. Elevada	Set/2014	P07	10,6	C. Elevada
Dez/2013	P08	6,9	C. Elevada	Set/2014	P08	4,0	C. Elevada
Dez/2013	P09	13,4	C. Elevada	Set/2014	P09	15,8	C. Elevada
Dez/2013	P10	19,7	C. Elevada	Set/2014	P10	23,5	C. Elevada
Dez/2013	P11	8,6	C. Elevada	Set/2014	P11	12,2	C. Elevada
Dez/2013	P12	-	-	Set/2014	P12	16,7	C. Elevada
Dez/2013	P13	-	-	Set/2014	P13	26,9	C. Elevada
Dez/2013	P14	-	-	Set/2014	P14	12,8	C. Elevada
Dez/2013	P15	1,0	C. Significativa	Set/2014	P15	0,8	C. Baixa
Dez/2013	P16	1,5	C. Elevada	Set/2014	P16	1,2	C. Significativa
Dez/2013	P17	1,3	C. Elevada	Set/2014	P17	8,2	C. Elevada
Dez/2013	P18	0,6	C. Baixa	Set/2014	P18	0,7	C. Baixa
Dez/2013	P19	1,3	C. Elevada	Set/2014	P19	1,5	C. Elevada
Dez/2013	P20	8,7	C. Elevada	Set/2014	P20	8,1	C. Elevada
Dez/2013	P21	0,3	C. Baixa	Set/2014	P21	0,8	C. Baixa
Dez/2013	P22	3,1	C. Elevada	Set/2014	P22	2,3	C. Elevada
Dez/2013	P23	2,2	C. Elevada	Set/2014	P23	1,8	C. Elevada
Dez/2013	P24	6,7	C. Elevada	Set/2014	P24	1,2	C. Significativa
Dez/2013	P25	8,7	C. Elevada	Set/2014	P25	4,4	C. Elevada
Dez/2013	P26	1,4	C. Elevada	Set/2014	P26	0,8	C. Significativa
Dez/2013	P27	6,1	C. Elevada	Set/2014	P27	4,4	C. Elevada
Dez/2013	P28	-	-	Set/2014	P28	1,7	C. Elevada
Dez/2013	P29	2,8	C. Elevada	Set/2014	P29	2,5	C. Elevada
Dez/2013	P30	23,1	C. Elevada	Set/2014	P30	8,2	C. Elevada

Fonte: O autor (2019).

Tabela B - 10 – ILSk embasamento cristalino.

Índice de Larson-Skold – Aquíferos Aluvionares							
Período	Poços	ILSk	Classificação	Período	Poços	ILSk	Classificação
Out/2011	PA1	0,2	C. Baixa	Jan/2012	PA1	0,4	C. Baixa
Out/2011	PA2	1,2	C. Elevada	Jan/2012	PA2	2,2	C. Significativa
Out/2011	PA3	2,0	C. Elevada	Jan/2012	PA3	16,6	C. Elevada
Out/2011	PA4	1,3	C. Elevada	Jan/2012	PA4	1,6	C. Elevada

Fonte: O autor (2019).

APÊNDICE C – DADOS ÍNDICES DE IRRIGAÇÃO

Tabela C - 1 – RAS embasamento cristalino.

Razão de Adsorção de Sódio – Aquíferos Cristalinos							
Período	Poços	RAS	Classificação	Período	Poços	RAS	Classificação
Dez/2013	P01	10,8	C ₄ S ₃	Set/2014	P01	9,3	C ₄ S ₃
Dez/2013	P02	8,3	C ₄ S ₂	Set/2014	P02	8,6	C ₄ S ₄
Dez/2013	P03	6,2	C ₄ S ₂	Set/2014	P03	5,6	C ₄ S ₂
Dez/2013	P04	2,2	C ₄ S ₂	Set/2014	P04	2,5	C ₄ S ₂
Dez/2013	P05	2,8	C ₄ S ₂	Set/2014	P05	5,8	C ₄ S ₂
Dez/2013	P06	11,7	C ₄ S ₄	Set/2014	P06	15,4	C ₄ S ₄
Dez/2013	P07	9,3	C ₄ S ₄	Set/2014	P07	13,5	C ₄ S ₄
Dez/2013	P08	9,5	C ₄ S ₃	Set/2014	P08	8,1	C ₄ S ₃
Dez/2013	P09	3,5	C ₄ S ₂	Set/2014	P09	3,0	C ₄ S ₂
Dez/2013	P10	15,3	C ₄ S ₄	Set/2014	P10	14,1	C ₄ S ₄
Dez/2013	P11	6,7	C ₄ S ₃	Set/2014	P11	5,6	C ₄ S ₄
Dez/2013	P12	-	-	Set/2014	P12	6,0	C ₄ S ₃
Dez/2013	P13	-	-	Set/2014	P13	6,6	C ₄ S ₄
Dez/2013	P14	-	-	Set/2014	P14	5,8	C ₄ S ₂
Dez/2013	P15	1,5	C ₁ S ₁	Set/2014	P15	0,9	C ₁ S ₁
Dez/2013	P16	2,8	C ₂ S ₁	Set/2014	P16	3,2	C ₂ S ₁
Dez/2013	P17	6,3	C ₂ S ₁	Set/2014	P17	5,8	C ₄ S ₂
Dez/2013	P18	2,0	C ₁ S ₁	Set/2014	P18	2,1	C ₁ S ₁
Dez/2013	P19	4,3	C ₃ S ₂	Set/2014	P19	3,2	C ₄ S ₁
Dez/2013	P20	9,4	C ₄ S ₄	Set/2014	P20	7,5	C ₄ S ₃
Dez/2013	P21	1,5	C ₁ S ₁	Set/2014	P21	0,8	C ₁ S ₁
Dez/2013	P22	3,3	C ₃ S ₁	Set/2014	P22	2,5	C ₃ S ₁
Dez/2013	P23	1,9	C ₂ S ₁	Set/2014	P23	1,2	C ₂ S ₁
Dez/2013	P24	2,4	C ₂ S ₁	Set/2014	P24	2,0	C ₂ S ₁
Dez/2013	P25	3,4	C ₃ S ₁	Set/2014	P25	2,9	C ₃ S ₁
Dez/2013	P26	1,7	C ₁ S ₁	Set/2014	P26	1,0	C ₁ S ₁
Dez/2013	P27	10,2	C ₄ S ₄	Set/2014	P27	10,3	C ₄ S ₄
Dez/2013	P28	-	-	Set/2014	P28	4,1	C ₂ S ₁
Dez/2013	P29	8,6	C ₄ S ₃	Set/2014	P29	8,6	C ₄ S ₃
Dez/2013	P30	24,7	C ₄ S ₄	Set/2014	P30	5,8	C ₄ S ₂

Fonte: O autor (2019).

Tabela C - 2 – RAS embasamento aluvionar.

Razão de Adsorção de Sódio – Aquíferos Aluvionares							
Período	Poços	RAS	Classificação	Período	Poços	RAS	Classificação
Out/2011	PA1	0,6	C ₂ S ₁	Jan/2012	PA1	0,2	C ₂ S ₁
Out/2011	PA2	2,6	C ₃ S ₁	Jan/2012	PA2	2,0	C ₃ S ₁
Out/2011	PA3	4,0	C ₃ S ₁	Jan/2012	PA3	23,6	C ₄ S ₄
Out/2011	PA4	1,8	C ₂ S ₁	Jan/2012	PA4	1,3	C ₂ S ₁

Fonte: O autor (2019).

Tabela C - 3 – RSC embasamento cristalino.

Residual de Carbonato de Sódio – Aquíferos Cristalinos							
Período	Poços	RSC	Classificação	Período	Poços	RSC	Classificação
Dez/2013	P01	-8,9	Aceitável	Set/2014	P01	-9,5	Aceitável
Dez/2013	P02	-42,7	Aceitável	Set/2014	P02	-43,5	Aceitável
Dez/2013	P03	-7,1	Aceitável	Set/2014	P03	-7,8	Aceitável
Dez/2013	P04	-58,6	Aceitável	Set/2014	P04	-60,4	Aceitável
Dez/2013	P05	-37,8	Aceitável	Set/2014	P05	-17,2	Aceitável
Dez/2013	P06	-4,1	Aceitável	Set/2014	P06	-5,2	Aceitável
Dez/2013	P07	-26,1	Aceitável	Set/2014	P07	-29,7	Aceitável
Dez/2013	P08	-6,7	Aceitável	Set/2014	P08	-4,0	Aceitável
Dez/2013	P09	-27,5	Aceitável	Set/2014	P09	-35,1	Aceitável
Dez/2013	P10	-13,1	Aceitável	Set/2014	P10	-15,7	Aceitável
Dez/2013	P11	-42,5	Aceitável	Set/2014	P11	-51,8	Aceitável
Dez/2013	P12	-	-	Set/2014	P12	-36,3	Aceitável
Dez/2013	P13	-	-	Set/2014	P13	-83,2	Aceitável
Dez/2013	P14	-	-	Set/2014	P14	-26,5	Aceitável
Dez/2013	P15	0,1	Aceitável	Set/2014	P15	0,3	Aceitável
Dez/2013	P16	0,0	Aceitável	Set/2014	P16	0,6	Aceitável
Dez/2013	P17	1,5	Aceitável	Set/2014	P17	-17,2	Aceitável
Dez/2013	P18	0,6	Aceitável	Set/2014	P18	0,5	Aceitável
Dez/2013	P19	-3,0	Aceitável	Set/2014	P19	-5,2	Aceitável
Dez/2013	P20	-26,5	Aceitável	Set/2014	P20	-27,6	Aceitável
Dez/2013	P21	0,5	Aceitável	Set/2014	P21	0,2	Aceitável
Dez/2013	P22	-2,6	Aceitável	Set/2014	P22	-2,7	Aceitável
Dez/2013	P23	-0,9	Aceitável	Set/2014	P23	-3,3	Aceitável
Dez/2013	P24	-0,8	Aceitável	Set/2014	P24	-0,1	Aceitável
Dez/2013	P25	-3,7	Aceitável	Set/2014	P25	-3,2	Aceitável
Dez/2013	P26	0,2	Aceitável	Set/2014	P26	0,6	Aceitável
Dez/2013	P27	-17,3	Aceitável	Set/2014	P27	-13,9	Aceitável
Dez/2013	P28	-	-	Set/2014	P28	1,1	Aceitável
Dez/2013	P29	-3,7	Aceitável	Set/2014	P29	-3,3	Aceitável
Dez/2013	P30	-61,3	Aceitável	Set/2014	P30	-17,2	Aceitável

Fonte: O autor (2019).

Tabela C - 4 – RSC embasamento aluvionar.

Residual de Carbonato de Sódio – Aquíferos Aluvionares							
Período	Poços	RSC	Classificação	Período	Poços	RSC	Classificação
Out/2011	PA1	0,6	Aceitável	Jan/2012	PA1	-1,2	Aceitável
Out/2011	PA2	-0,9	Aceitável	Jan/2012	PA2	-2,2	Aceitável
Out/2011	PA3	-3,1	Aceitável	Jan/2012	PA3	0,9	Aceitável
Out/2011	PA4	-0,7	Aceitável	Jan/2012	PA4	-0,5	Aceitável

Fonte: O autor (2019).

Tabela C - 5 – %Na embasamento cristalino.

Porcentagem de Sódio – Aquíferos Cristalinos							
Período	Poços	%Na	Classificação	Período	Poços	%Na	Classificação
Dez/2013	P01	70,5%	Inadequada	Set/2014	P01	66,1%	Inadequada
Dez/2013	P02	47,3%	Inadequada	Set/2014	P02	47,9%	Inadequada
Dez/2013	P03	56,5%	Inadequada	Set/2014	P03	52,1%	Inadequada
Dez/2013	P04	17,3%	Inadequada	Set/2014	P04	18,6%	Inadequada
Dez/2013	P05	24,4%	Inadequada	Set/2014	P05	47,3%	Inadequada
Dez/2013	P06	67,8%	Inadequada	Set/2014	P06	75,8%	Inadequada
Dez/2013	P07	53,7%	Inadequada	Set/2014	P07	61,8%	Inadequada
Dez/2013	P08	67,4%	Inadequada	Set/2014	P08	64,7%	Inadequada
Dez/2013	P09	31,7%	Inadequada	Set/2014	P09	26,4%	Inadequada
Dez/2013	P10	73,5%	Inadequada	Set/2014	P10	70,3%	Inadequada
Dez/2013	P11	40,2%	Inadequada	Set/2014	P11	35,1%	Inadequada
Dez/2013	P12	-	-	Set/2014	P12	40,8%	Inadequada
Dez/2013	P13	-	-	Set/2014	P13	33,7%	Inadequada
Dez/2013	P14	-	-	Set/2014	P14	43,1%	Inadequada
Dez/2013	P15	63,1%	Excelente	Set/2014	P15	53,6%	Excelente
Dez/2013	P16	59,0%	Excelente	Set/2014	P16	63,3%	Excelente
Dez/2013	P17	83,0%	Tolerável	Set/2014	P17	47,3%	Inadequada
Dez/2013	P18	61,5%	Excelente	Set/2014	P18	63,1%	Excelente
Dez/2013	P19	47,3%	Limitada	Set/2014	P19	39,0%	Limitada
Dez/2013	P20	53,4%	Inadequada	Set/2014	P20	48,0%	Inadequada
Dez/2013	P21	63,9%	Excelente	Set/2014	P21	50,2%	Excelente
Dez/2013	P22	50,9%	Boa	Set/2014	P22	43,7%	Boa
Dez/2013	P23	50,1%	Excelente	Set/2014	P23	26,7%	Excelente
Dez/2013	P24	59,9%	Excelente	Set/2014	P24	47,2%	Excelente
Dez/2013	P25	53,2%	Boa	Set/2014	P25	49,1%	Boa
Dez/2013	P26	69,3%	Excelente	Set/2014	P26	52,3%	Excelente
Dez/2013	P27	58,1%	Inadequada	Set/2014	P27	59,7%	Inadequada
Dez/2013	P28	-	-	Set/2014	P28	67,1%	Excelente
Dez/2013	P29	62,3%	Inadequada	Set/2014	P29	62,6%	Inadequada
Dez/2013	P30	67,7%	Inadequada	Set/2014	P30	47,3%	Inadequada

Fonte: O autor (2019).

Tabela C - 6 – %Na embasamento aluvionar.

Porcentagem de Sódio – Aquíferos Aluvionares							
Período	Poços	%Na	Classificação	Período	Poços	%Na	Classificação
Out/2011	PA1	26,3%	Excelente	Jan/2012	PA1	7,4%	Excelente
Out/2011	PA2	48,9%	Boa	Jan/2012	PA2	38,2%	Boa
Out/2011	PA3	51,5%	Ruim	Jan/2012	PA3	86,4%	Inadequada
Out/2011	PA4	45,5%	Excelente	Jan/2012	PA4	37,2%	Excelente

Fonte: O autor (2019).

Tabela C - 7 – IP embasamento cristalino.

Índice de Permeabilidade – Aquíferos Cristalinos							
Período	Poços	IP	Classificação	Período	Poços	IP	Classificação
Dez/2013	P01	74%	Excelente	Set/2014	P01	70%	Excelente
Dez/2013	P02	49%	Excelente	Set/2014	P02	49%	Excelente
Dez/2013	P03	64%	Excelente	Set/2014	P03	60%	Excelente
Dez/2013	P04	19%	Excelente	Set/2014	P04	21%	Excelente
Dez/2013	P05	27%	Excelente	Set/2014	P05	52%	Excelente
Dez/2013	P06	74%	Excelente	Set/2014	P06	81%	Boa
Dez/2013	P07	56%	Excelente	Set/2014	P07	64%	Excelente
Dez/2013	P08	73%	Excelente	Set/2014	P08	73%	Excelente
Dez/2013	P09	35%	Excelente	Set/2014	P09	29%	Excelente
Dez/2013	P10	76%	Excelente	Set/2014	P10	73%	Excelente
Dez/2013	P11	43%	Excelente	Set/2014	P11	37%	Excelente
Dez/2013	P12	-	-	Set/2014	P12	43%	Excelente
Dez/2013	P13	-	-	Set/2014	P13	35%	Excelente
Dez/2013	P14	-	-	Set/2014	P14	46%	Excelente
Dez/2013	P15	129%	Inadequada	Set/2014	P15	142%	Inadequada
Dez/2013	P16	87%	Boa	Set/2014	P16	93%	Boa
Dez/2013	P17	113%	Inadequada	Set/2014	P17	52%	Excelente
Dez/2013	P18	119%	Inadequada	Set/2014	P18	117%	Inadequada
Dez/2013	P19	60%	Excelente	Set/2014	P19	52%	Excelente
Dez/2013	P20	57%	Excelente	Set/2014	P20	54%	Excelente
Dez/2013	P21	152%	Inadequada	Set/2014	P21	151%	Inadequada
Dez/2013	P22	65%	Excelente	Set/2014	P22	60%	Excelente
Dez/2013	P23	75%	Boa	Set/2014	P23	45%	Excelente
Dez/2013	P24	82%	Boa	Set/2014	P24	78%	Boa
Dez/2013	P25	62%	Excelente	Set/2014	P25	62%	Excelente
Dez/2013	P26	139%	Inadequada	Set/2014	P26	144%	Inadequada
Dez/2013	P27	63%	Excelente	Set/2014	P27	65%	Excelente
Dez/2013	P28	-	-	Set/2014	P28	94%	Excelente
Dez/2013	P29	71%	Excelente	Set/2014	P29	71%	Excelente
Dez/2013	P30	69%	Excelente	Set/2014	P30	52%	Excelente

Fonte: O autor (2019).

Tabela C - 8 – IP embasamento aluvionar.

Índice de Permeabilidade – Aquíferos Aluvionares							
Período	Poços	IP	Classificação	Período	Poços	IP	Classificação
Out/2011	PA1	81%	Boa	Jan/2012	PA1	46%	Excelente
Out/2011	PA2	71%	Excelente	Jan/2012	PA2	58%	Excelente
Out/2011	PA3	65%	Excelente	Jan/2012	PA3	92%	Boa
Out/2011	PA4	73%	Boa	Jan/2012	PA4	70%	Boa

Fonte: O autor (2019).

Tabela C - 7 – IKy embasamento cristalino.

Índice de Kelley – Aquíferos Cristalinos							
Período	Poços	IKy	Classificação	Período	Poços	IKy	Classificação
Dez/2013	P01	2,3	Não Rec.	Set/2014	P01	1,9	Recomendado
Dez/2013	P02	0,9	Uso Marginal	Set/2014	P02	0,9	Uso Marginal
Dez/2013	P03	1,3	Recomendado	Set/2014	P03	1,1	Recomendado
Dez/2013	P04	0,2	Uso Marginal	Set/2014	P04	0,2	Uso Marginal
Dez/2013	P05	0,3	Uso Marginal	Set/2014	P05	0,9	Uso Marginal
Dez/2013	P06	2,1	Não Rec.	Set/2014	P06	3,1	Não Rec.
Dez/2013	P07	1,1	Recomendado	Set/2014	P07	1,6	Recomendado
Dez/2013	P08	2,0	Não Rec.	Set/2014	P08	1,8	Recomendado
Dez/2013	P09	0,4	Uso Marginal	Set/2014	P09	0,3	Uso Marginal
Dez/2013	P10	2,7	Não Rec.	Set/2014	P10	2,3	Não Rec.
Dez/2013	P11	0,7	Uso Marginal	Set/2014	P11	0,5	Uso Marginal
Dez/2013	P12	-	-	Set/2014	P12	0,7	Uso Marginal
Dez/2013	P13	-	-	Set/2014	P13	0,5	Uso Marginal
Dez/2013	P14	-	-	Set/2014	P14	0,7	Uso Marginal
Dez/2013	P15	1,6	Recomendado	Set/2014	P15	0,9	Uso Marginal
Dez/2013	P16	1,4	Recomendado	Set/2014	P16	1,7	Recomendado
Dez/2013	P17	4,8	Não Rec.	Set/2014	P17	0,9	Uso Marginal
Dez/2013	P18	1,6	Recomendado	Set/2014	P18	1,6	Recomendado
Dez/2013	P19	0,9	Uso Marginal	Set/2014	P19	0,6	Uso Marginal
Dez/2013	P20	1,1	Recomendado	Set/2014	P20	0,9	Uso Marginal
Dez/2013	P21	1,6	Recomendado	Set/2014	P21	0,9	Uso Marginal
Dez/2013	P22	1,0	Uso Marginal	Set/2014	P22	0,7	Uso Marginal
Dez/2013	P23	0,4	Uso Marginal	Set/2014	P23	0,3	Uso Marginal
Dez/2013	P24	1,4	Recomendado	Set/2014	P24	0,9	Uso Marginal
Dez/2013	P25	1,1	Recomendado	Set/2014	P25	0,9	Uso Marginal
Dez/2013	P26	2,1	Não Rec.	Set/2014	P26	1,0	Uso Marginal
Dez/2013	P27	1,4	Recomendado	Set/2014	P27	1,5	Recomendado
Dez/2013	P28	-	-	Set/2014	P28	2,0	Recomendado
Dez/2013	P29	1,6	Recomendado	Set/2014	P29	1,6	Recomendado
Dez/2013	P30	2,1	Não Rec.	Set/2014	P30	0,9	Uso Marginal

Fonte: O autor (2019).

Tabela C - 10 – IKy embasamento aluvionar.

Índice de Kelley – Aquíferos Aluvionares							
Período	Poços	IKy	Classificação	Período	Poços	IKy	Classificação
Out/2011	PA1	0,3	Recomendado	Jan/2012	PA1	0,1	Recomendado
Out/2011	PA2	0,9	Recomendado	Jan/2012	PA2	0,6	Recomendado
Out/2011	PA3	1,0	Uso Marginal	Jan/2012	PA3	6,3	Não Rec.
Out/2011	PA4	0,8	Recomendado	Jan/2012	PA4	0,5	Recomendado

Fonte: O autor (2019).

APÊNDICE D – DADOS ÍNDICES DE SALINIDADE

Tabela D - 1 – IQNAS embasamento cristalino.

IQNAS – Aquíferos Cristalinos							
Período	Poços	IQNAS	Classificação	Período	Poços	IQNAS	Classificação
Dez/2013	P01	34	Ruim	Set/2014	P01	27	Ruim
Dez/2013	P02	10	Péssima	Set/2014	P02	0	Péssima
Dez/2013	P03	38	Razoável	Set/2014	P03	40	Razoável
Dez/2013	P04	6	Péssima	Set/2014	P04	8	Péssima
Dez/2013	P05	12	Péssima	Set/2014	P05	33	Ruim
Dez/2013	P06	19	Péssima	Set/2014	P06	27	Ruim
Dez/2013	P07	0	Péssima	Set/2014	P07	0	Péssima
Dez/2013	P08	0	Péssima	Set/2014	P08	0	Péssima
Dez/2013	P09	10	Péssima	Set/2014	P09	15	Péssima
Dez/2013	P10	8	Péssima	Set/2014	P10	17	Péssima
Dez/2013	P11	4	Péssima	Set/2014	P11	7	Péssima
Dez/2013	P12	-	-	Set/2014	P12	13	Péssima
Dez/2013	P13	-	-	Set/2014	P13	0	Péssima
Dez/2013	P14	-	-	Set/2014	P14	15	Péssima
Dez/2013	P15	71	Boa	Set/2014	P15	96	Ótima
Dez/2013	P16	62	Boa	Set/2014	P16	86	Ótima
Dez/2013	P17	64	Boa	Set/2014	P17	33	Ruim
Dez/2013	P18	70	Boa	Set/2014	P18	93	Ótima
Dez/2013	P19	45	Razoável	Set/2014	P19	54	Boa
Dez/2013	P20	10	Péssima	Set/2014	P20	16	Péssima
Dez/2013	P21	73	Boa	Set/2014	P21	96	Ótima
Dez/2013	P22	52	Boa	Set/2014	P22	90	Ótima
Dez/2013	P23	93	Ótima	Set/2014	P23	84	Ótima
Dez/2013	P24	62	Boa	Set/2014	P24	82	Ótima
Dez/2013	P25	54	Boa	Set/2014	P25	87	Ótima
Dez/2013	P26	117	Ótima	Set/2014	P26	113	Ótima
Dez/2013	P27	17	Péssima	Set/2014	P27	23	Ruim
Dez/2013	P28	-	-	Set/2014	P28	99	Ótima
Dez/2013	P29	20	Ruim	Set/2014	P29	0	Péssima
Dez/2013	P30	0	Péssima	Set/2014	P30	33	Ruim

Fonte: O autor (2019).

Tabela D - 2 – IQNAS embasamento aluvionar.

IQNAS – Aquíferos Aluvionares							
Período	Poços	IQNAS	Classificação	Período	Poços	IQNAS	Classificação
Out/2011	PA1	64	Boa	Jan/2012	PA1	67	Boa
Out/2011	PA2	54	Boa	Jan/2012	PA2	55	Boa
Out/2011	PA3	25	Ruim	Jan/2012	PA3	48	Razoável
Out/2011	PA4	60	Boa	Jan/2012	PA4	62	Boa

Fonte: O autor (2019).

Tabela D - 3 – IQA_Y embasamento cristalino.

<i>IQA Yidana e Yidana – Aquíferos Cristalinos</i>							
Período	Poços	IQA_Y	Classificação	Período	Poços	IQA_Y	Classificação
Dez/2013	P01	103	Ruim	Set/2014	P01	93	Boa
Dez/2013	P02	79	Boa	Set/2014	P02	128	Ruim
Dez/2013	P03	80	Boa	Set/2014	P03	94	Boa
Dez/2013	P04	77	Boa	Set/2014	P04	122	Ruim
Dez/2013	P05	82	Boa	Set/2014	P05	96	Boa
Dez/2013	P06	105	Ruim	Set/2014	P06	83	Boa
Dez/2013	P07	143	Ruim	Set/2014	P07	165	Ruim
Dez/2013	P08	133	Ruim	Set/2014	P08	119	Ruim
Dez/2013	P09	96	Boa	Set/2014	P09	101	Ruim
Dez/2013	P10	116	Ruim	Set/2014	P10	110	Ruim
Dez/2013	P11	93	Boa	Set/2014	P11	157	Ruim
Dez/2013	P12	-	-	Set/2014	P12	151	Ruim
Dez/2013	P13	-	-	Set/2014	P13	148	Ruim
Dez/2013	P14	-	-	Set/2014	P14	103	Ruim
Dez/2013	P15	13	Excelente	Set/2014	P15	17	Excelente
Dez/2013	P16	40	Excelente	Set/2014	P16	43	Excelente
Dez/2013	P17	35	Excelente	Set/2014	P17	96	Boa
Dez/2013	P18	20	Excelente	Set/2014	P18	27	Excelente
Dez/2013	P19	76	Boa	Set/2014	P19	76	Boa
Dez/2013	P20	127	Ruim	Set/2014	P20	118	Ruim
Dez/2013	P21	9	Excelente	Set/2014	P21	17	Excelente
Dez/2013	P22	52	Boa	Set/2014	P22	26	Excelente
Dez/2013	P23	11	Excelente	Set/2014	P23	31	Excelente
Dez/2013	P24	35	Excelente	Set/2014	P24	39	Excelente
Dez/2013	P25	54	Boa	Set/2014	P25	39	Excelente
Dez/2013	P26	11	Excelente	Set/2014	P26	14	Excelente
Dez/2013	P27	98	Boa	Set/2014	P27	117	Ruim
Dez/2013	P28	-	-	Set/2014	P28	24	Excelente
Dez/2013	P29	98	Boa	Set/2014	P29	72	Boa
Dez/2013	P30	221	Muito Ruim	Set/2014	P30	96	Boa

Fonte: O autor (2019).

Tabela D - 4 – IQA_Y embasamento aluvionar.

<i>IQA Yidana e Yidana – Aquíferos Aluvionares</i>							
Período	Poços	IQA_Y	Classificação	Período	Poços	IQA_Y	Classificação
Out/2011	PA1	8	Excelente	Jan/2012	PA1	13	Excelente
Out/2011	PA2	17	Excelente	Jan/2012	PA2	23	Excelente
Out/2011	PA3	30	Excelente	Jan/2012	PA3	27	Excelente
Out/2011	PA4	11	Excelente	Jan/2012	PA4	12	Excelente

Fonte: O autor (2019).

Tabela D - 5 – IQA_M embasamento cristalino.

<i>IQA Meireles – Aquíferos Cristalinos</i>							
Período	Poços	IQA_M	Classificação	Período	Poços	IQA_M	Classificação
Dez/2013	P01	11	Restrição Severa	Set/2014	P01	16	Restrição Severa
Dez/2013	P02	0	Restrição Severa	Set/2014	P02	0	Restrição Severa
Dez/2013	P03	33	Restrição Severa	Set/2014	P03	31	Restrição Severa
Dez/2013	P04	0	Restrição Severa	Set/2014	P04	0	Restrição Severa
Dez/2013	P05	13	Restrição Severa	Set/2014	P05	17	Restrição Severa
Dez/2013	P06	0	Restrição Severa	Set/2014	P06	0	Restrição Severa
Dez/2013	P07	0	Restrição Severa	Set/2014	P07	0	Restrição Severa
Dez/2013	P08	16	Restrição Severa	Set/2014	P08	25	Restrição Severa
Dez/2013	P09	24	Restrição Severa	Set/2014	P09	20	Restrição Severa
Dez/2013	P10	0	Restrição Severa	Set/2014	P10	0	Restrição Severa
Dez/2013	P11	0	Restrição Severa	Set/2014	P11	0	Restrição Severa
Dez/2013	P12	-	-	Set/2014	P12	0	Restrição Severa
Dez/2013	P13	-	-	Set/2014	P13	0	Restrição Severa
Dez/2013	P14	-	-	Set/2014	P14	12	Restrição Severa
Dez/2013	P15	18	Restrição Severa	Set/2014	P15	34	Restrição Severa
Dez/2013	P16	88	Sem Restrição	Set/2014	P16	87	Sem Restrição
Dez/2013	P17	79	Baixa Restrição	Set/2014	P17	17	Restrição Severa
Dez/2013	P18	67	Restr. Moderada	Set/2014	P18	58	Restr. Moderada
Dez/2013	P19	44	Alta Restrição	Set/2014	P19	47	Alta Restrição
Dez/2013	P20	0	Restrição Severa	Set/2014	P20	0	Restrição Severa
Dez/2013	P21	32	Restrição Severa	Set/2014	P21	13	Restrição Severa
Dez/2013	P22	69	Restr. Moderada	Set/2014	P22	70	Restr. Moderada
Dez/2013	P23	95	Sem Restrição	Set/2014	P23	68	Restr. Moderada
Dez/2013	P24	68	Restr. Moderada	Set/2014	P24	91	Sem Restrição
Dez/2013	P25	54	Alta Restrição	Set/2014	P25	76	Baixa Restrição
Dez/2013	P26	32	Restrição Severa	Set/2014	P26	46	Alta Restrição
Dez/2013	P27	0	Restrição Severa	Set/2014	P27	0	Restrição Severa
Dez/2013	P28	-	-	Set/2014	P28	72	Baixa Restrição
Dez/2013	P29	12	Restrição Severa	Set/2014	P29	8	Restrição Severa
Dez/2013	P30	0	Restrição Severa	Set/2014	P30	17	Restrição Severa

Fonte: O autor (2019).

Tabela D - 6 – IQA_M embasamento aluvionar.

<i>IQA Meireles – Aquíferos Aluvionares</i>							
Período	Poços	IQA_M	Classificação	Período	Poços	IQA_M	Classificação
Out/2011	PA1	59	Rest. Moderada	Jan/2012	PA1	56	Rest. Moderada
Out/2011	PA2	78	Baixa Restrição	Jan/2012	PA2	83	Baixa Restrição
Out/2011	PA3	10	Restrição Severa	Jan/2012	PA3	0	Restrição Severa
Out/2011	PA4	94	Sem Restrição	Jan/2012	PA4	78	Baixa Restrição

Fonte: O autor (2019).

Tabela D - 7 – IQA_A embasamento cristalino.

<i>IQA Araújo Neto – Aquíferos Cristalinos</i>							
Período	Poços	IQA_A	Classificação	Período	Poços	IQA_A	Classificação
Dez/2013	P01	30	Severa Restrição	Set/2014	P01	29	Severa Restrição
Dez/2013	P02	0	Severa Restrição	Set/2014	P02	0	Severa Restrição
Dez/2013	P03	39	Severa Restrição	Set/2014	P03	37	Severa Restrição
Dez/2013	P04	0	Severa Restrição	Set/2014	P04	0	Severa Restrição
Dez/2013	P05	0	Severa Restrição	Set/2014	P05	31	Severa Restrição
Dez/2013	P06	15	Severa Restrição	Set/2014	P06	0	Severa Restrição
Dez/2013	P07	0	Severa Restrição	Set/2014	P07	0	Severa Restrição
Dez/2013	P08	36	Severa Restrição	Set/2014	P08	39	Severa Restrição
Dez/2013	P09	24	Severa Restrição	Set/2014	P09	9	Severa Restrição
Dez/2013	P10	0	Severa Restrição	Set/2014	P10	0	Severa Restrição
Dez/2013	P11	0	Severa Restrição	Set/2014	P11	0	Severa Restrição
Dez/2013	P12	-	-	Set/2014	P12	0	Severa Restrição
Dez/2013	P13	-	-	Set/2014	P13	0	Severa Restrição
Dez/2013	P14	-	-	Set/2014	P14	10	Severa Restrição
Dez/2013	P15	13	Severa Restrição	Set/2014	P15	13	Severa Restrição
Dez/2013	P16	72	Baixa Restrição	Set/2014	P16	91	Sem restrição
Dez/2013	P17	53	Alta Restrição	Set/2014	P17	31	Severa Restrição
Dez/2013	P18	30	Severa Restrição	Set/2014	P18	32	Severa Restrição
Dez/2013	P19	48	Alta Restrição	Set/2014	P19	48	Alta Restrição
Dez/2013	P20	0	Severa Restrição	Set/2014	P20	0	Severa Restrição
Dez/2013	P21	9	Severa Restrição	Set/2014	P21	10	Severa Restrição
Dez/2013	P22	69	Moderada Restr.	Set/2014	P22	75	Baixa Restrição
Dez/2013	P23	71	Baixa Restrição	Set/2014	P23	84	Baixa Restrição
Dez/2013	P24	54	Alta Restrição	Set/2014	P24	95	Sem restrição
Dez/2013	P25	72	Baixa Restrição	Set/2014	P25	75	Baixa Restrição
Dez/2013	P26	11	Severa Restrição	Set/2014	P26	17	Severa Restrição
Dez/2013	P27	0	Severa Restrição	Set/2014	P27	0	Severa Restrição
Dez/2013	P28	-	-	Set/2014	P28	82	Baixa Restrição
Dez/2013	P29	34	Severa Restrição	Set/2014	P29	35	Severa Restrição
Dez/2013	P30	0	Severa Restrição	Set/2014	P30	31	Severa Restrição

Fonte: O autor (2019).

Tabela D - 8 – IQA_A embasamento aluvionar.

IQA Araújo Neto – Aquíferos Aluvionares							
Período	Poços	IQA_A	Classificação	Período	Poços	IQA_A	Classificação
Out/2011	PA1	38	Severa Restrição	Jan/2012	PA1	11	Severa Restrição
Out/2011	PA2	78	Baixa Restrição	Jan/2012	PA2	81	Baixa Restrição
Out/2011	PA3	50	Alta Restrição	Jan/2012	PA3	22	Severa Restrição
Out/2011	PA4	67	Moderada Restr.	Jan/2012	PA4	51	Alta Restrição

Fonte: O autor (2019).

Tabela D - 9 – IQA_{SV} embasamento cristalino.

<i>IQA Sajitha e Vijaymma – Aquíferos Cristalinos</i>							
Período	Poços	IQA_S	Classificação	Período	Poços	IQA_S	Classificação
Dez/2013	P01	96	Muito baixa Q.	Set/2014	P01	106	Imprópria
Dez/2013	P02	189	Imprópria	Set/2014	P02	236	Imprópria
Dez/2013	P03	76	Muito Baixa Q.	Set/2014	P03	97	Muito baixa Q.
Dez/2013	P04	175	Imprópria	Set/2014	P04	172	Imprópria
Dez/2013	P05	152	Imprópria	Set/2014	P05	121	Imprópria
Dez/2013	P06	103	Imprópria	Set/2014	P06	110	Imprópria
Dez/2013	P07	191	Imprópria	Set/2014	P07	198	Imprópria
Dez/2013	P08	95	Muito Baixa Q.	Set/2014	P08	98	Muito baixa Q
Dez/2013	P09	124	Imprópria	Set/2014	P09	149	Imprópria
Dez/2013	P10	123	Imprópria	Set/2014	P10	136	Imprópria
Dez/2013	P11	218	Imprópria	Set/2014	P11	235	Imprópria
Dez/2013	P12	-	-	Set/2014	P12	176	Imprópria
Dez/2013	P13	-	-	Set/2014	P13	256	Imprópria
Dez/2013	P14	-	-	Set/2014	P14	143	Imprópria
Dez/2013	P15	5	Excelente Q.	Set/2014	P15	8	Excelente Q.
Dez/2013	P16	22	Excelente Q.	Set/2014	P16	20	Excelente Q.
Dez/2013	P17	17	Excelente Q.	Set/2014	P17	121	Imprópria
Dez/2013	P18	8	Excelente Q.	Set/2014	P18	12	Excelente Q.
Dez/2013	P19	61	Baixa Q.	Set/2014	P19	69	Baixa Q.
Dez/2013	P20	187	Imprópria	Set/2014	P20	187	Imprópria
Dez/2013	P21	5	Excelente Q.	Set/2014	P21	6	Excelente Q.
Dez/2013	P22	42	Boa Q.	Set/2014	P22	36	Boa Q.
Dez/2013	P23	22	Excelente Q.	Set/2014	P23	34	Boa Q.
Dez/2013	P24	16	Excelente Q.	Set/2014	P24	24	Excelente Q..
Dez/2013	P25	38	Boa Q.	Set/2014	P25	33	Boa Q.
Dez/2013	P26	6	Excelente Q.	Set/2014	P26	8	Excelente Q.
Dez/2013	P27	142	Imprópria	Set/2014	P27	131	Imprópria
Dez/2013	P28	-	-	Set/2014	P28	20	Excelente Q.
Dez/2013	P29	101	Imprópria	Set/2014	P29	96	Muito baixa Q.
Dez/2013	P30	360	Imprópria	Set/2014	P30	121	Imprópria

Fonte: O autor (2019).

Tabela D - 10 – IQA_A embasamento aluvionar.

<i>IQA Sajitha e Vijaymma – Aquíferos Aluvionares</i>							
Período	Poços	IQA_s	Classificação	Período	Poços	IQA_s	Classificação
Out/2011	PA1	12	Excelente Q.	Jan/2012	PA1	10	Excelente Q.
Out/2011	PA2	22	Excelente Q.	Jan/2012	PA2	23	Excelente Q.
Out/2011	PA3	57	Baixa Q.	Jan/2012	PA3	52	Baixa Q.
Out/2011	PA4	19	Excelente Q.	Jan/2012	PA4	23	Excelente Q.

Fonte: O autor (2019).