



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MANEJO DE SOLO E ÁGUA

FRANCISCO PIO DE SOUZA ANTAS

**EFICIÊNCIA DA OSMOSE REVERSA NO TRATAMENTO DE ÁGUA DE POÇOS
SALOBROS E SALINOS EM COMUNIDADES E ASSENTAMENTOS RURAIS DO
OESTE POTIGUAR**

MOSSORÓ-RN

2017

FRANCISCO PIO DE SOUZA ANTAS

**EFICIÊNCIA DA OSMOSE REVERSA NO TRATAMENTO DE ÁGUA DE POÇOS
SALOBROS E SALINOS EM COMUNIDADES E ASSENTAMENTOS RURAIS DO
OESTE POTIGUAR**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água da Universidade Federal Rural do Semiárido como requisito para obtenção do título de Doutor em Manejo de Solo e Água.

Linha de Pesquisa: Impactos Ambientais pelo Uso do Solo e da Água

Orientador: Prof. Dr. Nildo da Silva Dias

MOSSORÓ - RN

2017

©Todos os direitos estão reservados à Universidade Federal Rural do Semiárido. O conteúdo desta obra é de inteira responsabilidade do (a) autor (a), sendo o mesmo, passível de sanções administrativas ou penais, caso sejam infringidas as leis que regulamentam a Propriedade Intelectual, respectivamente, Patentes: Lei nº 9.279/1996, e Direitos Autorais: Lei nº 9.610/1998. O conteúdo desta obra tornar-se-á de domínio público após a data de defesa e homologação da sua respectiva ata, exceto as pesquisas que estejam vinculadas ao processo de patenteamento. Esta investigação será base literária para novas pesquisas, desde que a obra e seu (a) respectivo (a) autor (a) seja devidamente citado e mencionado os seus créditos bibliográficos.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Biblioteca Central Orlando Teixeira (BCOT)
Setor de Informação e Referência (SIR)

A534e Antas, Francisco Pio de Souza.
EFICIÊNCIA DA OSMOSE REVERSA NO TRATAMENTO DE
ÁGUA DE POÇOS SALOBROS E SALINOS EM COMUNIDADES E
ASSENTAMENTOS RURAIS DO OESTE POTIGUAR /
Francisco Pio de Souza Antas. - 2017.
81 f. : il.

Orientador: Nildo da Silva Dias.
Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural
do Semi-árido, Programa de Pós-graduação em
Manejo de Solo e Água, 2017.

1. Irrigação. 2. eficiência de
dessalinizadores. 3. índice de qualidade de água.
I. Dias, Nildo da Silva, orient. II. Título.

Setor de Informação e Referência
Bibliotecário-Documentalista
Nome do profissional, Bib. Me. (CRB-15/10.000)

FRANCISCO PIO DE SOUZA ANTAS

EFICIÊNCIA DA OSMOSE REVERSA NO TRATAMENTO DE ÁGUA DE POÇOS SALOBROS E SALINOS EM COMUNIDADES E ASSENTAMENTOS RURAIS DO OESTE POTIGUAR

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água da Universidade Federal Rural do Semiárido como requisito para obtenção do título de Doutor em Manejo de Solo e Água.

Linha de Pesquisa: Impactos Ambientais pelo Uso do Solo e da Água

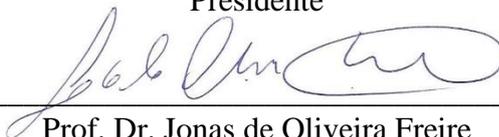
Orientador: Prof. Dr. Nildo da Silva Dias

Defendida em: 31 / 01 / 2017.

BANCA EXAMINADORA



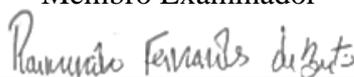
Prof. Dr. Nildo da Silva Dias (UFERSA - Mossoró)
Presidente



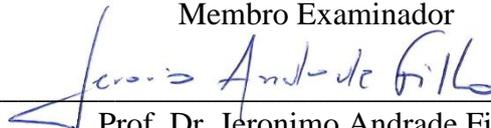
Prof. Dr. Jonas de Oliveira Freire
Membro Examinador



Prof. Dr. Saint Clair Lira Santos
Membro Examinador



Prof. Dr. Raimundo Fernandes de Brito
Membro Examinador



Prof. Dr. Jeronimo Andrade Filho
Membro Examinador

AGRADECIMENTOS

Ao DEUS todo poderoso por suas misericórdias que se renovam a cada manhã e são a causa de não sermos consumidos.

À minha esposa Sandra e minha filha Rebeca pelo apoio e incentivo em todos os momentos e pela paciência e compreensão durante a redação deste trabalho.

À minha Mãe Martinha, meu Pai Onofre (*in memoriam*) minha tia Nilza e meu irmão Paulo pelo investimento em meus estudos.

Ao Prof. Dr. Jonas de Oliveira Freire por me ajudar a Entrar na Pós-graduação da UFERSA e também a sair dela.

Aos Profs. Drs. Marcelo Tavares de Oliveira e Nildo da Silva Dias por aceitar o desafio de serem meus orientadores.

Ao Prof. Dr. André Moreira de Oliveira pela ajuda com os dados sistematizados e discutidos nesta tese.

A todos os professores do PPGMSA por todo o valioso conhecimento adquirido em suas aulas.

Ao Prof. Me. Ronaldo dos Santos Falcão Filho pelas sugestões e auxílios estatísticos.

Aos amigos e irmãos Jadla e Arthur pelas orações, apoio e compreensão quanto à realização da Obra de Deus.

A todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram par a realização deste trabalho.

Aos meus pais Onofre e Martinha

À minha tia Nilza

Ao meu irmão Paulo

Ofereço

À minha filha Ana Rebeca

À minha esposa Sandra

Dedico com amor e carinho

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	– Equações matemáticas para os parâmetros utilizados no Índice de Qualidade Natural das Águas Subterrâneas (IQNAS)	33
Tabela 2	– Parâmetros para o Sistema de avaliação da qualidade das águas subterrâneas	34
Tabela 3	– Classes de qualidade da água do método SEQ para consumo humano.	35
Tabela 4	– Padronização produzida para o nitrato.	36
Tabela 5	– Possíveis limites para o índice.	36
Tabela 6	– Faixas escalares de variação do Índice Relativo de Qualidade (IRQ) para caracterização do potencial qualitativo das águas subterrâneas para consumo humano	38
Tabela 7	– Classificação dos valores obtidos com a aplicação do ISL	43
Tabela 8	– Classificação dos valores obtidos com a aplicação do IER	43
Tabela 9	– Classes de restrição ao uso da água para irrigação, segundo os riscos associados	45
Tabela 10	– Resultado da análise de agrupamento hierárquico pelo método de Ward para os 28 pontos de coleta de água de poços salinos das localidades rurais do Oeste potiguar.	49
Tabela 11	– Resultado da análise de agrupamento hierárquico pelo método de Ward para os 28 pontos de coleta de água purificada por osmose reversa das estações de tratamentos em localidades rurais do Oeste potiguar.	55
Tabela 12	– Resultado da análise de agrupamento hierárquico pelo método de Ward para os 28 pontos de coleta de água de rejeito da dessalinização por osmose reversa das estações de tratamentos em localidades rurais do Oeste potiguar.	58
Tabela 13	– Índices de Saturação de Langelier e de Estabilidade de Ryznar para as comunidades	62
Tabela 14	– Valores da Taxa de Rejeição de Sais para as comunidades	65
Tabela 15	– Índices dos desvios dos indicadores para água purificadas	68
Tabela 16	– Índices dos desvios dos indicadores para água salobra de poços	69
Tabela 17	– Índices dos desvios dos indicadores para água de rejeito	70

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	–	Abrangência da região semiárida e sub-úmida seca no Nordeste.....	18
Figura 2	–	Bacia Potiguar.....	19
Figura 3	–	Perfil estatigráfico da Bacia Potiguar.....	20
Figura 4	–	Mapa de aquíferos do Rio Grande Do Norte.....	20
Figura 5	–	Representação do fluxo cruzado.....	22
Figura 6	–	Mapa da área experimental.....	39
Figura 7	–	Mapa de solos (IBGE) da área experimental, mesorregião do Oeste Potiguar, com a localização dos pontos coletados no início da pesquisa..	40
Figura 8	–	Valores de precipitação (mm) nos períodos de coleta nas comunidades rurais estudadas.....	47
Figura 9	–	Dendrograma da análise de agrupamento hierárquico pelo método de Ward para os 28 pontos de coleta de água de poços salinos das localidades rurais do Oeste potiguar.....	48
Figura 10	–	Concentrações iônicas das águas salobras de poço x CE.....	52
Figura 11	–	Concentrações de cloretos das águas salobras de poço x CE.....	52
Figura 12	–	Dendrograma da análise de agrupamento hierárquico pelo método de Ward para o 28 pontos de coleta de água purificada por osmose reversa das estações de tratamentos em localidades rurais do Oeste potiguar.....	54
Figura 13	–	Dendrograma da análise de agrupamento hierárquico pelo método de Ward para o 28 pontos de coleta de água de rejeito salino das estações de tratamento em localidades rurais do Oeste potiguar.....	57
Figura 14	–	Concentrações de cátions e ânions x CE para água de rejeito da dessalinização.....	60
Figura 15	–	Concentrações de Cloretos x CE para água de rejeito da dessalinização.	61
Figura 16	–	Índice de recuperação do sistema de osmose reverso instalados nas 7 comunidades rurais do Oeste potiguar avaliadas em épocas seca e chuvosas nos anos de 2014 e 2015.....	61
Figura 17	–	Relação entre ISL e Recuperação do sistema.....	63
Figura 18	–	Relação entre IER e Recuperação do sistema.....	64
Figura 19	–	Comportamento do IRQI para água purificadas, salobras de poços e de rejeito.....	72

RESUMO

No semiárido, devido a predominância do embasamento cristalino, as águas subterrâneas, geralmente, alta concentração de sais. A fim de tornar estas águas próprias para consumo, dessalinizadores têm sido instalados em comunidades e assentamentos rurais para suprir a demanda hídrica. Porém, independentemente da eficiência da membrana e da estrutura instalada dos dessalinizadores, o sistema de osmose reversa produzirá sempre a água potável, mas também a resíduo (rejeito salmoura ou concentrado) com concentração de sais superior à salinidade da água original. Nosso primeiro objetivo foi investigar a eficiência da osmose reversa na purificação das águas de poços salobros e salinos em estações de tratamento instaladas em Comunidades e Assentamentos rurais do Oeste Potiguar. Em segundo lugar, objetivou-se estudar as propriedades hidroquímicas das águas do processo de dessalinização (águas de poços, rejeito salino e purificadas). O terceiro objetivo, propôs um índice relativo de qualidade das águas das estações de tratamento por osmose reversa para fins de irrigação. Foram realizadas 4 campanhas de coletas de amostras de águas de poços, purificadas e de rejeito salino, entre os períodos de outubro de 2013 a novembro 2014, em 7 estações de tratamentos de água de Comunidades e/ou Assentamentos rurais do Oeste potiguar. Determinaram-se a eficiência da osmose reversa na purificação da água e os parâmetros de qualidade Condutividade Elétrica (CE), pH, cátions (sódio, potássio, cálcio e magnésio) e ânions (cloreto, carbonato e bicarbonato), Razão de Adsorção de Sódio (RAS), Índices de Saturação de Langelier (ISL), de Estabilidade de Ryznar (IER) e a relação Cálcio/Magnésio. Além disso, investigou-se a influência dos Índice de Saturação de Langelier e do Índice de Estabilidade de Ryznar com a taxa de recuperação dos sistemas dessalinização por osmose reversa. As análises dos resultados indicam que a taxa de recuperação média dos sistemas de dessalinização foi de 32,11% para os meses de outubro/novembro/2013; 52,42% para os meses de fevereiro/março/2014; 41,41% para os meses de junho/julho/2014 e 33,60 % para os meses de outubro/novembro/2014. Os altos valores de Índice Relativo de Qualidade das águas das estações de dessalinização são apontados como indicadores de possíveis riscos de salinização de solos e de contaminação de aquíferos subterrâneos. O maior grau de impacto do uso da terra em consequência da qualidade das águas de estações de dessalinização foi registrado em amostras de rejeito salino seguidas das águas de poços. Com relação à classificação das águas, registraram que em 17,86 % das amostras de água analisadas foram classificadas como excelentes (Classe I), 22,62 % como boas (Classe II); 22,62 % como razoáveis (Classe III);

10,71% como ruins (Classe IV) e 26,19 % das amostras foram classificadas como péssimas (Classe V).

Palavras-chave: Irrigação; eficiência de dessalinizadores; índice de qualidade de água.

ABSTRACT

In the semi-arid region, due to the predominance of the crystalline basement, the ground waters usually have high concentration of salts. To make these waters suitable for consumption, desalination plants have been installed in rural communities and settlements to meet the water demand. However, regardless of the efficiency of the membrane and installed structure of the desalinators, the reverse osmosis system will always produce not only potable water, but also a residue (brine or concentrated reject) with salt concentration higher than that of the original water. Our first objective was to investigate the efficiency of reverse osmosis in the purification of water from brackish and saline wells in desalination plants installed in Rural Communities and Settlements in Western Rio Grande do Norte. Second, we aimed was to study hydrochemical properties of the waters from the desalination process (well water, saline reject and purified water). The third objective was to propose a relative quality index for the waters from the reverse osmosis treatment plants for irrigation purposes. Four campaigns were carried out to collect samples of well water, purified water and reject brine, from October 2013 to November 2014, in 7 inland desalination plants of Rural Communities and/or Settlements in Western Rio Grande do Norte. The following parameters were determined: reverse osmosis efficiency in water purification and the quality parameters electrical conductivity (EC), pH, cations (sodium, potassium, calcium and magnesium) and anions (chloride, carbonate and bicarbonate), Sodium Adsorption Ratio (SAR), Langelier Saturation Index (LSI), Ryznar Stability Index (RSI) and Calcium/Magnesium ratio. In addition, the influence of LSI and RSI on the recovery rate of the reverse osmosis desalination systems was also investigated. The analyses of the results indicate that the mean recovery rate of the desalination systems was equal to 32.11% for October/November 2013, 52.42% for February/March 2014, 41.41% for June/July 2014 and 33.60% for October/November 2014. High values of Index Assessment of a desalination plant's water quality are shown as possible delineators of risk of soil salinization and groundwater deterioration. The highest degree of land use impact upon on the water quality from desalination plant was recorded in reject brine samples followed by well water. As to the classification of the waters, 17.86% of the analyzed water samples were classified as excellent (Class I), 22.62% as good (Class II), 22.62% as intermediate (Class III), 10.71% as poor (Class IV) and 26.19% as very poor (Class V).

Key words: Irrigation; efficiency of desalinators; water quality index.

SUMÁRIO

1 - INTRODUÇÃO	14
2 – OBJETIVOS	16
2.1 – OBJETIVO GERAL.....	16
2.2 – OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
3 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
3.1 – O SEMIÁRIDO NORDESTINO E A ESCASSEZ DE ÁGUA.....	17
3.2 – A ÁGUA SUBTERRÂNEA.....	18
3.2.1 – Tipos de aquíferos	18
3.2.2 – A formação Arenito Açú	20
3.2.3 – A formação Calcário Jandaíra	21
3.2.4 – O escudo Cristalino	21
3.3 – A DESSALINIZAÇÃO POR OSMOSE REVERSA.....	21
3.4 – QUALIDADE DA ÁGUA	23
3.4.1 – Considerações gerais	24
3.4.2 – Qualidade da água para irrigação	24
3.5 – INDICADORES DE QUALIDADE DE ÁGUA PARA IRRIGAÇÃO	25
3.5.1 – Indicadores de características físicas.....	25
3.5.2 – Indicadores de características químicas.....	26
3.6 - ÍNDICES DE QUALIDADE DE ÁGUAS	31
3.7. – METODOLOGIAS DE ÍNDICES DE QUALIDADE DE ÁGUAS SUBTERRÂNEA (IQAS)	32
3.7.1 - Índice de Qualidade Natural das Águas Subterrâneas (IQNAS).....	32
3.7.2 – Sistema de avaliação da qualidade das águas subterrâneas (Système d'évaluation de la Qualité des Eaux Souterraines – SEQ)	33
3.7.3 – Índice de Qualidade de águas subterrâneas por Análise Fatorial de Correspondência (AFC).....	35
3.8.3 - Índice Relativo de Qualidade (IRQ).....	37
4 – MATERIAL E MÉTODOS	39
4.1 – ÁREA DE ESTUDO	39
4.2. – PROCEDIMENTO AMOSTRAL.....	40
4.3 – MÉTODO APLICADO	41
5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO	48
5.1 –. QUALIDADE DAS ÁGUAS PARA IRRIGAÇÃO	48
5.1.1 –. Águas salobras de poços.....	48

5.1.2 – Água purificada	53
5.1.3 – Água de rejeito da osmose reversa	56
5.2.1 – Recuperação do sistema.....	61
5.2.2 – Rejeição de sais	64
5.3 – ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA PARA IRRIGAÇÃO	66
5.3.1 – Índices de desvios dos indicadores	67
5.3.2 – IRQI.....	71
6 - CONCLUSÕES	73
7 – REFERÊNCIAS	74

1 - INTRODUÇÃO

No semiárido Brasileiro, um grande desafio é promover o abastecimento de água às famílias residentes nas áreas rurais e mais ainda, dotar essas comunidades de capacidade produtiva. Deste modo, a problemática dos recursos hídricos nas regiões semiáridas é uma questão crucial para superação dos obstáculos ao desenvolvimento (Cirilo, 2008), pois, devido ao regime pluvial irregular, muitas vezes os recursos superficiais são escassos ou de má qualidade, dificultando o armazenamento da água em mananciais de superfície, principalmente quando há períodos extensos nos quais a pluviosidade é muito baixa.

No caso específico de regiões que são afligidas pela escassez de água como, por exemplo, a porção semiárida do Nordeste do Brasil, a produção de alimentos deve estar fundamentada em princípios e técnicas de convivência com a seca, bem como no aproveitamento de fontes alternativas e uso racional dos recursos hídricos disponíveis.

Neste contexto, numerosas técnicas de convivência com a seca têm sido utilizadas para melhorar o acesso e aumentar a disponibilidade de água, principalmente, para atender a demanda rural difusa existente em regiões áridas e semiáridas como, por exemplo, as barragens subterrâneas e as cisternas de placas (Lima et al., 2013; Lima et al., 2017) e, ainda as águas subterrâneas a partir de investimentos públicos na perfuração de poços tubulares (Soares et al., 2006).

No caso específico das águas subterrâneas, estas podem ser utilizadas para consumo e, também, para a produção agrícola como garantia da segurança alimentar e nutricional das famílias rurais. Entretanto, essas fontes hídricas apresentam na maioria dos casos restrições de uso para dessedentamento humano, por apresentarem problemas de salinidade (Ayers & Westcot, 1999).

Para solucionar este problema, há cerca de dez anos, o ‘Programa Água Boa’ do Governo Federal instalou, em várias comunidades rurais do Nordeste, estações de tratamentos de água por osmose reversa a fim de obter água potável para as famílias por meio da dessalinização da água salobra de poços. O emprego desta tecnologia acaba por amenizar as precárias condições do abastecimento hídrico nas localidades nordestinas contempladas pelos programas governamentais neste âmbito. Assim, problema da salinização dos mananciais não torna estes recursos inexploráveis já que, a tecnologia da dessalinização permite a viabilização dos mesmos no Nordeste do Brasil, onde vem sendo empregado o método da osmose reversa (Soares et al., 2006)

Não obstante, o processo de dessalinização irá gerar uma quantidade de rejeito da ordem de 40 a 70% do total de água salobras de poços retirada, dependendo da eficiência do

equipamento e da qualidade da água do poço. Mas, independentemente da eficiência da membrana e da estrutura instalada dos dessalinizadores, o sistema de osmose reversa produzirá sempre a água potável, mas também a água residuária (rejeito salmoura ou concentrado). Entretanto, sistema de dessalinização com membranas eficientes resulta em redução de volume de rejeito produzido, evitando maiores impactos negativos ao ambiente (Bush et al., 2016; Khazadaa et al., 2017) e, ainda a garantia do uso racionais das fontes hídricas subterrâneas no meio rural.

Assim, uma maior atenção deve ser direcionada ao uso racional dos recursos hídricos no semiárido e, especialmente no que se refere à eficiência do tratamento das águas salobras por osmose reversa e, ao monitoramento e manejo das águas subterrâneas salobras (poços, e/ou rejeito) por meios da avaliação da qualidade. Tais práticas, podem suprir a demanda hídrica, garantindo a segurança alimentar e nutricional das famílias de uma forma sustentável, isto é, sem causar consequências ambientais, econômicas ou sociais inaceitáveis.

2 – OBJETIVOS

2.1 – OBJETIVO GERAL

Investigar a eficiência da osmose reversa na purificação das águas de poços salobros e salinos e avaliar a qualidade das águas do processo de dessalinização visando o uso racional e o manejo sustentável das águas em comunidades e assentamentos rurais do Oeste Potiguar.

2.2 – OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Calcular a taxa de recuperação do sistema de osmose reversa por meios do balanço de sais das águas salobras, rejeito salino e purificadas;
- Relacionar a interferência dos Índices de Saturação de Langelier e de Estabilidade de Ryznar com a taxa de recuperação dos sistemas dessalinizadores;
- Determinar a qualidade físico-química e classificar as águas do processo de dessalinização (águas de poços, rejeito salino e purificadas).
- Classificar as águas do processo de dessalinização das águas salobras das estações de tratamentos por osmose reversa em períodos de seca e inverno e propor estratégia de manejo e uso das águas a fim de evitar a salinização.
- Propor um índice de qualidade para águas subterrâneas para fins de irrigação com base nos efeitos que suas características possam provocar no solo e na cultura em áreas de produção agrícola praticada no Oeste potiguar.

3 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 – O SEMIÁRIDO NORDESTINO E A ESCASSEZ DE ÁGUA

Com área de 1.219.000 km², que equivale a aproximadamente um quinto da superfície total do Brasil, e uma população de 22,6 milhões de pessoas, dos quais 8,6 milhões estão na zona rural, a Região nordeste do Brasil ocupa a posição norte-oriental do país, entre 1° e 18°30' de latitude sul e 34°30' e 40°20' de longitude oeste de Greenwich, abrangendo os estados do Maranhão, Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe e Bahia (Cirilo, 2008).

A região semiárida representa 57,53 % da área, detém 40,54 % da população e abrange 1133 municípios do Nordeste (Figura 1). Tem como principais características elevadas taxas de insolação e evaporação e baixas precipitações que tanto podem ser caracterizadas pela ausência, quanto pela alta variabilidade espacial e temporal das chuvas, fatores que favorecem a escassez de água. Nesta região, as temperaturas médias estão entre 23 e 27 °C e a pluviosidade varia entre 300 e 800 mm ano⁻¹.

Os valores médios anuais das chuvas podem ocorrer num só mês ou se distribuir de forma irregular nos primeiros 3 a 5 meses do ano que equivalem ao período chuvoso. Ainda que a solução aos problemas da escassez de água no Nordeste seja uma meta há muito tempo almejada, continua-se verificando os impactos das estiagens sobre a população local, seja como reflexos econômicos substanciais na agricultura, ou como prejuízos sociais, os quais se estendem, como consequência, às demais regiões do País (Rebouças, 1997; Suassuna, 1999; Soares et al., 2006).

Tal fato se deve a este semiárido apresentar situações mais difíceis de serem superadas do que as de outras regiões similares do mundo. Os solos são, em sua maior parte, muito rasos, com a rocha quase aflorante, o que compromete a existência de aquíferos, sua recarga e qualidade das águas; temperaturas elevadas conduzem a altas taxas de evaporação; poucos rios perenes; concentração populacional das mais altas entre os semiáridos do mundo geram pressões excessivas sobre os recursos hídricos (Cirilo, 2008).

Devido ao regime pluvial irregular, a produção agrícola é restrita às áreas passíveis de irrigação, pois entre todos os recursos de que a planta necessita para crescer e funcionar, a água é o de maior demanda e, por isso, o mais importante pois quase todos os processos fisiológicos das plantas são, direta ou indiretamente, influenciados pelo suprimento hídrico (Mendes, 1986; Kramer e Boyer, 1995; Taiz e Zeiger, 2004).



Figura 1. Abrangência da região semiárida e sub-úmida seca no Nordeste. Fonte: Brasil (2005)

3.2 – A ÁGUA SUBTERRÂNEA

3.2.1 – Tipos de aquíferos

A constituição geológica do aquífero (porosidade/permeabilidade intergranular ou de fissuras) irá determinar a velocidade da água em seu meio bem como sua qualidade e sua capacidade como reservatório. Essa característica é decorrente de sua origem geológica, que pode ser fluvial, lacustre, eólica glacial e aluvial no caso dos sedimentares; origem vulcânica no caso dos sistemas fraturados e metamórfica no caso das rochas calcárias (Alencar, 2007)

No sistema fraturado a água está associada à presença de descontinuidades na rocha, responsáveis por uma porosidade secundária associada a falhas, fraturas e diáclases. É representado pelas rochas ígneas e metamórficas, e constitui os terrenos denominados genericamente de cristalinos. Semelhante modo, no sistema fraturado-cárstico a ocorrência de água também está relacionada à presença de descontinuidades na rocha, associadas a feições de dissolução. Contudo este aquífero corresponde à região de ocorrência de rochas sedimentares ou metassedimentares associadas a rochas calcárias, sendo que estas últimas estão relacionadas às feições de dissolução. O sistema poroso, por sua vez encerra a água entre os grãos que

compõem a rocha, conhecida como porosidade primária. Este sistema é representado pelas rochas sedimentares, constituindo, de forma geral, os melhores aquíferos em termos de produtividade de poços e reservas hídricas (MMA, 2012).

A Bacia Potiguar está entre as principais bacias sedimentares mesozóicas, em relação ao potencial hidrogeológico. Apresenta área total de 60.000 km², sendo 40% localizados na porção emersa, ocupando parte dos estados do Rio Grande do Norte e Ceará (Figura 2), possuindo o formato de cunha como forma geral da sequência sedimentar, que se espessa para o norte, em direção ao mar, atingindo espessuras superiores a 1000 metros (Figura 3) As unidades estratigráficas estão representadas, predominantemente, pela formação calcária Jandaíra, com espessura média de 250 a 300 m, no topo, e pelo arenito Açú, na base (Oliveira et al, 2013).

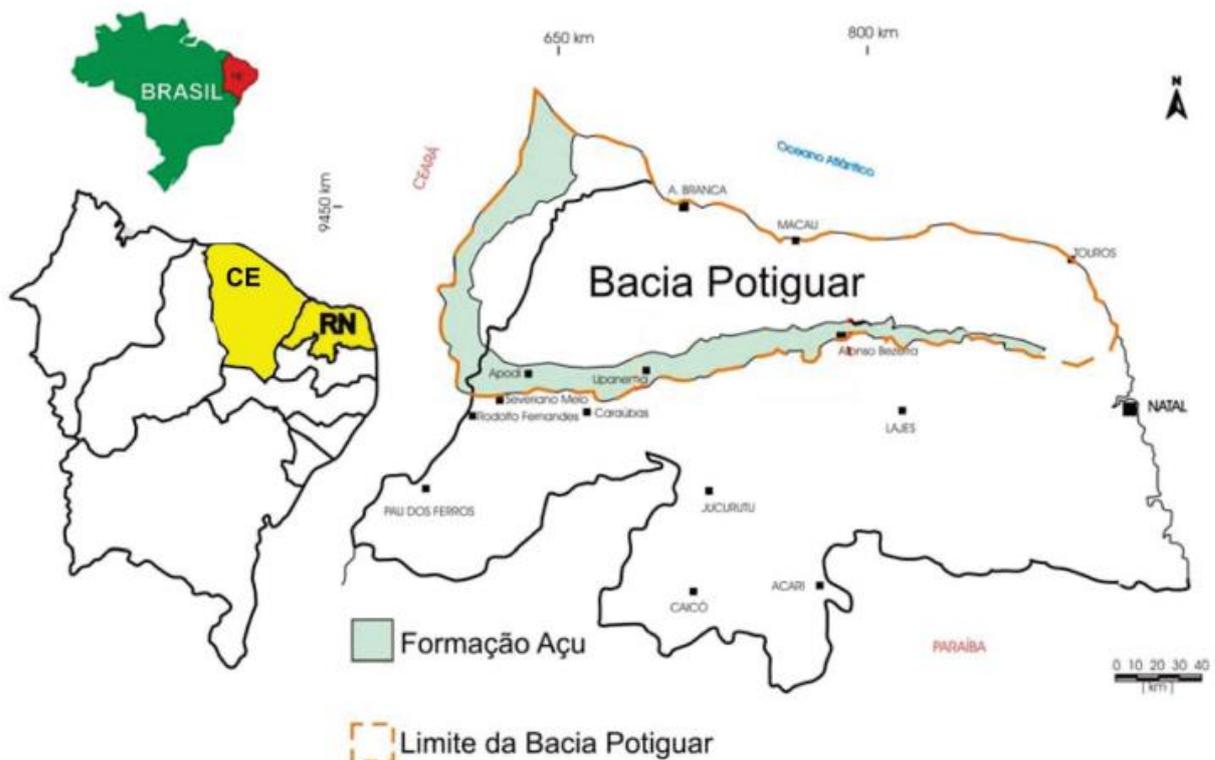


Figura 2. Bacia Potiguar. (Fonte Brasil 2012)

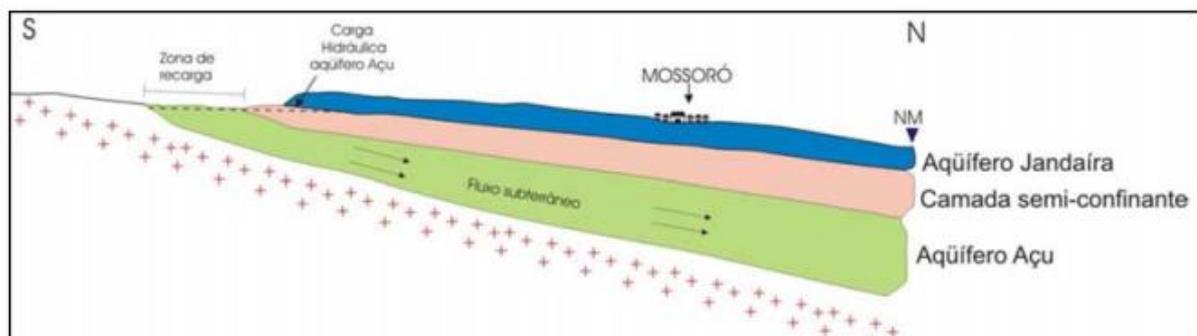


Figura 3. Perfil estatigráfico da Bacia Potiguar. (Fonte Brasil 2012)

3.2.2 – A formação Arenito Açú

O aquífero Açú corresponde à porção inferior, essencialmente arenosa da formação e constitui a unidade hidrogeológica mais importante da bacia Potiguar. Ocorre em uma faixa de espessura média de 150 m na área de afloramento, podendo atingir uma espessura de 400 m que acompanha a borda desta bacia. Nessa bacia, o aquífero Açú aflora, ao longo de uma faixa marginal ao sul com largura variando entre 5 km, no extremo leste, e 20 km, no extremo oeste mostrando-se livre em sua faixa de afloramento, apresentando uma vazão média de $10,0 \text{ m}^3\text{h}^{-1}$.

Quando encoberto, ocorre na Bacia Potiguar capeado pelo calcário Jandaíra (Figura 4), onde se apresenta confinado e suas vazões chegam a atingir $200,0 \text{ m}^3\text{h}^{-1}$. Constituído por arenitos médios a conglomeráticos na base, passando a arenitos médios na porção intermediária e arenitos mais finos no topo, atinge uma área total de cerca de 22.000 km^2 (SEMARH, 1998). Os poços tubulares nesse aquífero poroso produzem águas de boa qualidade e baixa concentração iônica. (MMA, 2012; Marcon et al, 2014)

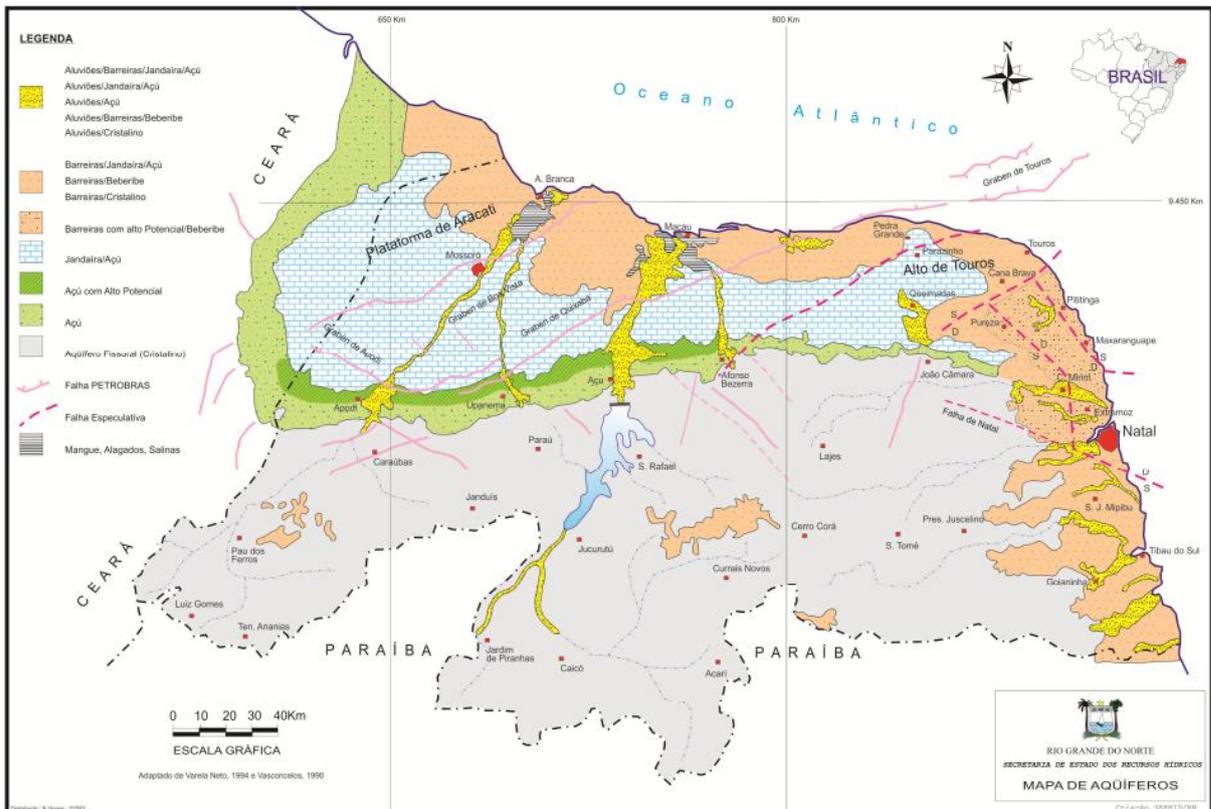


Figura 4. Mapa de aquíferos do Rio Grande Do Norte – Brasil (SEMARH)

3.2.3 – A formação Calcário Jandaíra

A formação Calcário Jandaíra ou aquífero Jandaíra ocorre numa superfície total de 17.756 km² e é constituído de calcários cinzas, cremes, margas, siltitos, argilitos e dolomitos cremes. Esta área de ocorrência inclui as zonas recobertas pela Formação Barreiras, aluviões e dunas, que totalizam cerca de 5.980 km². Estudos regionais indicam que a espessura da Formação Jandaíra pode chegar a 600 m na porção mais profunda da Bacia Potiguar, embora as espessuras mais importantes, do ponto de vista hidrogeológico, tenham sido registradas entre 50 e 150 m com vazões variando entre 10 e 50 m³ h⁻¹, conforme Mistreta (1984). Segundo SEMARH (1998), as águas do Jandaíra apresentam dureza superior a 200 mg L⁻¹ como CaCO₃ e, sólidos totais dissolvidos entre 1.000 a 5.000 mg L⁻¹ (Marcon et al., 2014)

3.2.4 – O escudo Cristalino

O complexo Cristalino possui área ocupa uma área de 51.809 km², equivalente a cerca de 60% da superfície total do Estado. Apresenta poços com profundidade média de 50 metros e vazão média da ordem de 1,5 m³ h⁻¹ (Marcon et al., 2014). O aquífero cristalino apresenta características hidrogeológicas heterogêneas e anisotrópicas. Dessa forma, o modo de ocorrência das águas subterrâneas fica restrito às zonas de descontinuidade das rochas, sendo a vazão dos poços relacionada às condições de abertura e interconectividade entre as fraturas atravessadas (Costa et al., 2007). Constata-se que as propriedades hidrogeológicas das rochas cristalinas fraturadas, no tocante à dimensão e limite, são consideradas imprevisíveis e, em relação aos parâmetros hidráulicos, caracterizam-se por notável variabilidade de um local para outro. Este fato contribui para uma grande variabilidade de disponibilidade e qualidade das águas. Costa (2007), em estudos sobre a qualidade de água de poços no cristalino, relata a existência de dois poços na fazenda Inharé, município de Santa Cruz, RN, que distam 150 metros entre si, um deles possuindo águas doces, e o outro, salinas.

3.3 – A DESSALINIZAÇÃO POR OSMOSE REVERSA

A dessalinização é um processo de hiper filtração cruzada que remove parcialmente os sais de água salobra ou do mar. A aplicação de uma pressão ocasiona o fluxo de água da região de maior para a de menor concentração acompanhada por pequena quantidade de sais. Este fenômeno é chamado osmose reversa ou osmose inversa (Figura 05) (Monteiro et al., 2009)

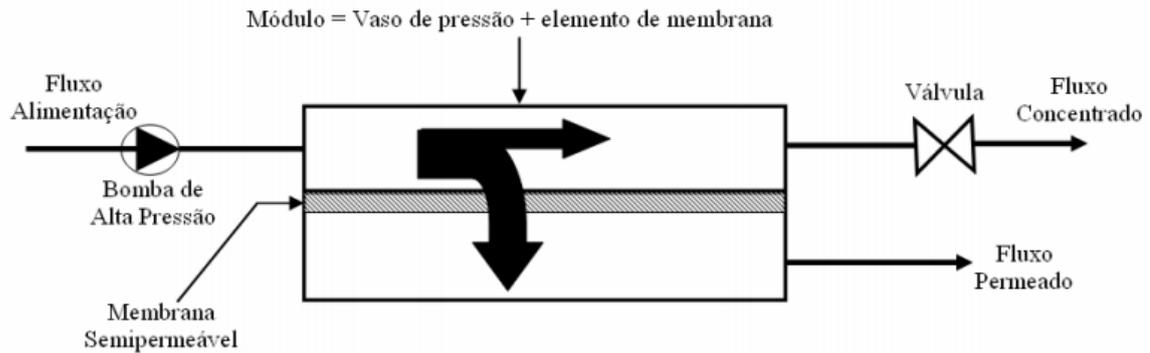


Figura 5. Representação do fluxo cruzado, Fonte: Filmtec, (2007)

Quando duas soluções de concentrações diferentes entram em contato ocorre o processo de difusão com o deslocamento dos íons para a fase mais diluída e da água para a solução concentrada. O processo de osmose natural ocorre quando estas encontram-se separadas por uma membrana semipermeável, isto é, permeável a água, mas resistente à passagem de íons. Neste caso, existe uma tendência do solvente (água), da solução menos concentrada, migrar para o ambiente onde se encontra a solução de maior concentração de sais, a qual sofre uma diluição progressiva até que as duas soluções atinjam as mesmas concentrações. Este processo é impulsionado pela diferença de potencial osmótico, até que as concentrações sejam igualadas, atingindo o equilíbrio osmótico (Monteiro et al., 2009).

A pressão necessária aplicada para evitar este movimento é chamada pressão osmótica. O processo de osmose reversa pode ser explicado pelo uso de pressão externa, maior que a pressão osmótica, em uma solução concentrada em sais, forçando esta a passar por uma membrana semipermeável, no sentido inverso da osmose. Contudo, não basta que as pressões de operação reais sejam apenas mais elevadas do que a pressão osmótica da solução, uma vez que a pressão de operação deve superar também a resistência da membrana, a resistência da zona de polarização de concentração o *fouling*, e a resistência interna do equipamento (Soares 2007, Monteiro et al., 2009).

A zona de polarização por concentração caracteriza-se pelo soluto que foi retido pela membrana próximo à sua superfície (Vasan e Field, 2006). A camada formada provoca uma resistência adicional ao transporte através da membrana, reduzindo o fluxo de permeado. Nesta região as concentrações de soluto são mais elevadas que no seio da solução, o que lhe confere um elevado potencial osmótico. O *fouling* é caracterizado pelo acúmulo de sólidos na superfície ou na matriz da membrana, causando a diminuição de sua permeabilidade e do fluxo de permeado (Vasan e Field, 2006; Gao, et al., 2011).

O comportamento agressivo ou incrustante das águas subterrâneas é verificado através da correlação entre o pH medido e o pH de equilíbrio em uma solução saturada de carbonato de cálcio, o pHe. Sua tendência corrosiva/incrustante determina se ocorrerão estas alterações no sistema de exploração e podem ser avaliadas pelo Índice de Saturação de Langelier (LSI - *Langelier Saturation Index*) e pelo Índice de Estabilidade de Ryznar (RSI - *Ryznar Stability Index*) (Lastoria, 2002; Feitosa, 2008)

O Índice de Saturação de Langelier é um modelo de equilíbrio derivado de conceitos teóricos de saturação que indica o grau de saturação do carbonato de cálcio na água, sendo proposto por Langelier no ano de 1946 (Ferraz, 2007; Grades, 2004; Mcneill, 2000). O cálculo é feito tomando-se a diferença entre o pH medido da água e o pHe), quando esta mesma água apresenta-se saturada com CaCO_3 ou em equilíbrio (pHe). O Índice de Estabilidade de Ryznar foi proposto em 1944 aponta para o estado de saturação de carbonato de cálcio.

Segundo Monteiro et al (2009) dentre as variáveis consideradas no projeto de um sistema dessalinizador, as que aferem a sua eficiência são a capacidade de recuperação do sistema (r), a rejeição de sais (RS) e a passagem de sais (PS) que são, obtidas a partir do dimensionamento preliminar do sistema.

A recuperação do sistema refere-se à percentagem da água salobras de poços convertida em permeado e depende de vários fatores, como a formação de incrustação na superfície das membranas, a pressão osmótica e a qualidade da água de alimentação do sistema.

Quanto maior o nível de recuperação de um sistema, maior é o volume de permeado e, conseqüentemente menor o volume de rejeito produzido. Isto aumenta o valor da concentração de sais dissolvidos na corrente de rejeito, assim como a possibilidade de sua precipitação na superfície da membrana.

Proposta por Silveira, 1999, a rejeição de sais fornece a capacidade da membrana de rejeitar os sais dissolvidos durante a permeação da água indicando a efetividade de remoção de sais e outras espécies químicas. Possuindo valores que variam de 90 a 99,8 % para a maioria dos íons existentes na água, (HYDRANAUTICS, 2002), a rejeição de solutos por membranas é influenciada por uma grande variedade de fatores tais como dimensões do soluto, morfologia dos componentes retidos e tamanho dos poros da membrana, propriedades químicas da solução a ser filtrada e fatores hidrodinâmicos, os quais determinam a tensão de arraste e as forças de cisalhamento na superfície da membrana (Schneider e Tsutiya, 2001).

3.4 – QUALIDADE DA ÁGUA

3.4.1 – Considerações gerais

A qualidade da água é definida através de um conjunto de parâmetros mensuráveis que, apresentando valores compatíveis com a legislação ou com padrões pré-estabelecidos, será boa, do contrário, será melhor ou pior que o esperado (Melo, 2005). Por exemplo, a concentração de cloretos na água para consumo humano não deve ultrapassar 250 mg L^{-1} - $7,03 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ aproximadamente - (RESOLUÇÃO nº 357/2005 CONAMA) enquanto que para a água de irrigação, dependendo da cultura, do método de irrigação e do manejo aplicado, a faixa considerada normal está entre 0 e $30 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ (Ayers e Westcott, 1999).

Em face à grande complexidade dos fatores determinantes e da grande quantidade de opções de variáveis disponíveis para descrever as condições de um corpo hídrico, torna-se difícil encontrar uma definição simples e completa para qualidade de água. Devido as suas propriedades de solvente e sua capacidade de transportar partículas, a água incorpora a si diversas substâncias as quais vão influenciar diretamente em sua qualidade (Von Sperling 2005),

O conceito de qualidade da água refere-se às variáveis que podem afetar sua adaptabilidade para um uso específico, ou seja, está vinculado à finalidade com que se pretende utilizá-la, podendo usos específicos ter diferentes requisitos de qualidade; assim, uma água pode ser considerada de melhor qualidade se produzir melhores resultados ou causar menos problemas (Ayers e Westcott, 1999). As variáveis que descrevem o estado qualitativo das águas são químicas, físicas e biológicas que, para determinados fins, terão uma maior ou menor relevância, e passam a constituir impurezas quando alcançam valores superiores aos estabelecidos como normais para um determinado uso podendo causar danos à saúde humana e ao ambiente (Ayers e Westcott 1999; Barreto, 2007).

A parte física pode ser representada pela temperatura e os sólidos (totais, dissolvidos e suspensos) presentes na água. As variáveis químicas podem ser interpretadas através de materiais orgânicos e inorgânicos e são determinados pelas condições climáticas, geomorfológicas e geoquímicas existentes na bacia de drenagem e na área de recarga ou confinamento do aquífero, enquanto que a parte biológica pode ser determinada pela presença da comunidade biológica na água (Gastaldini e Mendonça, 2003).

3.4.2 – Qualidade da água para irrigação

A água é o principal insumo da irrigação, tanto sua quantidade quanto sua qualidade são de vital relevância para o sucesso da técnica sem prejuízos ao sistema solo-planta, bem como ao próprio equipamento de irrigação. No entanto, o aspecto qualidade era desprezado

devido ao fato de que no passado as fontes de água, no geral, eram abundantes, de boa qualidade e de fácil utilização. Nas últimas décadas, a qualidade da água para a irrigação é uma ferramenta importante e a negligência quanto a este aspecto produz efeitos indesejáveis na condução de uma cultura comercial (Mantovani et al., 2007; Ayers e Westcott, 1999).

Para que se possa fazer uma interpretação correta da qualidade da água para irrigação, devem-se relacionar as características avaliadas com os prováveis efeitos produzidos no solo, na cultura e no manejo da irrigação (Bernardo, 2006). A compreensão da relação causa e efeito entre um componente da água e o problema resultante de sua ausência, ou presença em excesso, permite avaliar sua qualidade e determinar seu grau de aceitabilidade (Ayers e Westcott, 1999). Esta comparação é necessária para estabelecer parâmetros a fim de compensar ou controlar os problemas relacionados com a qualidade da água. Sendo assim, devem ser considerados aspectos relacionados a riscos de salinização e sodificação, bem como de alcalinização do solo por carbonatos (Ayers e Westcott, 1999;).

Os autores ainda ressaltam a importância do aspecto sanitário, da toxicidade de alguns íons para as plantas tais como sódio e cloretos, bem como a possibilidade de danos ao sistema de irrigação por elevadas concentrações de sais de baixa solubilidade ou alto teor de material particulado em suspensão (Ayers e Westcott, 1999; Andrade Junior et al 2006).

A alta concentração de sais é um fator de estresse para as plantas, pois apresenta atividade osmótica retendo a água além da ação de íons sobre as plantas. Um excesso de Na^+ , e sobretudo, um excesso de Cl^- no protoplasma ocasionam distúrbio em relação ao balanço iônico (K^+ e Ca^{2+} em relação ao Na^+) (Larcher, 2000). Um aumento da concentração de sais e de sódio trocável no solo reduz a sua fertilidade, sua capacidade de infiltração e, a longo prazo, pode promover uma maior concentração de sais no lençol freático ou levar à desertificação da área afetada (Ribeiro et al., 2010),

Sendo assim, a composição iônica da água é de suma importância quando se deseja avaliar a sua qualidade para fins agrônômicos e, mais especificamente, para uso na irrigação. Existe uma grande variação nas classificações de água para fins de irrigação, embora haja um consenso de que o equilíbrio iônico e a salinidade da água sejam fatores decisivos para a avaliação de sua qualidade para este fim (Maia et al., 2001).

3.5 – INDICADORES DE QUALIDADE DE ÁGUA PARA IRRIGAÇÃO

3.5.1 – Indicadores de características físicas

Os principais indicadores físicos de qualidade da água são temperatura, sólidos totais dissolvidos ou em suspensão e dureza. Os sólidos suspensos são constituídos de areias, siltes e

partículas de argila de diâmetro igual ou superior a 10 µm além de fito e zooplâncton. Estas variáveis estão intrinsecamente ligadas a problemas de obstrução de emissores, sobretudo em sistemas de irrigação localizada (Nakayama e Bucks, 1986).

A dureza, originalmente, foi entendida como a capacidade da água precipitar sabões (APHA, 2005; Costa et al 2005) pelo efeito do cálcio, magnésio e outros elementos como ferro, manganês, cobre e bário. A combinação destes cátions com ânions como o carbonato e o bicarbonato pode formar compostos de elevada energia reticular e, portanto, baixa solubilidade, os quais em condições de pH acima de 7,5 podem precipitar e ocasionar obstruções (Nakayama e Bucks, 1986). As concentrações desses cátions, permitem classificar a água em: Água mole (dureza menor que 50 mg L⁻¹ CaCO₃); Água moderada (dureza entre 50 e 150 mg L⁻¹ CaCO₃); Água dura (entre 150 e 300 mg L⁻¹ CaCO₃); Água muito dura (maior que 300 mg L⁻¹ CaCO₃) (Sawyer et al 1994).

3.5.2 – Indicadores de características químicas

Os principais indicadores químicos de qualidade da água são o pH, metais como o ferro e o manganês, cloretos, nitrogênio, fósforo além de cálcio, magnésio, sódio, potássio, Condutividade Elétrica (CE) e a Razão de Adsorção de Sódio (RAS) (Ayers e Westcott, 1999; Hermes et al, 2006).

O pH representa a concentração de íons hidrogênio H⁺ (em escala antilogarítmica), conferindo a condição de acidez, neutralidade ou basicidade da água. Seus valores podem ir de 0 a 14, sendo que este indicador é controlado pelo equilíbrio das concentrações das substâncias em solução.

Para a água de irrigação, a faixa de pH considerada normal está entre 6,5 e 8,4 (Ayers e Westcott, 1999). Águas com pH demasiadamente baixo podem lixiviar sais e minerais solúveis, incluindo os de cálcio, reduzindo sua influência sobre a estabilidade dos agregados e estrutura do solo além do íon H⁺ competir com os cátions pelos sítios de troca diminuindo a absorção destes e estimulando a absorção de ânions. Quando se tem elevado pH causado pela presença de OH⁻ e HCO₃⁻ ocorre o fenômeno inverso, ou seja, uma competição destes íons com os demais ânions, estimulando a absorção de cátions (Schwarz, 1995).

A elevação do pH do solo, diminui a disponibilidade da maioria dos nutrientes para as culturas e proporciona perda de nitrogênio na forma de amônia. Além disso, águas com altos valores de pH podem causar problemas de toxicidade de íons e formação de precipitados causando obstrução do sistema de irrigação. A alcalinidade excessiva na fertirrigação pode criar uma série de inconvenientes, que vão desde o entupimento dos emissores, pela precipitação de

carbonatos e fosfatos, até a redução da disponibilidade de micronutrientes para as culturas (Egreja Filho et al., 1999).

Alcalinidade é a medida das substâncias presentes na água capazes de neutralizar ácidos. Em outras palavras, é a quantidade de substâncias presentes na água que atuam como tampão. Se numa água quimicamente pura ($\text{pH} = 7$) for adicionada pequena quantidade de ácido fraco, seu pH mudará instantaneamente. Numa água com certa alcalinidade, os íons presentes irão neutralizar o ácido, ou seja, a alcalinidade da água é uma medida da capacidade da água de reagir com ácidos para atingir determinado pH (Gonçalves, 2009).

Nas águas, a alcalinidade é função, principalmente, das concentrações de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos e é tomada como indicação da concentração destes constituintes. De acordo com o valor do pH, a alcalinidade preponderante pode ser apenas de bicarbonatos – $4,4 < \text{pH} < 8,4$ – de bicarbonatos e carbonatos – $8,4 < \text{pH} < 9,4$ – e de hidróxidos e de carbonatos – $\text{pH} > 9,4$ (APHA, 2005).

Além destes, amônia, borato, bases orgânicas, fosfatos e silicatos também podem contribuir para a alcalinidade (Whipker et al. 1996). Ainda segundo os autores, os íons carbonatos e bicarbonatos podem ter efeito tóxico para o crescimento das plantas. Esse efeito pode ocorrer mais pela interferência na absorção de elementos essenciais pelas raízes e associado ao aumento no pH na solução do solo, do que pela absorção direta dos íons carbonatos e bicarbonatos pelas plantas (Maia; 1996).

Um exemplo de desbalanço nutricional é a redução da disponibilidade de Ferro em solos com pH elevado, fato comum em solos com elevado teor de bicarbonatos (BOHN et al., 1979). Além disso, águas com excessiva alcalinidade também reduzem a disponibilidade de micronutrientes para as plantas em virtude do aumento do pH da solução do solo. Devido a isso, a alcalinidade das águas de irrigação tem que ser reduzida (Maia; 1996).

Entende-se por Condutividade Elétrica (CE) a capacidade da água em conduzir a corrente elétrica, a qual se deve à presença de íons em solução. Todas as águas naturais, em menor ou maior escala, contêm íons advindos da dissolução de minerais (Ayers e Westcott 1999; Von Sperling, 2005; Hermes et al, 2006).

Em virtude de sua facilidade e rapidez de determinação, a CE tornou-se o procedimento padrão a fim de expressar a concentração total de sais para classificação e diagnose das águas destinadas a irrigação (Bernardo, 2006). O excesso de sais na água de irrigação pode causar acúmulo de sais no solo, o que influi na absorção e movimento da água e no desenvolvimento das plantas. A concentração excessiva de sais na solução do solo diminui a energia livre da água, reduzindo sua absorção pelas plantas. Assim sendo, níveis de salinidade

elevados no solo reduzem o potencial osmótico de sua solução e, em consequência, o potencial hídrico e, por conseguinte, a disponibilidade de água para as plantas, sendo, pois, estes fatores, as resistências que as raízes das plantas têm que vencer para absorver água do solo (Richards, 1954; Medeiros, 1992).

As culturas respondem de forma diversificada à salinidade, algumas produzem rendimentos aceitáveis a níveis altos de salinidade e outras são sensíveis a níveis relativamente baixos, cuja diferença se deve à melhor adaptação osmótica apresentada por algumas culturas, o que permite absorver, mesmo em condições de salinidade, maior quantidade de água (Ayers e Westcott 1999). O uso de água salina, além de afetar o rendimento da planta, proporciona redução no seu crescimento, influenciando na evapotranspiração da cultura (Allen et al., 1998). A hipótese que melhor parece adequar-se às observações é que a salinidade excessiva reduz o crescimento da planta, por causar aumento no dispêndio de energia para absorver água do solo e realizar os ajustes bioquímicos necessários para sobreviver em condições de estresse. Esta energia é desviada dos processos que conduzem ao crescimento e à produção (Rhoades et al, 1992).

Problemas de fitotoxicidade e redução da absorção de alguns nutrientes também estão relacionados com ao excesso de sais na solução do solo. As modificações no metabolismo, induzidas pela salinidade, são consequências de várias respostas fisiológicas da planta, dentre as quais se destacam as modificações em balanço iônico, comportamento estomático e eficiência fotossintética. A redução da fotossíntese em função da salinidade decorre de fechamento estomático e de inibição na atividade de fixação do carbono fotossintético. O estresse salino causa efeito complexo sobre o metabolismo, resultando em toxicidade iônica, déficit hídrico e desequilíbrio nutricional (Heuer, 1997).

Dentre os constituintes da água, o cálcio, após o nitrogênio e o potássio, é o nutriente mais exigido pelas plantas, o que lhe confere grande importância (Santana, et al., 2004). De acordo com sua concentração na água de irrigação, o cálcio pode causar efeitos antagônicos. Em virtude da sua carga e do seu raio hidratado, a infiltração de água no solo é favorecida quando se tem elevadas concentrações de cálcio na água de irrigação. Este fato é devido à maior força de atração entre o cálcio e as partículas de argila, o que contribui para diminuir o efeito dispersante gerado por cátions monovalentes, como o sódio (Ayers e Westcot, 1999).

Porém, águas com elevadas concentrações de cálcio na forma de bicarbonatos e sulfatos ocasionam problemas de incrustações, ocorrendo precipitação de carbonato de cálcio e obstrução de emissores e tubulações. Tais obstruções são de difícil localização, haja vista que sua formação é gradual e condições de elevadas temperaturas e altos valores de pH favorecem

a formação de precipitados de cálcio, bem como de outros elementos Ayers e Westcot, 1999). Ainda segundo os autores, a precipitação de cálcio pode ser prevista através do Índice de Saturação de Langelier (ISL), segundo o qual o carbonato de cálcio precipita quando atinge seu limite de saturação, definido pela diferença entre pHa, o pH da água (laboratório), e pHe, o pH teórico que a água atingiria em equilíbrio com o carbonato de cálcio. Valores positivos deste índice indicam a tendência de precipitação do carbonato de cálcio, enquanto valores negativos indicam a permanência do CaCO_3 em solução.

O magnésio é um macroelemento essencial para os vegetais, tendo uma relação estreita com o cálcio, sendo absorvido pelas plantas por fluxo de massa e difusão, quando se encontrar na solução do solo (Reichardt e Timm, 2004). De maneira análoga ao cálcio, elevadas concentrações de magnésio nas águas de irrigação podem causar precipitações e ocasionar incrustações e entupimento de emissores em casos da irrigação localizada (Mantovani et al., 2007; Zamberlan, 2007), contudo, diferentemente do cálcio, o magnésio forma sais mais solúveis (Pedrosa e Caetano, 2002.). As precipitações de carbonatos de cálcio e magnésio são causadas quando as águas de irrigação possuem altos valores de dureza e pH acima de 7,5, sendo que a maneira para se evitar tais problemas é através da adição de ácidos (Nakayama e Bucks, 1986). Quando se tem altos teores de magnésio na água de irrigação a produtividade das culturas parece ser reduzida, possivelmente por deficiência de cálcio, induzida pelo excesso de magnésio trocável (Maia, 1996). Quando a relação entre o cálcio e o magnésio ($\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$) é menor que a unidade, a extração do cálcio, bem como sua translocação é prejudicada pelo efeito dos altos teores de magnésio (Ayer e Westcot 1999).

O potássio é um dos macroelementos essenciais para as plantas e é por elas utilizado em grandes quantidades, participando em diversas fases do metabolismo como: reações de fosforilação e síntese de carboidratos (Ferri et al., 1985) além de agir na ativação de diversas enzimas e ajudar na formação de raízes e tubérculos dentre outros efeitos benéficos (Dias e Álvarez, 1996).

O potássio pode deslocar o sódio pela capacidade de troca catiônica do solo, sendo que, muitos minerais, em meio argiloso, têm grande capacidade de fixar o potássio por substituição isomórfica. Esse fenômeno é importante ao longo do tempo, com a incorporação do potássio na formação de minerais secundários (Paganini, 1997). Porém, nas águas destinadas a irrigação do Nordeste, o potássio apresenta baixas concentrações (Silva Júnior et al, 1999).

Maia et al. (2001), através dos modelos de regressão linear propostos para as análises de água, identificaram diferentes tipos de água quanto à sua composição iônica para as regiões da Chapada do Apodi e Baixo Açu. Os autores observaram que para as águas de poço amazonas,

o potássio, mesmo contribuindo com menor peso, fez parte do modelo, porém não houve contribuição para as águas de poço tubular e rio.

O sódio na água de irrigação está relacionado com problemas de toxicidade de plantas e de infiltração de água no solo (Ayers e Westcott 1999; Bernardo, 2006). No processo de acumulação e concentração de sais, como consequência da evaporação, geralmente, o sódio se torna um dos principais cátions da solução do solo, face à precipitação do cálcio e do magnésio em forma de carbonatos e sulfatos (Richards, 1954). A alta concentração de sódio no solo e o tipo de água aplicada podem trazer eventuais deteriorações na sua estrutura, alterando o sistema de poros e contribuindo para alterações na infiltração e condutividade hidráulica desse meio poroso (Almeida Neto et al, 2009).

A predominância de sódio em relação aos demais cátions, no complexo de troca, pode promover a dispersão e migração dos colóides no perfil do solo, com obstrução de poros e redução da movimentação de ar e água, dificultando o crescimento dos vegetais (Freire et al, 2003). A dispersão dos solos e a destruição de sua estrutura ocorrem unicamente quando o teor de sódio supera o do cálcio numa proporção acima de 3:1, enquanto que os principais sintomas de toxicidade das plantas por sódio são necroses ao longo da borda das folhas, espalhando-se progressivamente para a área internervural até o centro, aparecendo primeiramente nas folhas mais velhas (Ayers e Westcot 1999).

Os cloretos (Cl^-) em águas naturais são provenientes da dissolução de sais, originados de minerais dissolvidos ou da intrusão salina, quando possuem origem antropogênica são ocasionados de despejos domésticos ou industriais e de águas utilizadas em irrigação, e em águas subterrâneas podem ainda ser originados de aterros sanitários (Pedrosa; Caetano, 2002; Von Sperling, 2005). Com relação à qualidade de água para irrigação, o cloreto está ligado a problemas de salinidade do solo e toxicidade de plantas, sendo neste último aspecto o íon de maior relevância (Ayers e Westcott 1999).

Segundo os autores, o cloreto não é retido nem adsorvido pelas partículas do solo, em que se desloca com facilidade juntamente com a água, porém, é absorvido pelas plantas e translocado até as folhas onde se acumula pela transpiração. Caso sua concentração exceda a tolerância da planta, produzem-se danos como necroses e queimaduras. O tipo de irrigação a ser utilizado também apresenta maior ou menor intensidade de absorção do cloreto, ou seja, quando da utilização do método de irrigação por aspersão a toxicidade é mais rápida, pois a absorção é realizada diretamente pelas folhas. Essa absorção pode ser afetada pela qualidade da água que está sendo usada na irrigação e também pela capacidade da planta em excluir o seu conteúdo no solo, o qual se controla por lixiviação (Holanda e Amorim, 1997).

3.6 - ÍNDICES DE QUALIDADE DE ÁGUAS

O índice de qualidade de água é uma ferramenta matemática empregada para transformar vários parâmetros em uma única grandeza, a fim de representar o nível de qualidade da água. Seu uso é de grande valia, uma vez que, qualquer programa de acompanhamento de qualidade da água, ao longo do tempo e do espaço produz uma quantidade considerável de dados de dados analíticos que precisam ser apresentados em um formato sinóptico, para que descrevam e representem de forma compreensível e significativa o estado atual e as tendências da qualidade da água (Sánchez et al., 2007; CCME, 2001; Ferreira e Ide, 2001).

Dessa forma, torna-se útil no monitoramento e gerenciamento ambiental, servindo como ferramenta na tomada de decisões relativas aos recursos hídricos. Permite comunicação explícita entre profissionais e o público, onde a informação é transmitida em termos compreensíveis da qualidade e localização da poluição (Molozzi et al., 2005; Aureliano *et al.*, 2005; Pinheiro, 2004). Índice ou número índice é um quociente que expressa a variação relativa entre os valores de qualquer medida, sendo uma agregação de dois ou mais parâmetros. O IQA muitas vezes é utilizado como um subindicador, como por exemplo, para cálculos de Índice de Qualidade de Bacia Hidrográfica ou Indicador de Salubridade Ambiental. Em ambos os casos citados o emprego do IQA tem se mostrado muito importante (Menezes, 2007; Germano et al., 2005a; Farias et al., 2004).

Existem diversos tipos de índices, aplicados segundo suas especificidades, elaborados a partir de opiniões de especialistas ou métodos estatísticos. Podem ser para ambientes lênticos, lóticos, estuários, estritamente biológicos ou para águas subterrâneas, dentre outros. Existem ainda, índices derivados de outros índices, como o utilizado pela CETESB, o Índice de Qualidade de Água Salobras de poços (Superficial) para fins de Abastecimento Público (IAP) (CETESB, 2007).

Como a função do índice é simplificar, algum dado informativo pode ser perdido, porém, se este índice é projetado de maneira correta, tal perda não produz distorção significativa em relação às variáveis-resposta nem conduz a uma interpretação errônea de seus resultados. Logo, deve-se cuidar para que o índice seja aplicado para os fins a que ele foi proposto, analisando-se detalhadamente e interpretando de maneira adequada seus resultados. O maior empecilho encontrado na utilização e até mesmo na elaboração de um índice é a diversificação no destino da água prevendo usos múltiplos. Sendo assim, devemos considerar uma função que torne homogêneos os indicadores, uma vez que, podem ser elencados padrões individuais de

qualidade para cada uso ou finalidade, o que pode ocasionar o surgimento de escalas diferenciadas para uma mesma variável ambiental (Bollman e Marques, 2000).

Em face da finalidade deste trabalho ser o monitoramento e a proposição de um índice de qualidade de águas subterrâneas, abordaremos somente as principais metodologias de elaboração de índices para aquíferos, visando principalmente a qualidade da água para irrigação.

3.7. – METODOLOGIAS DE ÍNDICES DE QUALIDADE DE ÁGUAS SUBTERRÂNEA (IQAS)

3.7.1 - Índice de Qualidade Natural das Águas Subterrâneas (IQNAS)

Proposto por um grupo de estudos do Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal da Bahia, o Índice Qualidade Natural da Água Subterrânea (IQNAS), foi calculado para poços dos domínios hidrogeológicos sedimentar, metassedimentar, cárstico e cristalino do Estado da Bahia. Para a confecção do IQNAS os parâmetros físico-químicos selecionados foram: pH, cloreto, resíduos totais, dureza, nitrato e flúor. De acordo com Oliveira *et al.* (2007), o IQNAS foi construído à semelhança do Índice de Qualidade de Água da *National Sanitation Foundation* (adaptado pela CETESB). Foram utilizados os dados consistidos das análises químicas de 1899 poços cadastrados no Banco de Dados da Companhia de Engenharia Rural da Bahia (Cerb), e de 5 amostras de águas minerais da Bacia Sedimentar do Recôncavo, tomadas como padrão. A Figura 5 apresenta um exemplo das curvas médias de variação de qualidade da água da Bahia. As equações matemáticas para os seis parâmetros utilizados foram modeladas utilizando o *software* estatístico *SYSTAT* e são dadas na tabela 1.

Tabela 1: Equações matemáticas para os parâmetros utilizados no Índice de Qualidade Natural das Águas Subterrâneas (IQNAS)

Parâmetros	Equações matemáticas das Notas	Pesos	
pH	$Q_{pH} \% = 1,7354 * pH^2$	$[2 \leq pH \leq 7,34]$	0,05
	$Q_{pH} \% = 16405 * pH^{-2,5} - 17$	$[pH \geq 7,35]$	
Cloreto (Cl)	$Q_{cl} \% = 100$	$[Cl < 4,86]$	0,26
	$Q_{cl} \% = 138,9 * (Cl^{-0,19561}) - (Cl^{0,42})$	$[4,86 \leq Cl \leq 3000]$	
Resíduos Totais (RT)	$Q_{RT} \% = 79 - 0,167284 * RT + EXP(RT^{0,228})$	$[0 \leq RT \leq 1630]$	0,22
	$Q_{RT} \% = 27,7$	$[RT > 1630]$	
Dureza (DUR)	$Q_{DUR} \% = 100$	$[DUR < 5,4]$	0,16
	$Q_{DUR} \% = 101,1 * EXP(-0,00212 * DUR)$	$[DUR \geq 5,4]$	
Flúor (F)	$Q_f \% = 80 + 21 * F - F^{11,6263}$	$[0 \leq F \leq 1,5]$	0,16
	$Q_f \% = 0,0$	$[F > 1,5]$	
Nitrato (NO ₃ N)	$Q_n \% = 100 * EXP(-0,0994 * N)$	$[N \geq 0,0]$	0,15
Soma total dos pesos			1,00

Fonte: Oliveira et al., (2007).

As curvas de qualidade foram geradas especificamente para os principais Domínios Hidrogeológicos do Estado da Bahia, com isso a adequabilidade para o local é maior. Contudo a inclusão de Cloreto e Resíduos Totais pode gerar casos de redundância ou multicolinearidade.

3.7.2 – Sistema de avaliação da qualidade das águas subterrâneas (*Système d'évaluation de la Qualité des Eaux Souterraines – SEQ*)

Desenvolvido na França pela Agência da Água e pelo Ministério da Ecologia e do Desenvolvimento Sustentável, o sistema de avaliação de qualidade de água subterrânea (*SEQ*) objetiva refletir as especificidades das águas subterrâneas, determinando a capacidade da água satisfazer os diferentes tipos de uso (Cadilhac e Albinet, 2003).

Este índice avalia a qualidade da água medindo os vários tipos de poluição, que são caracterizados através de grupos formados por parâmetros da mesma natureza ou que provoquem os mesmos efeitos, avaliando os grupos de alteração de acordo com o uso e

finalidade da água, atribuindo escores de 0 a 100 a cada categoria. Ou seja, cada parâmetro é avaliado individualmente e posteriormente é avaliado o grupo a que ele pertence.

Dessa forma, são atribuídos valores para esses grupos e definidas as classes de adequação. Essas classes ou categorias (tabela 3) possuem uma representação em 4 cores (azul, verde, amarelo e vermelho). A definição de cada classe encontra-se também nesta tabela.

Tabela 2: Parâmetros para o Sistema de avaliação da qualidade das águas subterrâneas (SEQ)

Grupos de Alterações	Parâmetros relacionados
Sabor e Odor	Sabor e Odor
Material Orgânico e Oxidável	Carbono Orgânico Dissolvido
Partículas em Suspensão	Turbidez e Material em Suspensão
Ferro e Manganês	Ferro Total, Manganês Total
Coloração	Cor
Microorganismos	<i>Escherichia coli</i> , Enterococos ou Streptococos Fecais, Coliformes Totais
Mineralização e Salinidade	Condutividade Elétrica, Resíduo Seco, pH, Cloreto, Sulfato, Dureza, TAC (Alcalinidade Total), Cálcio, Magnésio, Sódio, Potássio, Fluoreto, Índice de Saturação, RAS (Razão de Adsorção de Sódio)
Nitrato	Nitrato
Nitrogenados (exceto Nitrato)	Amônia, Nitrito
Micropoluentes Minerais	Alumínio, Antimônio, Arsênio, Bário, Boro, Cádmio, Chumbo, Cianeto, Cobre, Cromo Total, Mercúrio, Níquel, Prata, Selênio, Zinco
Pesticidas	Aldrin, Atrazina, Desetilatrazina, Dieldrin, Diuron, Desetilsimazina Heptacloro, Heptacloro epóxido, Isoproturão, Lindano, Terbutilazina Simazina, Σ Paration metil+Paration etil, Σ Pesticidas, Outros Pesticidas
Hidrocarbonetos Aromáticos	Benzo[a]pireno, H.A. P
Policíclicos (HAP)	
Policlorobifenil (PCB)	PCB
Micropoluentes orgânicos (outros)	Benzeno, Clorofórmio, Detergentes aniônicos, Dicloroetano-1,2, Hidrocarbonetos Dissolvidos, Hexaclorobenzeno, Índice Fenol, Tetracloroetileno, Tetracloroeto de carbono, Tricloroetileno, Tricloroetano-1,1,1, Tricloroetileno e Tetracloroetileno Totais, Trihalometanos (THM's)
Corrosão	CO ₂ dissolvido, O ₂ dissolvido, Salinidade, Condutividade, pH, Cloreto, Sulfato, Ferro Bactérias, Sulfito, Eh (potencial redox)
Formação de Depósitos	pH, Eh, O ₂ dissolvido, Ferro Bactérias, Índice de Saturação
Temperatura	Temperatura

A categoria final do ponto analisado é dada de acordo com a classificação mais baixa obtida pelos grupos de alteração, a semelhança de como é feito no Índice de Smith pelo método do operador mínimo. Este índice apresenta ampla discussão sobre as concentrações dos parâmetros para os mais diversos usos e não somente o Valor máximo permitido (VMP) como é apresentado na legislação brasileira, o que pode ser considerado um grande avanço nessa área. Trabalha com grupos de alteração, diminuindo assim, casos de redundância ou multicolinearidade (Cadilhac e Albinet, 2003).

Tabela 3: Classes de qualidade da água do método Sistema de avaliação da qualidade das águas subterrâneas (SEQ) para consumo humano.

Classes	Índice	Definição das classes
Azul	100	Água de muito boa qualidade
Verde	80	Água de boa qualidade
Amarelo	60	Água de qualidade regular
Vermelho	0-19	Água de qualidade muito ruim

Fonte: Cadilhac e Albinet, 2003.

3.7.3 – Índice de Qualidade de águas subterrâneas por Análise Fatorial de Correspondência (AFC)

Para a determinação e interpretação dos dados de qualidade ambiental podem ser utilizadas diversas aplicações estatísticas, como por exemplo: Análise da Matriz de Correlação, Análise de Componentes Principais, Análise Fatorial (CPRH, 2003).

Stigter *et al.* (2006), em Portugal, objetivando acompanhar o impacto da agricultura na qualidade da potabilidade da água subterrânea, aplicaram o método chamado de Análise Fatorial de Correspondência (AFC), desenvolvido por Benzécri no início dos anos 60 do século passado, cujo objetivo era formar grupos a partir de características comuns. A construção do IQA_{AFC} se dividiu em três partes:

- Seleção dos dados e parâmetros;
- Padronização dos dados (lógica booleana) e;
- Classificação das amostras.

Na primeira etapa, foram selecionados os parâmetros: nitrato, sulfato, cloreto e cálcio. O segundo momento pode ser resumido na equação 12:

$$F_i = \frac{1}{p\sqrt{\lambda}} \sum_{j=1}^m \delta_j L_j \quad (12)$$

em que:

F_i = valor do fator i amostra;

P = número de parâmetros envolvidos na construção do índice;

λ = fator de ponderação (para manter a amostra entre 0 e 1);

δ_j = código lógico ($\delta_j = 1$, para amostras dentro das classes e $\delta_j = 0$, para amostras fora das classes);

L_j = fator de carregamento do fator j (peso de j em relação a lógica), e;

m = número de classes.

A padronização para cada um dos poços em cada parâmetro pode ser feita, por exemplo, por meio de um pacote estatístico como o *X-STAT* 2006, por meio da função de lógica sendo: 0 para a não ocorrência e 1 para a ocorrência.

As amostras, por parâmetro, foram distribuídas em uma faixa de três níveis de concentração:

- b1)** <VG (menor que o valor guia);
- b2)** VG-VMP (entre o valor guia e o valor máximo permitido) e
- b3)** >VMP (acima do valor máximo permitido).

A tabela 4 apresenta um exemplo referente ao nitrato, onde o *valor de guia* é VG = 25 mg/L NO₃ e o VMP= 50 mg/L NO₃. Tanto o valor de guia quanto o valor máximo permitido foram retirados da Norma Européia de 1980 (80/778/CEE – Comunidade Econômica Européia). Dessa mesma forma, todos os parâmetros utilizados na metodologia passam por esse procedimento de padronização.

Tabela 4: Padronização produzida para o nitrato.

Amostra n°	NO ₃ ⁻ (mg/L)	NO ₃		
		≤VG	VG-VMP	>VMP
1	31	0	1	0
2	135	0	0	1
3	6	1	0	0

Fonte: Stigter et al. (2006).

Por fim, com a tabela 5 obtêm-se várias combinações de ocorrência e, de acordo com valores preestabelecidos, qualificam-se as amostras de acordo com os possíveis resultados das variáveis. Passado este momento, adquire-se um índice que varia de -1 a 1, sendo 1 para baixa qualidade e -1 para alta qualidade. O zero é atribuído para água dentro dos padrões.

Tabela 5: Possíveis limites para o índice.

Índice	N° de variáveis que ultrapassaram os padrões de qualidade
-1.00	0
-0.75	1var>VG ou 1var >VMP
-0.50	2var>VG ou 1var > VG e 1var> VMP
-0.25	3var>VG ou 1var > VG e 1var> VMP
0.00	4var>VG ou 1var > VG e 1var> VMP ou 2var>VMP
0.25	2var>VMP e 1 var>VG ou 1var>VMP e 3var>VG
0.50	3var>VMP ou 2var>VMP e 2var>VG
0.75	3var>VMP e 1 var>VG
1.00	4var>VMP

Var: variável, VG: valor guia, VMP: valor máximo permitido. Fonte: Stigter et al. (2006).

É um método interessante que considera igualdade de importância entre os parâmetros que entram no cálculo do IQA e possibilita várias combinações de ocorrência.

3.8.3 - Índice Relativo de Qualidade (IRQ)

Há o método para caracterização e hierarquização do potencial qualitativo das águas subterrâneas: O Índice Relativo de Qualidade (IRQ), que foi desenvolvido por Fernandes e Loureiro (2006), na Universidade Federal de Minas Gerais. Neste procedimento, são considerados alguns parâmetros hidroquímicos sensíveis às interferências antrópicas, sendo eles: nitrato, cloreto e sólidos totais dissolvidos. Entretanto, nada impede que a referida metodologia seja aplicada para caracterizar as variações de outros parâmetros de natureza antropogênica, como também para caracterizar alterações naturais da qualidade, desde que sejam previamente reconhecidos os valores de referência (*background*) para o sistema hidrogeológico avaliado.

A seguir serão apresentadas as equações utilizadas para a determinação do *IRQ*, por período de monitoramento e posteriormente as faixas de variação do *IRQ* (tabela 6):

$$IRQ_{imáx} = \frac{V_{imáx}}{VMP_i} \quad (13)$$

$$IRQ_{iméd} = \frac{V_{iméd}}{VMP_i} \quad (14)$$

$$IRQ_{imáx} = \frac{IRQ_{i1máx} + IRQ_{i2máx} + IRQ_{i3máx}}{3} \quad (15)$$

$$IRQ_{iméd} = \frac{IRQ_{i1méd} + IRQ_{i2méd} + IRQ_{i3méd}}{3} \quad (16)$$

em que:

i: número de parâmetros;

$V_{i máx.}$: máximo;

$V_{i méd.}$: média dos valores médios;

V_i : valores identificados;

VMP_i : Valores Máximos Permitidos (conforme estabelecido pelo padrão de potabilidade das águas [Portaria N°518, do Ministério da Saúde, de 25/03/04]) e

IRQ: Índice Relativo de Qualidade de Água.

Tabela 6: Faixas escalares de variação do Índice Relativo de Qualidade (IRQ) para caracterização do potencial qualitativo das águas subterrâneas para consumo humano.

Varição do	Qualidade para	Caracterização Geral
IRQ	Consumo Humano	
0,0 < IRQ _ 0,3	Excelente	Águas subterrâneas sem indicativo de perda de qualidade por parte de qualquer dos parâmetros considerados.
0,3 < IRQ _ 0,6	Boa	Águas subterrâneas sem problemas de perda de qualidade, alguns valores medidos estão se aproximando do valor máximo permitido para potabilidade das águas, segundo os parâmetros de interesse.
0,6 < IRQ _ 0,9	Razoável	Águas subterrâneas, em princípio, sem problemas sérios, mas com forte indicativo de perda de qualidade, dados os valores medidos muito próximos do valor máximo permitido para potabilidade das águas, segundo os parâmetros de interesse. Comumente um dos parâmetros pode se apresentar com valor medido pouco acima do máximo permitido. Recomenda-se o tratamento prévio para utilização.
0,9 < IRQ _ 1,2	Ruim	Águas subterrâneas com qualidade comprometida (perda de qualidade) em função de um ou mais parâmetros analisados comumente apresentarem-se superiores ao valor máximo permitido para potabilidade das águas. Recomenda-se o tratamento prévio para utilização e a continuação do monitoramento constante.
IRQ > 1,2	Péssima	Águas subterrâneas com qualidade comprometida (perda de qualidade em função de um ou mais parâmetros analisados. Constata-se que os valores medidos comumente são muito superiores ao valor máximo permitido para potabilidade das águas. Recomenda-se o tratamento prévio para utilização e a continuação do monitoramento constante.

Nota: parâmetros avaliados segundo a Portaria N° 518, do Ministério da Saúde, de 25/03/2004. Fonte: modificado de Fernandes (2005) apud Fernandes e Loureiro (2006).

4 – MATERIAL E MÉTODOS

4.1 – ÁREA DE ESTUDO

As coletas amostrais foram realizadas no período compreendido entre outubro de 2013 e novembro de 2014 em sete comunidades do Oeste Potiguar (Figura 6) providas de abastecimento por unidades de captação e tratamento de água por dessalinização.

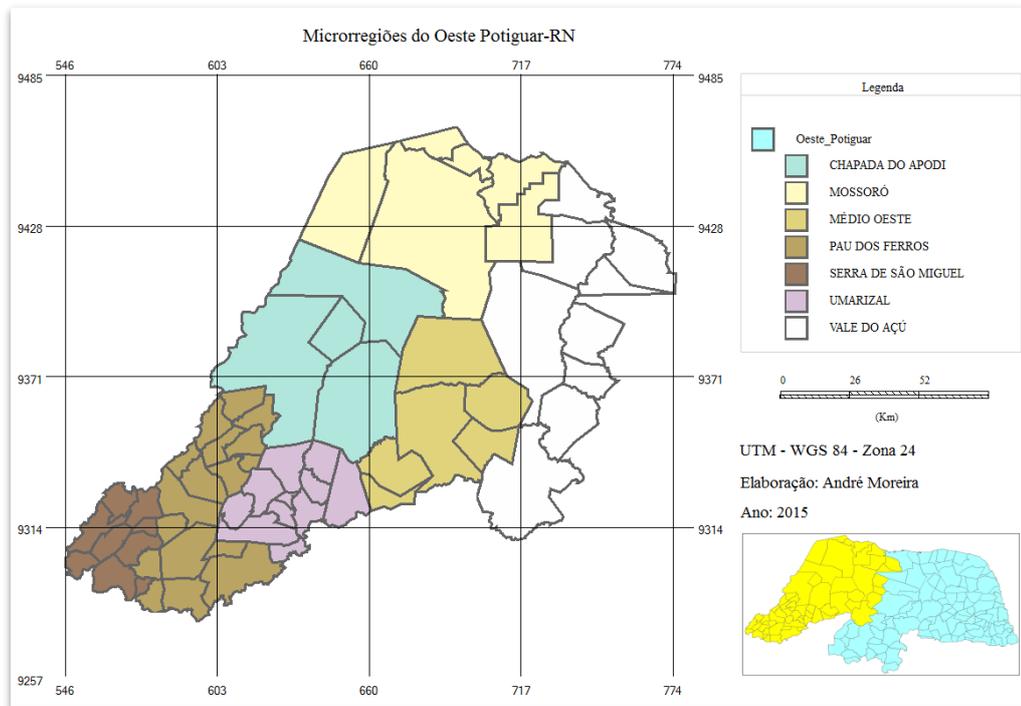


Figura 6 - Mapa da área experimental. **Fonte:** Oliveira (2015).

O levantamento cadastral das comunidades foi realizado através de consulta à Secretária de Recursos Hídricos do Estado do Rio Grande do Norte (SEMARH). Após isto, escolheu-se um número representativo de comunidades a fim de proceder-se as coletas água para o desenvolvimento da pesquisa. A área abrange desde o município de Mossoró até o extremo sul, no município de José da Penha possuindo aproximadamente 70 estações dessalinizadoras.

A região estudada apresenta características de paisagem e clima similares, de natureza mais seca e porte baixo, possuindo como vegetação dominante a caatinga hiperxerófila. Esta vegetação é adaptada a escassez e baixa umidade do ar, o que proporciona revestimento em geral de cor acinzentada e com alta diversidade em tipos de solos.

Segundo a classificação de Köppen, o clima predominante da região é do tipo BSw'h', quente e semiárido, com a estação chuvosa de aproximadamente de 4 meses. O período de chuvas se situa comumente entre os meses de fevereiro e maio, sendo os meses de março e abril

os de maior precipitação com média de cerca de 550-750 mm e 27 a 29 °C de temperatura média.

Foram realizadas visitas exploratórias às Comunidades selecionadas, para realização de diagnóstico participativo das estações de tratamento por osmose reversa, identificando características que permitissem o monitoramento das águas, a saber: utilização efetiva do dessalinizador; histórico de manutenção (tempo para conserto em situações de quebra).

4.2. – PROCEDIMENTO AMOSTRAL

Após diagnóstico, as coletas foram realizadas de forma plena em quatro épocas amostrais nas estações dessalinizadoras de sete comunidades: Boa Fé – Mossoró; Alagoinha – Mossoró; Lagoa Rasa – Apodi; Juazeiro – Apodi; Alagoinhas – Pau dos Ferros; Jacu – Francisco Dantas e Ema – José da Penha (Figura 7) 8.

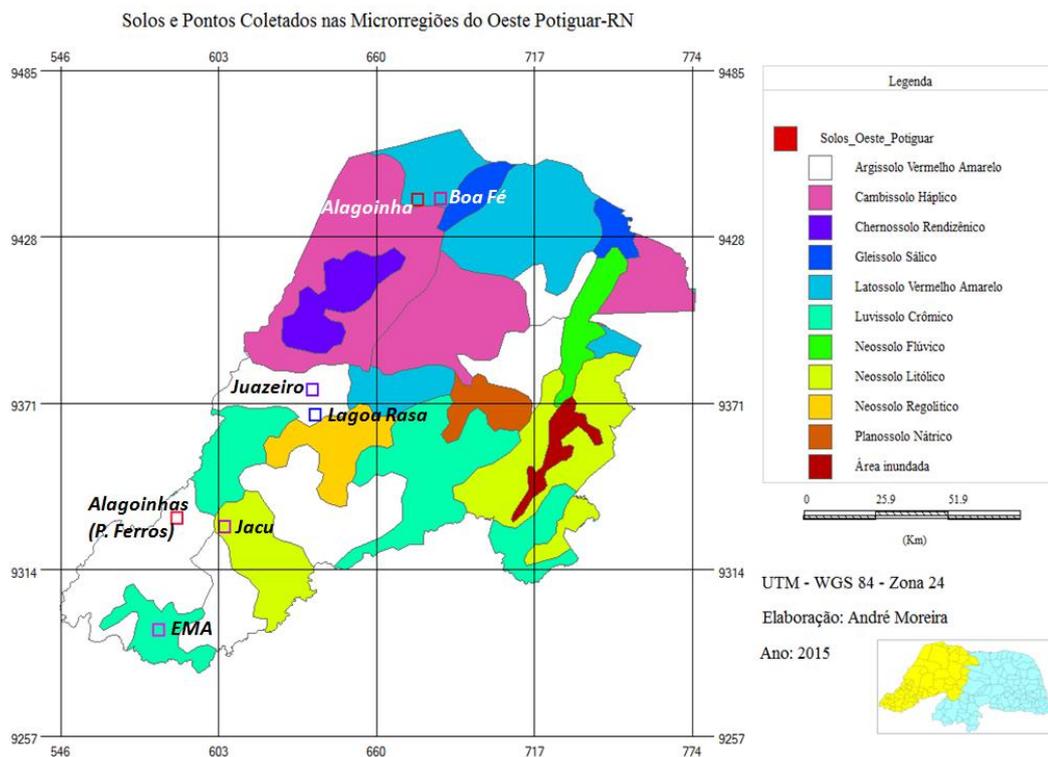


Figura 7 – Mapa de solos (IBGE) da área experimental, mesorregião do Oeste Potiguar, com a localização dos pontos coletados no início da pesquisa. Fonte: Oliveira (2015).

As amostras foram coletadas em quatro períodos, com interstício de três meses, em cada comunidade, de modo a retratar ou abranger todas as estações do ano, verificando o comportamento das alterações das águas: E₁ = outubro/novembro (2013) – período seco, praticamente sem chuvas; E₂ = fevereiro/março (2014), início do período chuvoso; E₃ =

junho/julho (2014), final do período chuvoso e E₄ = outubro/novembro (2014), fechando o ciclo de doze meses, novamente no período seco.

Coletou-se água de três fontes por comunidade: água salobras de poços (poço) – sem qualquer tratamento; água purificadas e a água de rejeito salino. O procedimento de coleta era feito após o funcionamento por 5 minutos do aparelho dessalinizador, e as amostras, armazenadas em garrafas plásticas, opacas, de 500 mL, hermeticamente fechadas acondicionadas em caixa térmica com gelo e em seguida conduzidas para análise laboratorial.

Foram analisadas Condutividade Elétrica (CE em dS m⁻¹), potencial hidrogeniônico (pH), as concentrações de Sódio (Na⁺), Cálcio (Ca²⁺), Magnésio (Mg²⁺), Potássio (K⁺), Cloreto (Cl⁻), Carbonato (CO₃²⁻) e Bicarbonato (HCO₃⁻), de acordo com as metodologias propostas por Richards (1954). Realizou-se, também, o cálculo da RAS, para classificação das amostras quanto ao risco de sodificação e de problemas de infiltração no solo causados pela sodicidade da água.

4.3 – MÉTODO APLICADO

Para análise dos dados foram estudados 11 indicadores de qualidade de água, que foram utilizadas para a determinação dos índices de qualidade das águas. Os resultados dessas análises foram tabulados em uma planilha do Microsoft ExcelTM enquanto as análises estatísticas foram realizadas com o software Action Stat[®]. Para avaliar as águas do poço, purificadas e de rejeito foram classificadas, com auxílio do software Excel[®], consideraram-se as diretrizes da FAO, para a avaliação da qualidade da água para irrigação (Ayers e Westcott, 1999 visando sua utilização agrícola e manejo adequado da irrigação. A qualidade da água, foram utilizadas as metodologias propostas por Ayers e Westcott (1999) e Oliveira (2009).

A análise multivariada foi realizada pelo método do Agrupamento Hierárquico através do método de mínima variância também conhecido como método de Ward (Ward, 1963; Mingoti, 2005). Este é um método hierárquico que utiliza a distância euclidiana para medir a similaridade ou dissimilaridade entre os indivíduos, ou seja, a distância entre os indivíduos X_i e X_j é dada por

$$d_{ij} = [X_i - X_j] = \left[\sum_{k=1}^P (X_{i,k} - X_{j,k})^2 \right]^{1/2} \quad (1)$$

O método de Ward propõe que em qualquer fase da análise a perda de informação que resulta do agrupamento de elementos entre grupos, é medida pela Soma dos Quadrados dos Desvios (SQD) de cada ponto à média do grupo a que pertence.

$$SQD = \sum_{i=1}^n x_i^2 - \frac{1}{n} \left(\sum_{x=1}^n x_i \right)^2 \quad (2)$$

onde n é o número total de elementos do agrupamento e x_i é o i -ésimo elemento do agrupamento.

Nesse método a formação dos grupos se dá pela maximização da homogeneidade dentro destes. A soma de quadrados dentro dos grupos é usada como medida de homogeneidade. Isto é, o método de Ward tenta minimizar a soma de quadrados dentro do grupo. Os grupos formados em cada passo são resultantes de grupo solução com a menor soma de quadrados (Sharma, 1996)

Para os cálculos dos índices de saturação de Langelier e Ryznar para determinação das tendências incrustantes ou corrosivas tomou-se como base a temperatura de 35 °C por ser a temperatura máxima média nas épocas amostrais (INPE). A alcalinidade foi tomada como sendo a concentração de HCO_3^- em face do pH das amostras dos três tipos de água estar inserido na faixa $4,4 < \text{pH} < 8,4$ conforme APHA (2005).

O cálculo do Índice de Saturação de Langelier foi realizado segundo as Equações de 1 a 6, sendo a interpretação dos resultados conforme apresentado na Tabela 7.

$$\text{ISL} = \text{pH} - \text{pH}_e \quad (3)$$

$$\text{pH}_e = 9,3 + A + B - (C + D) \quad (4)$$

$$A = \frac{\log(\text{STD}) - 1}{10} \quad (5)$$

$$B = [13,12 - \log(T + 273)] + 34,55 \quad (6)$$

$$C = [\log(\text{Ca}^{2+})] - 0,34 \quad (7)$$

$$D = \log(\text{Alc}) \quad (8)$$

em que:

STD: Sólidos Totais Dissolvidos em mgL^{-1}

T: Temperatura em $^{\circ}\text{C}$

Ca^{2+} : concentração de cálcio em mgL^{-1}

Alc1: Alcalinidade em CaCO_3

Tabela 7: Classificação dos valores obtidos com a aplicação do ISL

Valor ISL	Indicação
>4	Incrustação severa
3 a 4	Incrustação moderada
1 a 3	Incrustação suave
0,5 a 1	Incrustação muito suave
-0,5 a 0,5	Balanceado
-2 a -0,5	Corrosão suave
-5 a -2	Corrosão moderada
< -5	Corrosão severa

Fonte: adaptado de Grades (2004)

O Índice de Estabilidade de Ryznar foi determinado segundo Equação 7, com interpretação dos resultados conforme apresentado na Tabela 8. (Ferraz, 2007; Grades, 2004; Mcneill, 2000).

$$\text{IER} = 2\text{pH}_e - \text{pH} \quad (7)$$

Em que:

pH_e : pH de saturação do CaCO_3 ;

Tabela 8: Classificação dos valores obtidos com a aplicação do IER

Valor IER	Indicação
<4	Incrustação severa
4 a 5	Incrustação forte
5 a 6	Incrustação leve
6 a 7	Balanceado
7 a 7,5	Corrosão moderada
7,5 a 9	Corrosão forte
> 9,0	Corrosão severa

Fonte: adaptado de Grades (2004)

A recuperação do sistema foi calculada deve ser segundo a Equação 8.

$$r(\%) = \frac{Q_p}{Q_a} \times 100 = \frac{Q_p}{Q_p + Q_c} \times 100 \quad (8)$$

Em que:

r, recuperação do sistema (%);

Q_p, vazão de permeado (m³h⁻¹);

Q_a, vazão de alimentação m³h⁻¹ e

Q_c, vazão do concentrado (m³h⁻¹).

Todavia, devido à não terem sido coletados dados referentes à vazão dos poços, calculou-se a partir da Equação deduzida a partir do balanço de massa do sistema segundo procedimento seguinte

$$Q_a C_a = Q_p C_p + Q_c C_c \quad (9)$$

Pelo princípio da conservação da matéria temos que

$$Q_a = Q_p + Q_c \quad (10)$$

Logo,

$$Q_c = Q_a - Q_p \quad (11)$$

Substituindo (11) em (9) teremos

$$Q_a C_a = Q_p C_p + (Q_a - Q_p) C_c$$

$$Q_a C_a = Q_p C_p + Q_a C_c - Q_p C_c$$

$$Q_a C_a - Q_a C_c = Q_p C_p - Q_p C_c$$

$$Q_p (C_p - C_c) = Q_a (C_a - C_c)$$

$$\frac{Q_p}{Q_a} = \frac{C_a - C_c}{C_p - C_c} \quad (12)$$

Substituindo (12) em (8) teremos

$$r(\%) = \frac{C_a - C_c}{C_p - C_c} \times 100 \quad (13)$$

A rejeição de sais (RS) fornece a capacidade da membrana de rejeitar os sais dissolvidos durante a permeação da água (Silveira, 1999) e pode ser definida como:

$$RS(\%) = \frac{c_a - c_p}{c_a} \times 100 = \left(1 - \frac{c_p}{c_a}\right) \times 100 \quad (14)$$

Em que:

RS, é a rejeição de sais (%),

Ca, é a concentração de alimentação (mg/L) e

Cp, é a concentração do permeado (mg/L).

O Índice Relativo de Qualidade de Água para Irrigação (IRQI) foi elaborado com base no IRQ (item 2.6.3), levando-se em consideração os parâmetros Condutividade Elétrica, RAS, as concentrações de sódio, cloreto e bicarbonato e a relação Mg^{2+}/Ca^{2+} , por serem parâmetros relacionados aos problemas de salinidade, toxicidade e infiltração. Adotou-se como Valor Máximo Permitido (VMP) 0,7 dS m⁻¹ para a CE, 3,0 (mmol_c L⁻¹)^{0,5} para a RAS, 3,0 mmol_c L⁻¹ para o Cl⁻, 1,5 mmol_c L⁻¹ para o HCO₃⁻ e 1 para a relação Mg^{2+}/Ca^{2+} por serem valores abaixo dos quais não há restrição de uso para a água em irrigação, conforme Tabela 9 (Ayers e Westcott, 1999).

Tabela 9: Classes de restrição ao uso da água para irrigação, segundo os riscos associados

Risco	Sistema de Irrigação	Variáveis	Classes de restrição		
			Nenhuma	Leve a Moderada	Severa
Salinização		CEa (dS m ⁻¹)	< 0,7	0,7 a 3,0	> 3,0
		SDT (mg L ⁻¹)	< 450	450 a 2.000	> 2.000
Sodificação (redução da infiltração de água nosolo)		RAS (mmol L ⁻¹) ^{1/2}		CEa (dS m ⁻¹)	
		0 a 3	> 0,7	0,7 a 0,2	< 0,2
		3 a 6	> 1,2	1,2 a 0,3	< 0,3
		6 a 12	> 1,9	1,9 a 0,5	< 0,5
		12 a 20	> 2,9	2,9 a 1,3	< 1,3
	20 a 40	> 5,0	5,0 a 2,9	< 2,9	
Toxicidade de íons específicos às culturas	Superfície	RAS (mmol L ⁻¹) ^{1/2}	< 3,0	3,0 a 9,0	> 9,0
	Aspersão	Na ⁺ (mmolc L-1)	< 3,0	> 3,0	
	Superfície	Cl ⁻ (mmolc L-1)	< 4,0	4,0 a 10,0	> 10,0
	Aspersão	Cl ⁻ (mmolc L ⁻¹)	< 3,0	> 3,0	
	Aspersão	HCO ₃ ⁻ (mmolc L ⁻¹)	< 1,5	1,5 a 8,5	> 8,5
Obstrução em sistemas de irrigação localizada		pH	< 7,0	7,0 a 8,0	> 8,0
		Fe total (mg L-1)	< 0,1	0,1 a 1,5	> 1,5
		ISL	< 0,0	> 0,0	

Fonte: Adaptado de Ayers e Westcott (1999)

O cálculo dos valores (V_i) foi realizado dividindo-se o valor de cada parâmetro da amostra pelo VMP segundo a equação 21.

$$v_i = \frac{V}{\text{VMP}} \quad (14)$$

Em que:

V: valor da grandeza

VMP: Valor máximo permitido.

Em seguida realizou-se a padronização das variáveis segundo a equação 22 a fim de calcular o índice de cada grandeza.

$$V_i = \frac{v_i}{\delta} \quad (15)$$

Em que:

V_i : valor padronizado da variável normal com média μ e variância δ^2 ;

δ : Desvio padrão amostral da característica avaliada.

E a seguir calculou-se o IRQI:

$$\text{IRQ} = \frac{1}{P} \sum_{i=1}^p V_i \quad (16)$$

Em que

IRQI: Índice Relativo de Qualidade de Água para Irrigação;

V_i : valor padronizado da variável analisada.

P: número de características avaliadas.

Os dados meteorológicos referentes à precipitação pluvial do período estudado, nos municípios que se localizavam as comunidades, foram os coletados pela EMPARN, a fim de contribuir na discussão dos efeitos na lixiviação dos sais nos respectivos períodos (Figura 9).

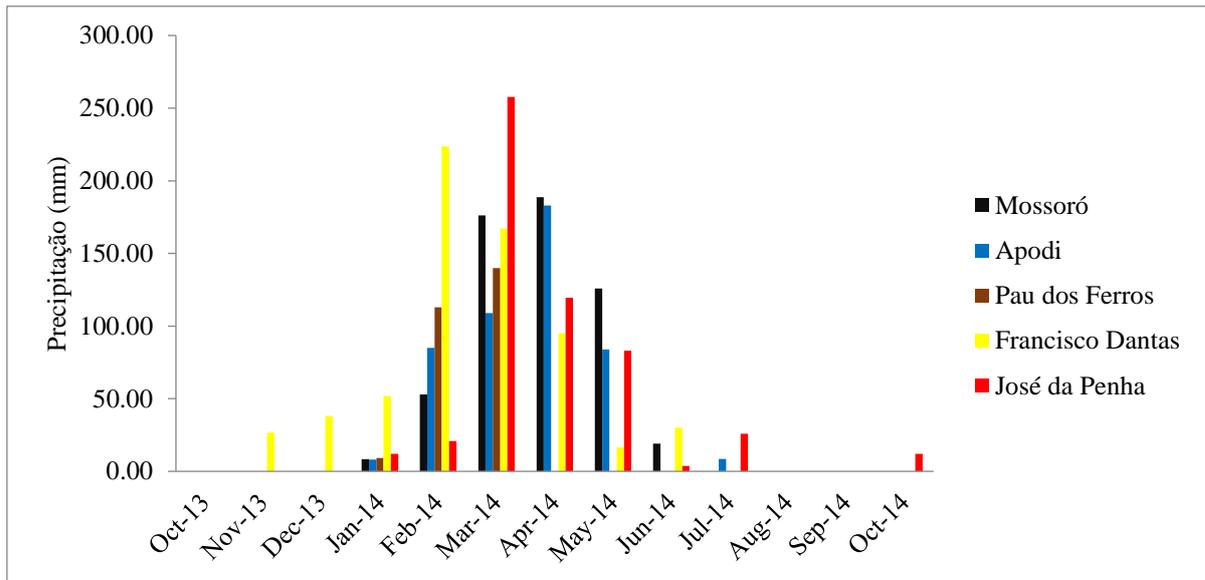


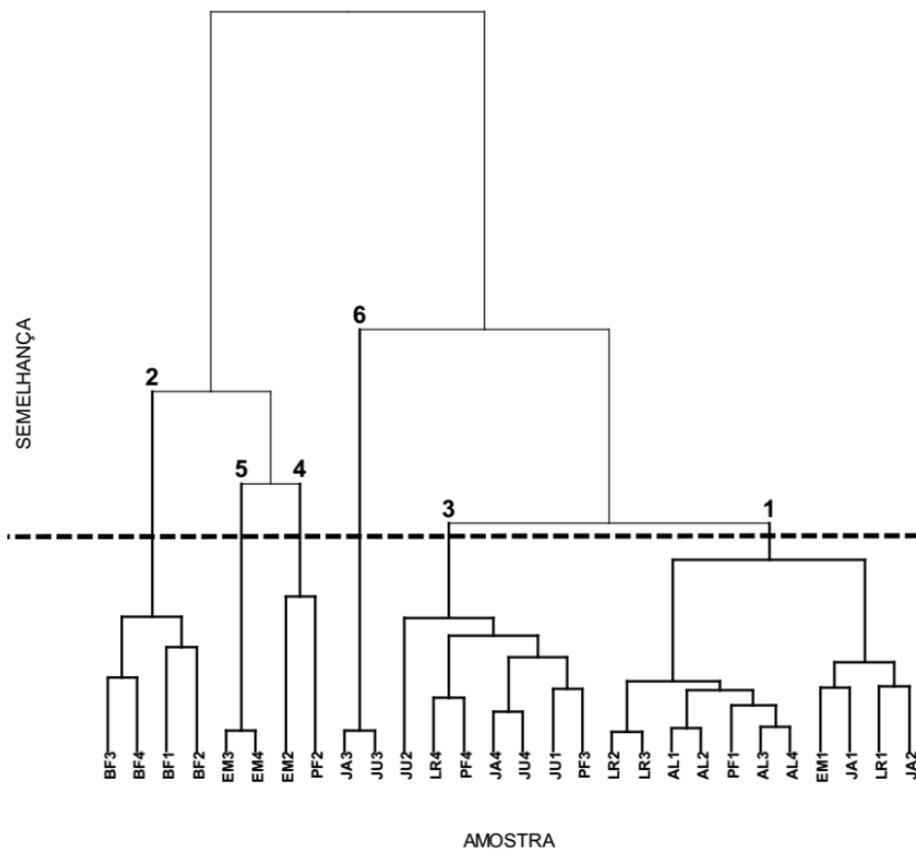
Figura 1 - Valores de precipitação (mm) nos períodos de coleta nas comunidades rurais estudadas. **Fonte:** Oliveira (2016).

5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 – QUALIDADE DAS ÁGUAS PARA IRRIGAÇÃO

5.1.1 – Águas salobras de poços

As variáveis utilizadas para a análise de agrupamento foram a Condutividade Elétrica (CE), as concentrações de sódio, potássio, cálcio, magnésio, carbonatos, bicarbonatos e cloretos além dos Índices de Saturação de Langelier (ISL) e de Estabilidade de Ryznar (IER). Como resultado obteve-se o dendograma (Figura 10) que indicou seis grupos possuindo 39,28 % (Grupo 1), 14,28 % (Grupo 2), 25,00 %, (Grupo 3) e três grupos (4, 5 e 6) com 7,14 % das amostras cada (tabela 10).



JA: Jacu; LR: Lagoa Rasa; EM: EMA; AL: Alagoinha; JU: Juazeiro; BF: Boa Fé; PF: Pau dos Ferros; 1: Primeira época amostral; 2: Segunda época amostral; 3: Terceira época amostral; 4: Quarta época amostral;

Figura 10 – Dendrograma da análise de agrupamento hierárquico pelo método de Ward para os 28 pontos de coleta de água de poços salinos das localidades rurais do Oeste potiguar.

Tabela 10: Resultado da análise de agrupamento hierárquico pelo método de Ward para os 28 pontos de coleta de água de poços salinos das localidades rurais do Oeste potiguar.

Grupo	Localidade	CE	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	RAS	ISL	IER
		dS m ⁻¹	----- mmolc L ⁻¹ -----									
G1	LR2	1,10	0,39	7,30	3,70	2,30	4,20	0,60	7,70	4,20	0,89	5,69
	LR3	0,58	0,26	5,05	3,10	1,60	3,80	0,50	7,60	3,30	0,74	5,91
	AL1	1,09	0,19	2,67	6,00	1,80	6,20	0,40	5,00	1,40	1,16	5,39
	AL2	1,25	0,24	2,76	7,30	2,70	7,20	0,40	6,50	1,20	1,37	5,00
	AL3	1,09	0,21	5,66	6,00	1,80	6,20	0,40	5,00	2,90	0,84	5,71
	AL4	1,03	0,21	5,70	5,90	1,70	6,10	0,10	5,00	2,90	0,54	6,06
	PF1	2,10	0,24	7,44	10,30	5,30	10,60	0,40	3,20	2,70	0,87	5,64
	EM1	2,16	0,19	11,29	5,40	3,50	15,20	1,80	7,30	5,40	1,13	5,23
	JA1	2,54	0,29	8,49	12,55	1,45	23,20	1,00	3,70	3,20	1,25	5,03
	LR1	0,99	0,01	6,83	3,50	1,45	3,40	1,40	4,20	4,30	0,47	6,23
	JA2	2,60	0,32	8,38	13,00	1,30	23,60	2,00	3,80	3,10	0,00	6,13
G2	BF3	6,20	0,69	33,18	29,10	17,20	71,40	0,00	3,40	6,90	1,11	5,07
	BF4	5,72	0,81	55,01	36,50	24,50	66,00	0,00	4,30	9,96	1,18	4,80
	BF1	6,20	0,11	25,82	29,49	8,71	64,40	1,40	2,20	5,90	1,26	4,75
	BF2	6,40	2,03	26,89	33,00	9,00	64,00	0,40	5,00	5,90	1,25	4,65
G3	JA4	2,30	0,70	20,49	15,00	6,50	22,00	0,00	3,70	6,25	0,72	5,67
	JU4	1,95	0,93	11,46	14,00	8,50	30,00	0,00	2,80	3,42	0,55	5,98
	JU1	2,01	0,40	4,99	10,02	4,98	19,40	0,00	1,50	1,80	0,26	6,68
	PF3	0,57	0,37	10,13	2,20	3,30	4,00	0,40	0,30	6,11	0,51	7,18
	LR4	0,95	0,09	13,42	3,20	1,10	4,40	0,10	7,60	9,15	0,81	5,89
	PF4	0,98	0,59	15,72	2,40	4,30	4,60	0,40	4,60	8,59	0,42	6,63
	JU2	2,30	2,49	6,28	13,10	2,90	20,60	0,00	2,30	2,20	0,26	6,39
G4	EM2	2,60	2,49	15,14	5,90	4,40	13,20	1,20	13,00	6,70	1,21	4,96
	PF2	7,22	2,28	7,56	40,80	21,60	14,20	0,80	8,00	1,40	1,71	3,82
G5	EM3	1,93	0,61	37,79	4,20	5,80	12,20	0,00	8,90	16,90	0,75	5,80
	EM4	1,98	0,67	35,72	4,60	5,70	12,80	0,10	9,30	15,74	1,02	5,46
G6	JA3	0,17	0,30	0,71	1,20	1,30	2,40	0,00	0,40	0,64	-1,33	9,67
	JU3	0,30	0,24	1,97	1,80	1,50	3,00	0,00	0,50	1,54	-1,09	9,17

JA: Jacu; LR: Lagoa Rasa; EM: EMA; AL: Alagoinha; JU: Juazeiro; BF: Boa Fé; PF: Pau dos Ferros; 1: Primeira época amostral; 2: Segunda época amostral; 3: Terceira época amostral; 4: Quarta época amostral;

Infere-se do dendograma que o Grupo 6, composto pelas comunidades de Jacu e Juazeiro analisadas no período chuvoso, apesar da grande semelhança entre suas componentes, apresentou o maior coeficiente de distância euclidiana em relação aos demais. Este grupo apresentou águas de CE muito baixa, o que pode lixiviar sais do complexo sortivo além de valores de ISR e IER que classificam suas águas como moderadamente corrosivas. Outro fato a ser denotado é a comunidade de Boa Fé (Grupo 2), que, independente da época amostral, apresenta elevada dissimilaridade das demais em função de suas concentrações iônicas.

No Grupo 1 estão listadas águas de condutividade elétrica entre 0,58 dS m⁻¹ e 2,60 dS m⁻¹. Conforme os critérios adotados por Ayers e Westcott (1999), exceto Lagoa Rasa em E3 (LR3 - 0,58 dS m⁻¹) todas as mostras apresentam risco moderado de salinização, sendo necessária a aplicação de fração de lixiviação e o uso de culturas tolerantes à salinidade. Com relação ao risco de problemas de infiltração, em que deve-se analisar em conjunto CE e RAS, uma vez que ambas possuem efeitos opostos no solo, pois o aumento da CE pode causar floculação enquanto o acréscimo da RAS provoca a dispersão dos colóides do solo (Ayers e Westcott, 1999) AL1, AL2, AL3, AL4, PF1, EM1, JA1, LR1 e JA2 não apresentam restrição, enquanto LR1, LR2 e LR3 apresentaram restrição moderada.

Quanto à tendência de formação de incrustações, as águas deste grupo não apresentaram tendência – LR1 e JA2 – ou denotaram leve propensão à formação de incrustações – demais amostras. Observa-se também que, dentre os íons analisados, o Cl⁻, o Na⁺ e o Ca²⁺ são os que exercem maior influência sobre a CE (Figura 10), acentuando o potencial de toxicidade do cloreto e do sódio, uma vez que, todas as amostras apresentaram concentração de cloreto superior a 3 mmol_cL⁻¹ e somente AL1 e AL2 apresentaram concentração de Na⁺ inferiores ao valor limítrofe quanto à toxicidade que também é de 3 mmol_cL⁻¹, o que pode causar deficiência de cálcio à cultura (Ayers e Westcott, 1999).

Como o cloreto não é adsorvido, este se desloca facilmente através da fração líquida do solo sendo absorvido pelas raízes e translocado às folhas, onde se acumula pela transpiração. Se sua concentração excede a tolerância da planta, produzem-se danos com seus sintomas característicos, como necroses e queimaduras nas folhas. Em frutíferas, a partir da concentração 0,3 % de cloreto base peso seco nas folhas, podem aparecer sintomas da intoxicação.

O Grupo 2 é composto pelas amostras coletadas na comunidade de Boa Fé (BF1, BF2, BF3 e BF4). Neste grupo todas as amostras apresentaram risco elevado de salinização com valores de 6,20, 6,40, 6,20 e 5,72 dS m⁻¹ para a CE, o que impede sua utilização, salvo em condições de técnicas de manejo, tais como: mistura de águas e utilização em sistemas hidropônicos.

Oliveira (2011) cultivou hortaliças através de sistema hidropônico em fibra de coco, com águas da estação do dessalinizador desta comunidade com poucas perdas de produtividade, evidenciando potencial de utilização destas águas. Porém, mesmo com seus elevados valores para a RAS – 5,90, 5,90, 6,90 e 9,96 (mmol_c L⁻¹)^{0,5} – não apresentam risco de problemas de infiltração pois valores elevados da RAS são mais preocupantes quando a CE é inferior a 1,9 dS m⁻¹. Os valores de ISL e IER denotam que todas as águas deste grupo possuem tendência

incrustante. Estas águas também apresentam elevado grau de toxicidade quanto ao sódio e ao cloreto.

O Grupo 3 é formado pelas amostras JA4, JU4, JU1, PF3, LR4, PF4 e JU2. Com valores de CE iguais a 2,30;1,95;2,01;0,57;0,95; 0,98 e 2,30 dS m⁻¹ respectivamente e exceto por PF3, apresentam restrição moderada ao seu uso em irrigação por tendência a salinização. Os valores de 6,25; 3,42; 1,80; 6,11; 9,15; 8,59 e 2,20 (mmol_c L⁻¹)^{0,5} foram anotados para a RAS, classificando estas águas como sem restrição – JU1 e JU2 – e com restrição moderada – demais componentes do grupo. Outro fato que merece ser ressaltado é a relação Ca²⁺/Mg²⁺ menor que a unidade em PF3 e PF4. Segundo Antas (2011) Águas com valores de Ca²⁺/Mg²⁺ inferiores à unidade e valores de Ca²⁺/∑Cátions inferiores a 0,15 frequentemente provocam deficiência de cálcio, em virtude dos baixos teores deste elemento em face aos de magnésio no complexo sortivo do solo e da competição entre estes cátions pelos sítios de troca.

Ayers e Westcott, (1999) ressaltam que, a produtividade das culturas parece ser menor em solos com altos teores de magnésio, ou quando se irriga com águas que contém altos níveis deste elemento, mesmo quando a infiltração é adequada. Segundo Maia (1996) isso se deve a deficiência de cálcio induzida por excesso de magnésio trocável no solo. Nesta situação, os efeitos do sódio são ligeiramente maiores quando, na água de irrigação, ou na solução do solo, , uma vez que, devido à menor força de atração apresentada pelo magnésio, pode haver dispersão das argilas, gerando problemas de infiltração. Isso quer dizer que determinado valor de RAS é ligeiramente mais perigoso e que quanto mais baixa for a proporção Ca²⁺/Mg²⁺, maior será o perigo de ocorrerem problemas de infiltração. Outra característica inerente às águas deste grupo é a baixa possibilidade de formação de incrustações em face à baixa probabilidade de precipitação de CaCO₃, diminuindo a incidência de obstrução de emissores, uma vez que os valores do ISL estão entre 0,26 e 0,81 e os do IER entre 5,67 e 3,18.

O Grupo 4 apresentou a menor semelhança entre seus componentes. Possivelmente, se fosse determinado um número maior de grupos, estas amostras não estariam agrupadas. Todavia EM2 e PF2 apresentam proximidade nos valores de CE e das concentrações de K⁺. Apresentam restrição moderada quanto à tendência à salinização e não apresentam restrição quanto à sodificação do solo. Ambas apresentam elevado risco de obstrução em face aos valores de ISL e sobretudo do IER. As concentrações de Ca²⁺ e Mg²⁺ também destoam das demais amostras da mesma comunidade com valores de 40,80 e 21,60 (PF2) versus 10,30 e 5,30 (PF1); 2,20 e 3,30 (PF3) e 2,40 e 4,30 mmol_c L⁻¹ (PF4).

O EM3 e EM4 formam o Grupo 5. Além do Grupo 2, formado apenas por amostras provenientes da comunidade Boa Fé, somente este grupo é composto por amostras oriundas de

uma só comunidade. Suas águas apresentam restrição moderada quanto à salinização – 1,93 e 1,98 dS m^{-1} respectivamente para valores de CE – e quanto a problemas de infiltração – 16,90 e 15,74 (mmolc L^{-1})^{0,5} para a RAS – além de possuírem baixa tendência incrustante. Contudo, suas concentrações de sódio excedem em mais de dez vezes o valor limítrofe de intoxicação por este elemento. Associe-se a isto ainda o fato da relação $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+} < 1$, o que agrava os problemas de infiltração e pode acarretar deficiência de cálcio à cultura.

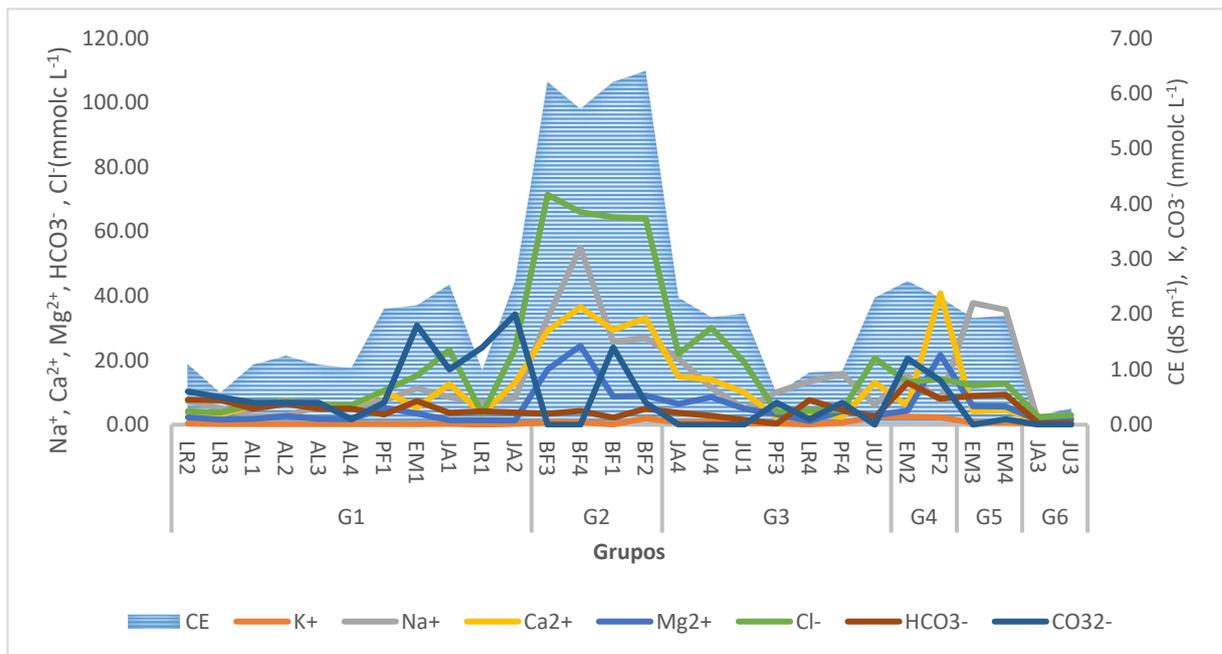


Figura 11 – Concentrações iônicas das águas salobras de poço x CE.

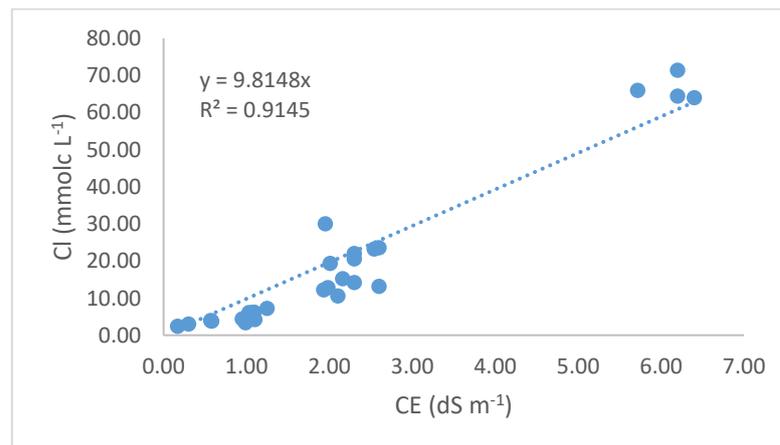


Figura 12 – Concentrações de cloratos das águas salobras de poço x CE.

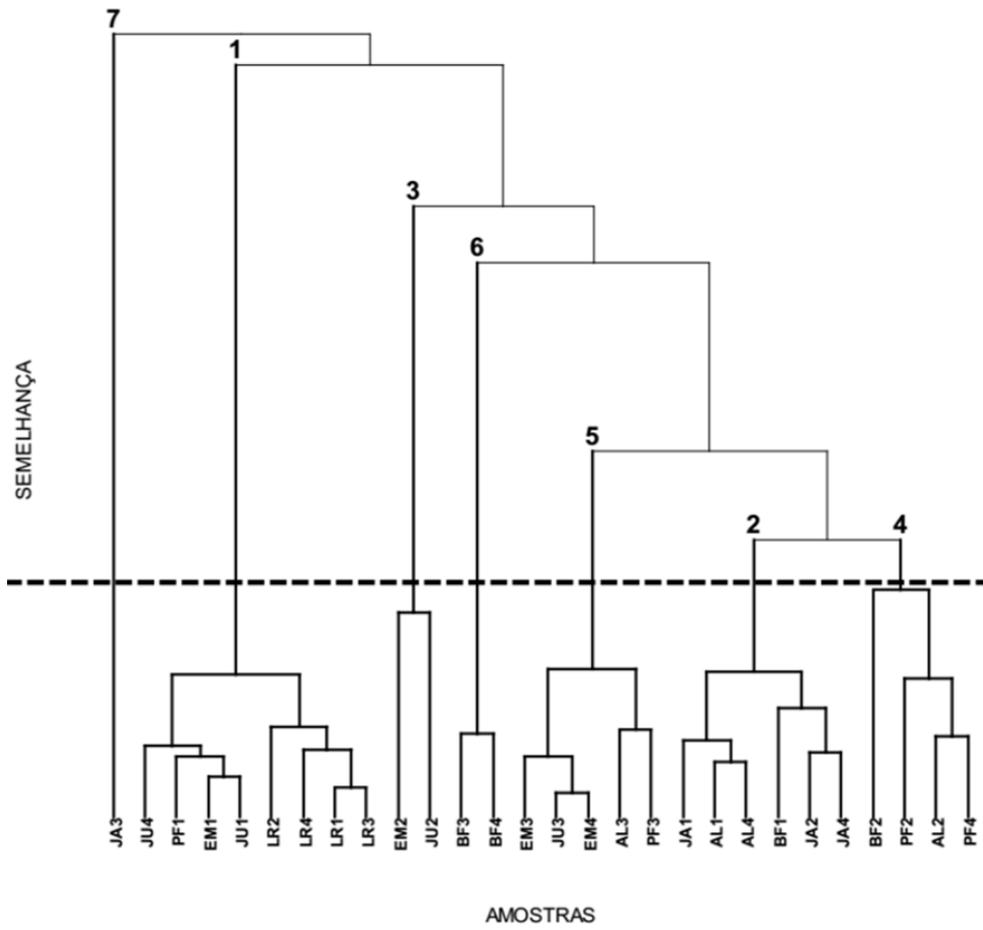
O Grupo 6 apresentou a maior dissimilaridade dos demais. Suas águas não apresentem restrição quanto ao risco de salinização ou problemas de infiltração. Contudo, devido à sua baixa CE, pode haver lixiviação de sais do da zona radicular. Estas são as únicas amostras com

características corrosivas em suas águas denotadas por $ISL < - 1$ e $IER > 9$. Isto se deve ao baixo poder tamponante das mesmas em face a suas baixas concentrações de bicarbonato e carbonato.

5.1.2 – Água purificada

Em face às unidades dessalinizadoras vislumbrarem a produção de água para consumo humano, as concentrações iônicas da água produzida por estas possuem valores bem próximos, uma vez que devem seguir normas e resoluções que regulamentam este aspecto. Contudo, devido a cada sistema ser projetado para uma comunidade em particular, as condições de qualidade da água salobras de poços, bem como as condições de manutenção dos sistemas podem influenciar na qualidade do permeado..

A análise de agrupamento da água purificadas resultou no dendograma ilustrado na figura 13. A comunidade Jacu em E3 (JA3) possui o maior coeficiente de distância euclidiana, diferenciando-se de todas as demais, possivelmente em face de ser a única amostra que não apresenta águas com tendências corrosivas, $ISL = 0,26$ e $IER = 7,69$. As demais amostras apresentaram valores negativos para o ISL (entre -1,08 e -4,01) e valores elevados para o IER (entre 9,18 e 13,54), fato que acerba o seu poder de dissolução de sais.



JA: Jacu; LR: Lagoa Rasa; EM: EMA; AL: Alagoinha; JU: Juazeiro; BF: Boa Fé; PF: Pau dos Ferros; 1: Primeira época amostral; 2: Segunda época amostral; 3: Terceira época amostral; 4: Quarta época amostral;

Figura 13– Dendrograma da análise de agrupamento hierárquico pelo método de Ward para o 28 pontos de coleta de água purificada por osmose reversa das estações de tratamentos em localidades rurais do Oeste potiguar.

Tabela 11: Resultado da análise de agrupamento hierárquico pelo método de Ward para o 28 pontos de coleta de água purificada por osmose reversa das estações de tratamentos em localidades rurais do Oeste potiguar.

Grupo	Localidade	CE dS m ⁻¹	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	RAS	ISL	IER
		----- mmol _e L ⁻¹ -----										
G1	LR1	0,01	0,00	0,19	0,05	0,03	0,60	0,00	0,10	0,90	-3,34	13,54
	EM1	0,10	0,00	0,40	0,10	0,20	0,60	0,00	0,30	1,00	-1,86	11,37
	JU1	0,14	0,02	0,32	0,10	0,10	0,80	0,00	0,30	1,00	-2,55	12,08
	PF1	0,16	0,02	0,58	0,20	0,00	0,60	0,00	0,10	1,80	-2,49	12,20
	LR2	0,08	0,39	0,15	0,05	0,15	0,20	0,00	0,40	0,50	-2,68	12,36
	LR3	0,03	0,21	0,26	0,10	0,10	0,60	0,00	0,10	0,80	-3,24	13,18
	LR4	0,03	0,00	0,18	0,10	0,20	0,80	0,00	0,40	0,46	-4,01	13,35
G2	AL1	0,17	0,02	0,67	0,30	0,40	0,80	0,00	0,70	1,10	-1,17	9,87
	BF1	0,33	0,02	1,50	0,36	0,44	2,00	0,00	0,20	2,40	-1,83	11,01
	JA1	0,29	0,02	0,70	0,22	0,48	1,00	0,00	0,30	1,20	-1,78	11,00
	JA2	0,29	0,02	0,70	0,50	0,30	2,00	0,00	0,30	1,10	-2,42	11,29
	AL4	0,15	0,03	0,83	0,40	0,20	1,60	0,00	0,70	1,52	-1,76	10,33
	JA4	0,18	0,03	0,90	0,90	0,30	2,60	0,00	0,50	1,17	-2,46	10,83
G3	EM2	1,60	2,03	0,40	0,30	0,10	0,60	0,00	0,90	0,90	-2,24	10,92
	JU2	1,70	0,39	0,23	0,20	0,20	0,80	0,00	1,00	0,50	-2,09	10,91
G4	AL2	0,10	0,39	0,66	0,60	0,20	0,80	0,00	0,90	1,00	-1,11	9,37
	BF2	0,40	0,95	2,02	0,70	0,20	2,20	0,00	1,00	3,00	-1,21	9,42
	PF2	0,31	0,44	0,66	1,40	0,60	2,00	0,00	0,60	0,70	-1,10	9,23
	PF4	0,17	0,05	0,08	0,90	0,10	1,20	0,00	0,90	0,12	-1,08	9,18
G5	EM3	0,07	0,03	0,35	0,30	1,40	1,20	0,00	0,30	0,38	-1,72	10,75
	AL3	0,11	0,03	0,67	0,50	1,70	1,00	0,00	0,60	0,64	-1,32	9,84
	PF3	0,11	0,05	0,08	0,80	1,20	0,80	0,00	0,90	0,08	-1,14	9,28
	JU3	0,07	0,02	0,53	0,30	0,90	1,20	0,00	0,40	0,69	-2,10	11,00
	PF3	0,11	0,05	0,08	0,80	1,20	0,80	0,00	0,90	0,08	-1,14	9,28
EM4	0,08	0,02	0,48	0,30	1,00	1,40	0,00	0,50	0,60	-1,84	10,64	
G6	BF3	0,30	0,04	2,84	0,40	0,50	4,20	0,00	0,20	4,23	-2,14	11,27
	BF4	0,30	0,03	2,08	0,20	0,30	3,20	0,00	0,30	4,16	-2,73	11,99
G7	JA3	0,14	0,10	0,11	0,90	0,10	1,60	0,40	0,50	0,15	0,26	7,69

As amostras pertencentes ao Grupo 1 não apresentam restrição ao uso em irrigação quanto ao risco de salinização. Todavia, ao se comparar os valores de CE e RAS, observa-se que estas podem ocasionar problemas de infiltração qualquer que seja o valor da RAS pois possuem $CE < 0,2 \text{ dS m}^{-1}$ e por este motivo, podem dissolver os sais do complexo sortivo do solo e provocar sua lixiviação o que pode causar deficiência nutricional à cultura. Outro agravante diz respeito à relação Ca^{2+}/Mg^{2+} ser menor que 1 nas amostras de LR2 e LR4, o que acentua os efeitos da RAS. Não obstante, os valores de $ISL \leq -1,86$ e, principalmente, $IER \geq 11,37$ atestam a tendência corrosiva destas águas.

Segundo Maia (1996), independentemente do valor da Razão de Adsorção de Sódio (RAS), as águas de salinidade muito baixa ($CE < 0,2 \text{ dS m}^{-1}$), invariavelmente causam problemas de infiltração (AYERS; WESTCOT, 1991).

Para Boas et al. (1994) água com $CE < 0,5 \text{ dS m}^{-1}$ são satisfatórias se a água possuir cálcio suficiente, pois águas com baixos teores de cálcio podem aumentar o problema de permeabilidade em alguns solos. Por outro lado, as altas concentrações de alguns constituintes, como o sódio, são capazes de alterar certas características físicas do solo, devido à dispersão de argilas e características químicas, influenciando direta ou indiretamente o desenvolvimento das plantas. A dispersão de argilas é uma das causas da redução da porosidade do solo, condutividade hidráulica, taxa de infiltração e da destruição da estrutura do solo (FEIGIN et al., 1991).

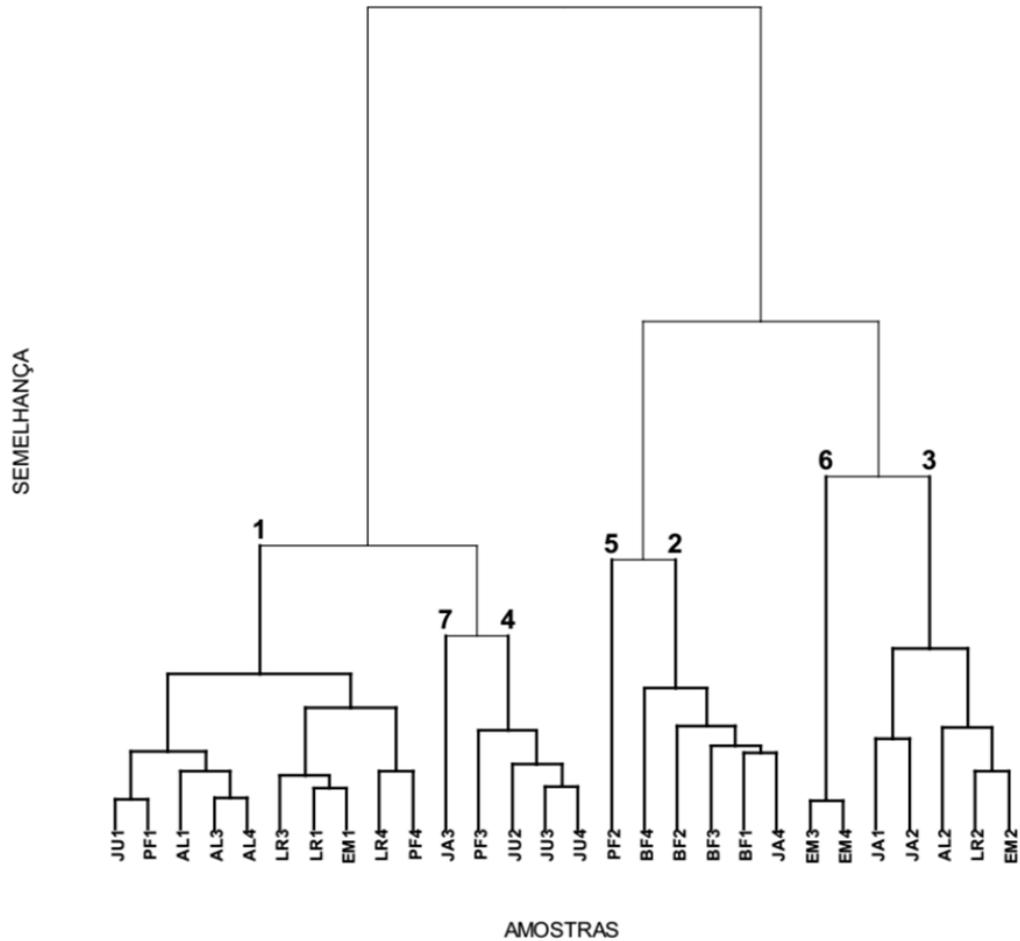
As amostras do Grupo 2 também não apresentam restrição quanto à possibilidade de salinização do solo. No entanto, mesmo com valores de Condutividade Elétrica mais elevados que os do Grupo 1 (entre $0,15$ e $0,33 \text{ dS m}^{-1}$), quando contrastados com a RAS classificam estas águas como com risco crescente e/ou severo de problemas de infiltração, sobretudo AL1, BF1 e JA1, que denotaram $0,75$, $0,82$ e $0,46$ para $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ e ainda esta última com $\text{Ca}^{2+}/\sum\text{Cátions} = 0,15$, valor limítrofe para que não haja possibilidade de déficit nutricional de cálcio.

EM2 e JU2 formam o Grupo 3. Com valores de CE iguais a $1,60$ e $1,70 \text{ dS m}^{-1}$, estas foram as únicas amostras classificadas como com risco moderado de salinização do solo e que não apresentaram riscos quanto à sodificação do solo, contudo, deve-se ressaltar o quociente $\text{Ca}^{2+}/\sum\text{Cátion} = 0,11$, abaixo do limiar de $0,15$ para EM2, o que pode induzir a deficiência de cálcio na cultura. Isto se deve à concentração de $\text{K}^+ = 2,90 \text{ mmol}_c\text{L}^{-1}$ que, embora menos nocivo que o sódio, pode causar desestruturação dos agregados do solo, uma vez que este íon possui menor força de atração eletrostática e maior raio hidratado que os cátions bivalentes, aumentando a extensão da dupla camada difusa.

Todas as amostras do Grupo 5 possuem $CE < 0,2 \text{ dS m}^{-1}$ e concentração de cálcio menor que a de magnésio o que denota sua grande propensão a ocasionar problemas de infiltração. Embora as amostras do Grupo 6 possuam $CE = 0,3 \text{ dS m}^{-1}$ também apresentam risco severo de sodificação, pois possuem RAS acima de $4,0 (\text{mmol}_c \text{L}^{-1})^{0,5}$, além das relações entre cálcio e magnésio e entre o cálcio e os demais cátions inferiores aos valores limítrofes.

5.1.3 – Água de rejeito da osmose reversa

A análise de agrupamento resultou para água de rejeito resultou no dendograma da Figura14, composto por sete grupos (tabela XX).



JA: Jacu; LR: Lagoa Rasa; EM: EMA; AL: Alagoinha; JU: Juazeiro; BF: Boa Fé; PF: Pau dos Ferros; 1: Primeira época amostral; 2: Segunda época amostral; 3: Terceira época amostral; 4: Quarta época amostral.

Figura 14 – Dendrograma da análise de agrupamento hierárquico pelo método de Ward para o 28 pontos de coleta de água de rejeito salino das estações de tratamento em localidades rurais do Oeste potiguar.

Tabela 12: Resultado da análise de agrupamento hierárquico pelo método de Ward para o 28 pontos de coleta de água de rejeito da dessalinização por osmose reversa das estações de tratamentos em localidades rurais do Oeste potiguar

Época	Localidade	CE	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	RAS	ISL	IER
		dS m ⁻¹	----- mmolc L ⁻¹ -----									
G1	LR1	1,48	0,01	10,24	4,10	1,80	5,00	1,80	7,10	6,00	1,16	5,31
	EM1	2,98	0,29	15,85	5,80	5,60	20,40	1,20	9,10	6,60	1,08	5,23
	AL1	1,54	0,17	4,51	10,07	0,93	8,80	0,80	6,50	1,90	1,18	5,02
	JU1	2,97	0,58	6,96	16,80	5,10	27,00	0,60	2,00	2,10	0,87	5,54
	PF1	2,24	0,29	8,49	9,00	6,14	11,60	0,60	2,50	3,10	0,82	5,78
	LR3	1,15	1,39	8,93	4,10	1,80	6,20	1,70	7,00	5,20	1,23	5,24
	AL3	1,50	0,56	12,99	6,20	8,00	9,40	0,20	6,00	4,88	1,09	5,42
	LR4	1,31	0,04	19,25	3,70	2,50	6,00	0,20	10,80	10,93	1,11	5,37
	AL4	1,51	0,35	10,27	8,70	6,60	9,60	0,00	9,80	3,71	1,08	5,10
	PF4	1,74	1,15	26,36	3,70	7,40	8,20	0,60	6,50	11,19	0,87	5,80
G2	BF1	8,41	0,37	29,33	29,72	24,58	92,00	0,80	2,40	6,50	1,37	4,75
	BF2	9,30	2,49	38,90	44,00	15,70	100,00	0,20	6,00	7,10	1,27	4,48
	BF3	7,30	1,34	40,09	36,80	26,70	87,00	0,00	1,40	7,12	0,72	5,75
	BF4	7,56	1,13	72,63	47,00	25,00	82,00	0,20	7,00	12,11	1,70	3,95
	JA4	4,24	1,13	30,93	20,50	19,00	61,00	0,10	5,50	6,96	1,21	4,88
G3	JA1	6,23	0,88	29,33	24,90	3,20	60,60	2,00	7,00	7,80	2,07	3,67
	LR2	1,80	2,13	13,01	4,30	2,80	7,40	3,00	15,00	6,90	1,84	4,33
	EM2	3,48	2,44	19,14	7,00	6,20	18,20	2,00	19,00	7,40	1,60	4,34
	AL2	2,00	3,67	3,64	11,80	2,30	10,20	2,20	10,40	1,40	1,88	4,00
	JA2	6,30	3,00	29,87	25,30	3,20	56,00	0,80	8,40	7,90	1,61	4,17
G4	JU2	3,20	2,69	9,09	18,00	5,50	27,60	0,00	3,00	2,70	0,65	5,76
	JU3	1,95	1,26	15,20	10,40	6,10	19,40	0,00	1,40	5,30	0,54	6,42
	PF3	0,71	0,51	15,99	2,80	5,40	6,80	0,40	0,50	7,90	0,38	7,14
	JU4	2,70	1,31	15,89	19,00	11,50	37,00	0,00	2,50	4,07	0,57	5,89
G5	PF2	13,05	3,67	51,33	49,00	26,50	112,00	0,00	28,50	8,40	1,60	3,47
G6	EM3	2,40	0,99	48,30	10,00	2,40	14,80	0,00	12,10	19,40	1,15	4,90
	EM4	2,51	1,04	46,36	9,30	2,70	16,40	0,20	13,80	18,93	1,47	4,54
G7	JA3	0,22	0,13	1,97	1,70	1,50	3,40	0,00	0,40	1,56	-0,69	8,89

JA: Jacu; LR: Lagoa Rasa; EM: EMA; AL: Alagoinha; JU: Juazeiro; BF: Boa Fé; PF: Pau dos Ferros; 1: Primeira época amostral; 2: Segunda época amostral; 3: Terceira época amostral; 4: Quarta época amostral;

Observou-se duas amostras que apresentam elevada dissimilaridade em relação às demais PF 2, por apresentar o maior valor de CE dentre todas as amostras e JA3, por ser a única amostra com ISL negativo, denotando leve tendência corrosiva em sua água, possivelmente por sua CE = 0,22 dS m⁻¹. De um modo geral, as águas de rejeito obtiveram uma classificação semelhante a água salobras de poços, fato denotado pela semelhança entre os componentes de

cada grupo nas duas classes. As amostras do Grupo 1 foram elencadas segundo a menor variância do ISL e do IER. A condutividade elétrica destas águas, varia entre 1,15 e 2,98 dS m⁻¹ classificando-as como risco crescente de salinização segundo Ayers e Westcott, (1999).

Quando comparadas CE e RAS, observa-se a classificação em sem risco ou com risco moderado de sodicidade, mesmo com valores elevados 10,93 (mmol_c L⁻¹)^{0,5} e 11,19 (mmol_c L⁻¹)^{0,5} para Lagoa Rasa e Pau dos Ferros em E4 (LR4 e PF4). Isto se deve aos valores elevados da CE, uma vez que a presença de concentrações elevadas de cálcio minimiza os efeitos dispersantes do sódio.

Contudo, PF4 inspira mais cuidados quanto à sua utilização, pois não possui cálcio suficiente para neutralizar os efeitos dispersivos – $Ca^{2+}/Mg^{2+} = 0,50$ e $Ca^{2+}/\sum C\acute{a}t\acute{o}n\acute{e}s = 0,10$ – sendo o Na⁺ o cátion mais representativo de sua CE. Com relação à toxicidade, todas as amostras apresentaram concentrações de sódio, cloreto e bicarbonato que as classifica com risco acentuado a severo. No tocante à formação de incrustações estas águas apresentam tendência levemente incrustante com ISL >1 e IER <6.

Semelhante modo ao Grupo 1 as águas do Grupo 2 apresentam restrição severa quanto à salinização em face à sua elevada CE. Valores tão elevados tornam praticamente inviável a utilização desta água em irrigação. Em trabalhos similares, Oliveira (2016.), Anders (2013) e Cosme (2011) constataram que dentre os poços analisados, 93%, 60% e 90% respectivamente das amostras de águas de rejeito de dessalinizadores apresentaram risco crescente ou severo de salinização do solo não sendo apropriada para irrigação em condições normais, podendo ser usada em condições especiais de solos com boa drenagem, desde que se aplique lâmina de lixiviação adequada e uso de culturas tolerantes a sais. Segundo Almeida (2010) esta água não pode ser usada em solos que tenham drenagem deficiente e mesmo em solos com boa drenagem pode necessitar de práticas especiais para controle da salinidade, sendo indicado uso de espécies bastante tolerante a sais

O Grupo 3 também apresenta amostras com risco moderado a severo de salinização, elevado risco de toxicidade por sódio e cloreto além de risco moderado de obstrução de emissores. Duas das cinco amostras deste grupo pertencem à comunidade de Jacu, sendo as demais amostras pertencentes às comunidades de Ema, Alagoinha e Lagoa Rasa.

O grupo 4 possui das amostras da comunidade de Juazeiro em três das quatro épocas amostrais além de Pau dos Ferros na terceira amostragem. Esta última merece destaque pelo baixo perigo de salinização e elevado risco de problemas e infiltração em face de sua baixa CE e elevada RAS. Além disso, esta é a única amostra com ISL e IER balanceado, isto é, sem tendências corrosivas ou incrustantes. As demais possuem leve tendência incrustante.

Pau dos Ferros na segunda amostragem e Jacu na terceira apresentam elevada dissimilaridade das demais amostras e, por isto, são as únicas amostras de seus grupos (5 e 7 respectivamente) a primeira por suas elevadas e a segunda por suas baixas concentrações, ressaltando ainda a tendência corrosiva desta última.

O Grupo 6 apresentou a menor distância euclidiana entre seus componentes, possivelmente pelo fato destas pertencerem à mesma comunidade e terem sido coletadas durante à estação chuvosa.

Analisando-se o gráfico concentrações iônicas x CE (Figuras 15 e 16), percebe-se a influência acentuada das concentrações de cálcio e cloreto na condutividade elétrica o que corrobora a extrema toxicidade dos íons cloreto nestas águas, em concentrações que superam em muito os valores limiares para este quesito, quer seja na irrigação por aspersão ou por superfície.

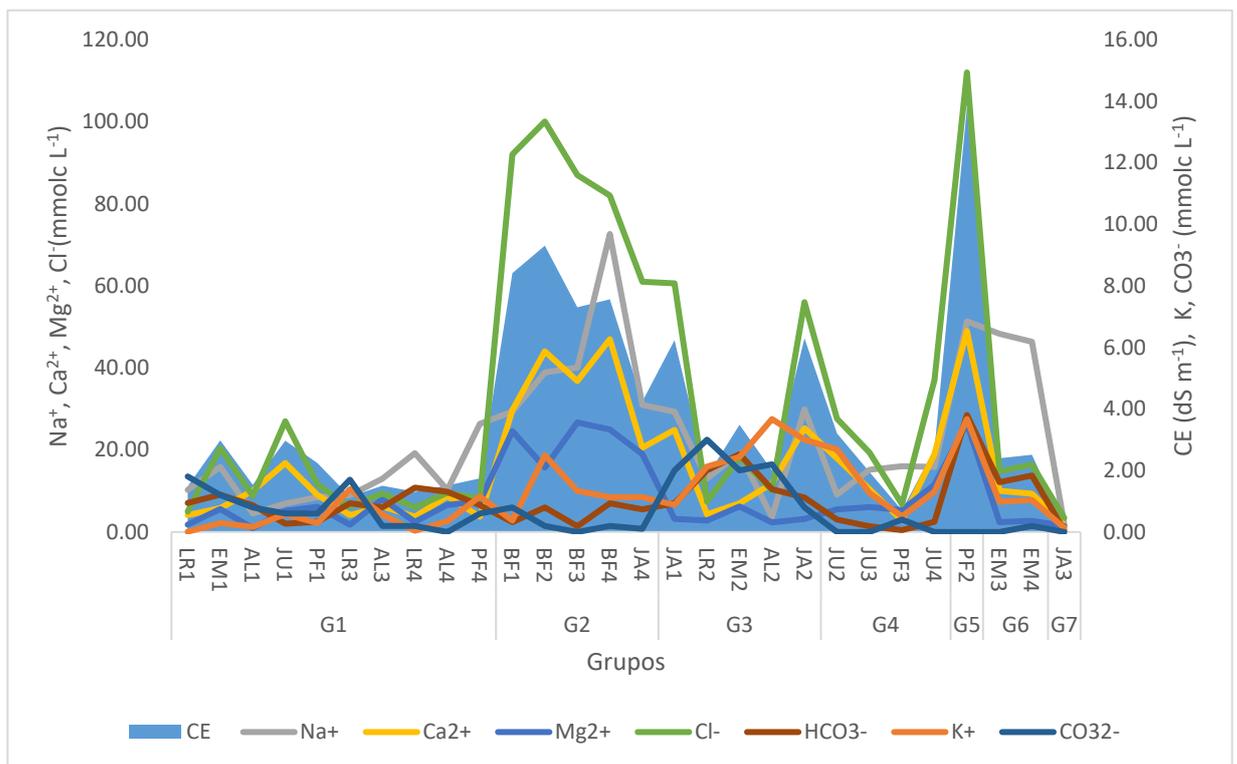


Figura 15 – Concentrações de cátions e ânions x CE para água de rejeito da dessalinização

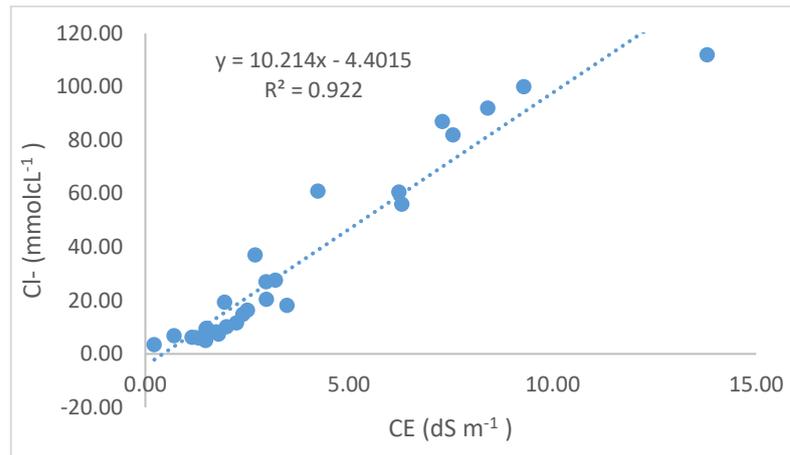


Figura 16 – Concentrações de Cloretos x CE para água de rejeito da dessalinização

5.2 – AVALIAÇÃO DOS SISTEMAS DE OSMOSE REVERSA

5.2.1 – Recuperação do sistema

A eficiência de um sistema de tratamento de água por osmose reversa é tão maior for a quantidade de água purificadas produzida e menor a quantidade de rejeito liberado. Esta característica se traduz na recuperação do sistema. Quanto maior esta grandeza, melhor o regime de funcionamento do sistema. A figura 14 ilustra os dados referentes à recuperação do sistema para os dessalinizadores das sete comunidades rurais durante as quatro épocas amostrais.

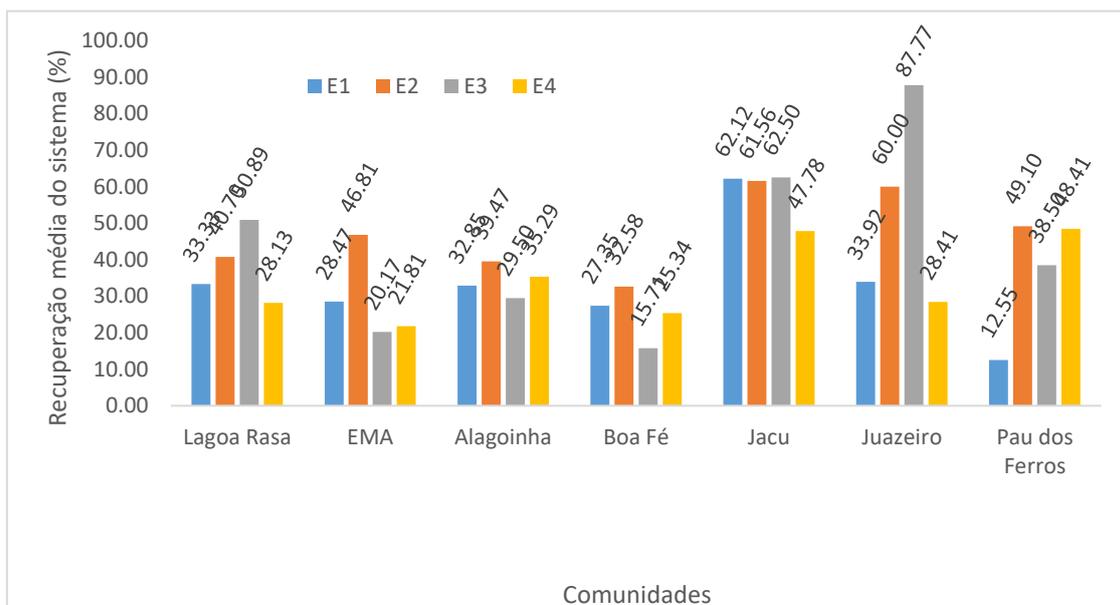


Figura 17 – Índice de recuperação do sistema de osmose reversos instalados nas 7 comunidades rurais do Oeste potiguar avaliadas em épocas seca e chuvosas nos anos de 2014 e 2015.

A taxa média de recuperação do sistema foi de 39,32%. O valor máximo registrado ocorreu em Juazeiro em E3 (87,77%), enquanto o mínimo ocorreu em Pau dos ferros em E1 (12,55%). Este parâmetro reflete a proporção entre a quantidade de água salobras de poços e de permeado, isto é, em uma taxa de média de 87,77%, de cada 1000 litros de água que entram no sistema, 877,7 são transformados em água purificadas, enquanto 122,3 litros de rejeito são produzidos. Observa-se a maior média de recuperação do sistema em nas comunidades e Jacu e Juazeiro com 58,49 e 52,52 % respectivamente.

Isto se deve às características dissolutivas de suas águas que apresentaram ISL e IER com tendências solventes ao invés de incrustantes (Tabela 24), uma vez que, observa-se a dependência intrínseca entre recuperação de sistema e índices de estabilidade (Figuras 14 e 15) e quanto mais negativo for o valor do ISL e maior o valor do IER, menor a tendência incrustante e, conseqüentemente, maior a característica corrosiva da água.

Tabela 13: Índices de Saturação de Langelier e de Estabilidade de Ryznar para as comunidades

Localidade	ISL				IER			
	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4
Lagoa Rasa	0,47	0,89	0,74	0,81	6,23	5,69	5,91	5,89
EMA	1,13	1,21	0,75	1,02	5,23	4,96	5,80	5,46
Alagoinha	1,16	1,37	0,84	0,54	5,39	5,00	5,71	6,06
Boa Fé	1,26	1,25	1,11	1,18	4,75	4,65	5,07	4,80
Jacu	1,25	0,00	-1,33	0,72	5,03	6,13	9,67	5,67
Juazeiro	0,26	0,26	-1,09	0,55	6,68	6,39	9,17	5,98
Pau dos Ferros	0,87	1,71	0,51	0,42	5,64	3,82	7,18	6,63

Estes índices de estabilidade, embasam-se na possibilidade de precipitação do carbonato de cálcio (CaCO_3) por ser, dentre os sais em solução o de menor produto de solubilidade ($K_{\text{PS}} = 3,0 \times 10^{-9} \text{ mol}^2 \text{ L}^{-2}$) (Mahan, 1993) devido à sua distância interatômica, o que lhe confere certo caráter covalente, dificulta a formação da camada de solvatação e, conseqüentemente, sua solubilização (Dantas e Santos Filho, 2006). Na região próxima à membrana, em virtude da zona de polarização, concentrações iônicas são acentuadas, majorando o K_{PS} , supersaturando a solução e causando a obstrução parcial e temporária dos poros da membrana (*fouling*). Após o uso do dessalinizador, parte desse CaCO_3 permanece ainda no estado sólido, formando a obstrução permanente (incrustação) que, gradativamente diminui a eficiência do sistema. A fim de diminuir este efeito, pode-se diminuir o intervalo de

tempo entre as retrolavagens durante a utilização do sistema para que a obstrução temporária não se transforme em incrustação.

Uma outra alternativa é a utilização de um pré-tratamento químico para a diminuição do pH, o que alteraria o pH de saturação de CaCO_3 diminuindo a incidência de incrustações. Contudo, este tratamento requer uma maior atenção em face à possibilidade de elevação excessiva da acidez da água, o que pode torna-la imprópria para o consumo, demandando conhecimento técnico específico para sua execução.

Boa Fé apresentou a menor recuperação média do sistema, possivelmente em face da elevada concentração salina de suas águas. Oliveira (2016) ressalta que, dentre as águas de poço analisadas em seu trabalho, esta comunidade apresentou a maior condutividade elétrica. Cosme (2011), encontrou valores elevados para a RAS ($31,15 \text{ (mmol}_c \text{ L}^{-1})^{0,5}$) e Anders (2013) para a CE ($1,2 \text{ dS m}^{-1}$), o que corroboram que o baixo rendimento deste dessalinizador em particular pode ser devido às características salinas de sua água. As comunidades de Juazeiro e Lagoa Rasa detonaram rendimento crescente nas épocas 1, 2 e 3, o que pode ser devido à recarga do aquífero em face à passagem da estação seca (E1) para o início (E2) e o término da estação chuvosa (E3) o que diminui as concentrações iônicas da água.

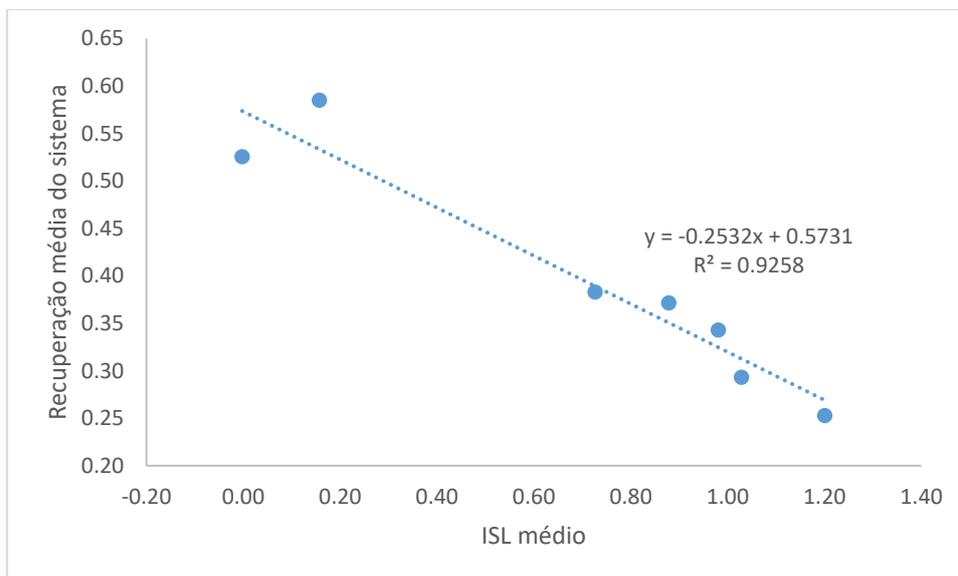


Figura 18 – Relação entre Índice de Saturação de Langelier médio e Recuperação média do sistema de tratamento de água por osmose reversa. **Fonte:** Autor.

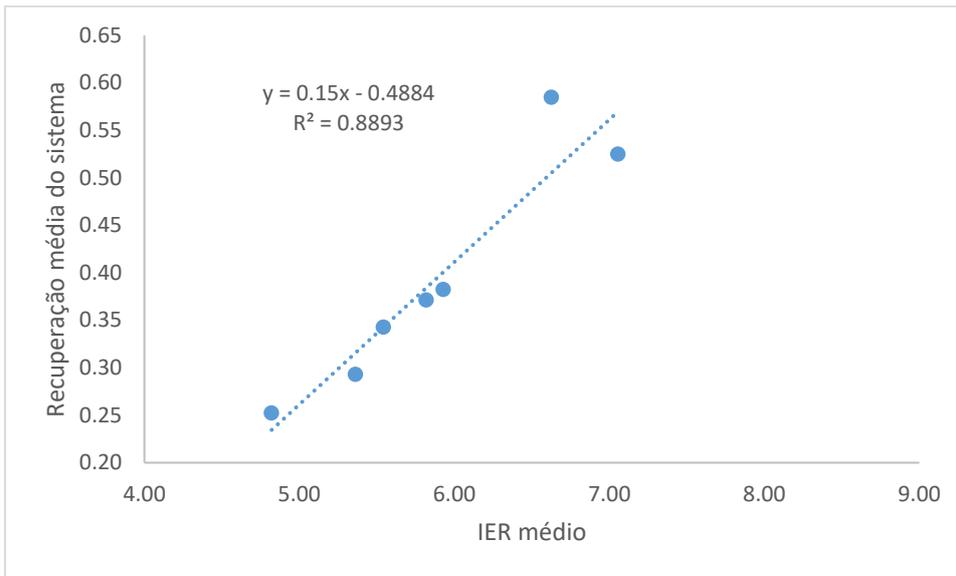


Figura 19 – Relação entre Índice de estabilidade de Ryznar médio e Recuperação média do sistema. **Fonte:** Autor

Observa-se também o baixo rendimento (12,55%) na comunidade de Pau dos ferros em E1, provavelmente por obstrução excessiva da membrana por incrustações. É possível que, após a coleta, algum procedimento de manutenção tenha sido realizado em face à elevação da eficiência das épocas posteriores. Todavia E2 (85,85%) também é díspare das demais épocas amostrais – 23,33 % em E3 e 48,41% em E4 – provavelmente por algum erro analítico na obtenção dos dados.

5.2.2 – Rejeição de sais

A retenção ou rejeição de sais corresponde à fração de um componente da água de alimentação (salobras de poços) que é retida pela membrana. Este parâmetro é intrínseco a cada íon e sofre influência de fatores como: dimensões do soluto - levando-se em consideração quesitos como carga, massa molar concentração e solubilidade - morfologia dos componentes retidos pela membrana, tamanho dos poros da membrana, propriedades químicas da solução a ser filtrada além de fatores hidrodinâmicos. A tabela 30 ilustra os dados da porcentagem rejeição de sais das comunidades para as épocas analisadas..

Tabela 14: Valores da Taxa de Rejeição de Sais para as comunidades

	Localidade	CE	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻
E1	Lagoa Rasa	98,99	100,00	97,22	98,57	97,93	82,35	100,00	97,62
	EMA	95,37	100,00	96,46	98,15	94,29	96,05	100,00	95,89
	Alagoinha	84,40	89,47	74,91	95,00	77,78	87,10	100,00	86,00
	Boa Fé	94,68	81,82	94,19	98,78	94,95	96,89	100,00	90,91
	Jacu	88,58	93,10	91,76	98,25	66,90	95,69	100,00	91,89
	Juazeiro	93,03	95,00	93,59	99,00	97,99	95,88	*	80,00
	Pau dos Ferros	92,38	91,67	92,20	98,06	100,00	94,34	100,00	96,88
E2	Lagoa Rasa	92,73	0,00	97,95	98,65	93,48	95,24	100,00	94,81
	EMA	38,46	18,47	97,36	94,92	97,73	95,45	100,00	93,08
	Alagoinha	92,00	0,00	76,09	91,78	92,59	88,89	100,00	86,15
	Boa Fé	93,75	53,20	92,49	97,88	97,78	96,56	100,00	80,00
	Jacu	88,85	93,75	91,65	96,15	76,92	91,53	100,00	92,11
	Juazeiro	26,09	84,34	96,34	98,47	93,10	96,12	*	56,52
	Pau dos Ferros	82,61	80,70	91,27	96,57	97,22	85,92	100,00	92,50
E3	Lagoa Rasa	94,83	19,23	94,85	96,77	93,75	84,21	100,00	98,68
	EMA	96,37	95,08	99,07	92,86	75,86	90,16	*	96,63
	Alagoinha	89,91	85,71	88,16	91,67	5,56	83,87	100,00	88,00
	Boa Fé	95,16	94,20	91,44	98,63	97,09	94,12	*	94,12
	Jacu	93,91	0,00	84,51	25,00	92,31	33,33	*	0,00
	Juazeiro	96,41	91,67	73,10	83,33	40,00	60,00	*	20,00
	Pau dos Ferros	80,70	86,49	99,21	63,64	63,64	80,00	100,00	0,00
E4	Lagoa Rasa	96,84	100,00	98,66	96,88	81,82	81,82	100,00	94,74
	EMA	95,96	97,01	98,66	93,48	82,46	89,06	100,00	94,62
	Alagoinha	85,44	85,71	85,44	93,22	88,24	73,77	100,00	86,00
	Boa Fé	94,76	96,30	96,22	99,45	98,78	95,15	*	93,02
	Jacu	92,17	95,71	95,61	94,00	95,38	88,18	*	86,49
	Juazeiro	96,92	96,77	96,60	97,86	97,65	95,33	*	89,29
	Pau dos Ferros	82,65	91,53	99,49	62,50	97,67	73,91	100,00	80,43

A rejeição de sais em um sistema de osmose reversa varia entre 90 e 99,8 % para a maioria dos íons existentes em solução com valores nominais de 95% (fluoreto, cloreto), 94% (sódio, potássio), 97% (cálcio e magnésio) e 98% (metais pesados) (Schneider e Tsutiya, 2001; HYDRANAUTICS, 2002; Scapini, 2007)

Observa-se da tabela que em todas as comunidades onde houve detecção de carbonato (CO₃²⁻) na água, houve rejeição de 100 % deste íon pela membrana. Este fato, associado a uma elevada rejeição de cálcio pode ocasionar a formação de *fouling* e incrustações, reduzindo a eficiência do sistema. Ressalta-se também a presença de valores nulos para a rejeição de potássio nas amostras das comunidades de Alagoinha em E2 e Jacu em E3 além de bicarbonato

em Jacu e Pau dos Ferros em E3. Este fato pode ter sido causado face à baixa rejeição destes pela membrana e por serem íons monovalentes, uma vez que estes últimos têm maior permeabilidade (Silveira e França, 1998), e ao invés de diminuir, houve um aumento de concentração destes íons no permeado. Queiroz e colaboradores (2013) encontraram dados semelhantes para a rejeição de nitrato em avaliação de sistema de osmose reversa.

Considerando o parâmetro proposto por Hydranautics (2002), 57% das amostras encontram-se dentro do intervalo aceitável, isto é, com rejeição de sais acima de 90 %, estimado pela diminuição da CE. Pode se generalizar este aspecto devido ao fato de que mesmo cada íon possuindo um comportamento osmótico distinto, assim como a Condutividade Elétrica da água corresponde ao somatório das condutividades individuais, a pressão osmótica da solução corresponde ao somatório das pressões de cada íon.

Infere-se isto da equação para cálculo da pressão osmótica ser derivada da equação de estados dos gases perfeitos, haja vista a semelhança de comportamento destes. Assim, como pressão total em um sistema gasoso fechado corresponde à soma das pressões parciais de cada gás, a pressão osmótica de uma solução corresponde à soma das pressões parciais de cada íon em solução. Silveira e França (1998) constataram este aspecto ao compararem a rejeição de sais e a recuperação de um sistema dessalinizador via osmose reversa utilizando água de poço e uma solução de cloreto de sódio de mesma CE. As taxas de rejeição e recuperação não divergiram significativamente mesmo com diferença entre os componentes das soluções.

Com relação à rejeição individual de íons, houve taxa satisfatória de cloreto em 50%, de bicarbonato, sódio, potássio e cálcio em 54% e de magnésio em 60 % das amostras de água analisadas. Tomando-se como referência os valores nominais citados por Scapini (2007), as rejeições específicas diminuem para 42,9 % para o cloreto, 35,71% para o potássio, 21,4% para o sódio, 42,9% para o cálcio e 35,71% para o magnésio. Este fato se deve aos parâmetros de comparação serem mais elevados e, como a autora cita, serem nominais e, conseqüentemente, não levarem em consideração a evolução das alterações do sistema em decorrência do seu uso. Em 78,57% das amostras, a rejeição de cálcio foi maior que a de sódio, corroborando a afirmação de que os cátions bivalentes sofrem maior rejeição que os monovalentes conforme relatado por Silveira e França (1998).

5.3 – ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA PARA IRRIGAÇÃO

5.3.1 – Índices de desvios dos indicadores

As tabelas 15, 16 e 17 ilustram os dados da qualidade das águas segundos os índices das características. Quanto mais distante do valor ideal que é zero, pior a qualidade da água. Para a água purificada, o menor índice das características ocorreu para a CE em Lagoa Rasa e Pau dos Ferros (0,00 em E1) enquanto o maior valor foi denotado para a relação Mg^{2+}/Ca^{2+} (5,53) na comunidade EMA em E3. Isto se deve à interação entre as concentrações de água salobras de poços e a rejeição de sais pela membrana, nestas águas, quanto maior a taxa de rejeição, menor o valor da grandeza e menor o valor do índice.

Neste último caso, a rejeição de cálcio foi de 92,86% enquanto a de magnésio foi de 75,86%, o que acentuou a relação supracitada. Este parâmetro foi preponderante para que esta amostra apresentasse o maior valor de IRQI para a água purificada (0,96). Lagoa Rasa e Pau dos Ferros apresentaram a maior quantidade de parâmetros com índice mínimo, enquanto Boa Fé apresentou mais parâmetros com o maior valor para V_i sendo estes em sódio, cloreto e para a RAS em E3 (0,19; 0,16 e 1,00 respectivamente) e para o bicarbonato em E2 (1,00).

Exceto pelo índice já citado em EMA, todas as amostras de água purificadas obtiveram índices menores que 1. Em 42,89% das amostras, o índice V_i da relação Mg^{2+}/Ca^{2+} foi maior que 1, requerendo atenção para este aspecto uma vez que quanto maior for este índice, menor será a proporção do cálcio em relação ao magnésio. Segundo Ayers e Westcott (1999), quanto menor esta proporção, maior as probabilidades da ocorrência de problemas de infiltração devido à intensificação dos efeitos dispersantes do sódio quando contrastado com o efeito flocculante do cálcio.

Tabela 15: – Índices dos desvios dos indicadores para água purificadas

LOCALIDADE	ÉPOCA	CE	Na ⁺	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	RAS	Mg/Ca	IRQI
Lagoa Rasa	E1	0,00	0,01	0,02	0,02	0,21	0,71	0,16
	E2	0,03	0,01	0,01	0,08	0,12	3,55	0,63
	E3	0,01	0,02	0,02	0,02	0,19	1,18	0,24
	E4	0,01	0,01	0,03	0,08	0,11	2,37	0,44
EMA	E1	0,04	0,03	0,02	0,06	0,24	2,37	0,46
	E2	0,64	0,03	0,02	0,18	0,21	0,39	0,25
	E3	0,03	0,02	0,05	0,06	0,09	5,53	0,96
	E4	0,03	0,03	0,05	0,10	0,14	3,95	0,72
Alagoinha	E1	0,07	0,04	0,03	0,14	0,26	1,58	0,35
	E2	0,04	0,04	0,03	0,18	0,24	0,39	0,15
	E3	0,04	0,04	0,04	0,12	0,15	4,03	0,74
	E4	0,06	0,05	0,06	0,14	0,36	0,59	0,21
Boa Fé	E1	0,13	0,10	0,08	0,04	0,57	1,45	0,39
	E2	0,16	0,13	0,08	0,20	0,71	0,34	0,27
	E3	0,12	0,19	0,16	0,04	1,00	1,48	0,50
	E4	0,12	0,14	0,12	0,06	0,98	1,78	0,53
Jacu	E1	0,12	0,05	0,04	0,06	0,28	2,58	0,52
	E2	0,12	0,05	0,08	0,06	0,26	0,71	0,21
	E3	0,06	0,01	0,06	0,10	0,04	0,13	0,07
	E4	0,07	0,06	0,10	0,10	0,28	0,39	0,17
Juazeiro	E1	0,06	0,02	0,03	0,06	0,24	1,18	0,26
	E2	0,68	0,01	0,03	0,20	0,12	1,18	0,37
	E3	0,03	0,03	0,05	0,08	0,16	3,55	0,65
	E4	0,02	0,03	0,05	0,06	0,18	0,79	0,19
Pau dos Ferros	E1	0,06	0,04	0,02	0,02	0,42	0,00	0,09
	E2	0,16	0,04	0,08	0,12	0,16	0,51	0,18
	E3	0,04	0,01	0,03	0,18	0,02	1,78	0,34
	E4	0,07	0,01	0,05	0,18	0,03	0,13	0,08

Para a água salobras de poços, os índices dos desvios dos indicadores permaneceram entre 0,05 para o sódio em E3 em Jacu e 3,98 para a RAS em E3 em EMA. Observa-se que Jacu na terceira época de coleta é a amostra com os menores índices em quatro das seis características avaliadas (CE, sódio cloreto e RAS), possivelmente devido a esta amostragem ter sido realizada nos meses de junho e julho, final da época chuvosa na qual há recarga do aquífero e dissolução das concentrações iônicas. Ocorreu nesta comunidade e época também o menor valor de IRQI entre as amostras de água salobras de poços (0,29), Oliveira (2016) classificou a água deste poço como sem risco de salinidade e de toxicidade de sódio e de cloretos, porém com risco acentuado de problemas de infiltração em face à sua baixa CE quando comparada com a RAS.

Tabela 16: Índices dos desvios dos indicadores para água salobras de poços

LOCALIDADE	ÉPOCA	CE	Na+	Cl-	HCO ₃ -	RAS	Mg/Ca	IRQI
Lagoa Rasa	E1	0,39	0,45	0,13	0,86	1,01	0,49	0,56
	E2	0,44	0,48	0,16	1,57	0,99	0,74	0,73
	E3	0,23	0,33	0,15	1,55	0,78	0,61	0,61
	E4	0,38	0,88	0,17	1,55	2,16	0,41	0,92
EMA	E1	0,86	0,74	0,58	1,49	1,27	0,77	0,95
	E2	1,04	0,99	0,51	2,66	1,58	0,88	1,27
	E3	0,77	2,46	0,47	1,82	3,98	1,64	1,86
	E4	0,79	2,33	0,49	1,90	3,71	1,47	1,78
Alagoinha	E1	0,43	0,17	0,24	1,02	0,33	0,36	0,43
	E2	0,50	0,18	0,28	1,33	0,28	0,44	0,50
	E3	0,43	0,37	0,24	1,02	0,68	0,36	0,52
	E4	0,41	0,37	0,23	1,02	0,68	0,34	0,51
Boa Fé	E1	2,47	1,68	2,47	0,45	1,39	0,35	1,47
	E2	2,55	1,75	2,45	1,02	1,39	0,32	1,58
	E3	2,47	2,16	2,73	0,69	1,63	0,70	1,73
	E4	2,28	3,59	2,53	0,88	2,35	0,79	2,07
Jacu	E1	1,01	0,55	0,89	0,76	0,75	0,14	0,68
	E2	1,04	0,55	0,90	0,78	0,73	0,12	0,69
	E3	0,07	0,05	0,09	0,08	0,15	1,28	0,29
	E4	0,92	1,34	0,84	0,76	1,47	0,51	0,97
Juazeiro	E1	0,80	0,33	0,74	0,31	0,42	0,59	0,53
	E2	0,92	0,41	0,79	0,47	0,52	0,26	0,56
	E3	0,12	0,13	0,11	0,10	0,36	0,99	0,30
	E4	0,78	0,75	1,15	0,57	0,81	0,72	0,79
Pau dos Ferros	E1	0,84	0,49	0,41	0,65	0,64	0,61	0,60
	E2	0,92	0,49	0,54	1,63	0,33	0,63	0,76
	E3	0,23	0,66	0,15	0,06	1,44	1,78	0,72
	E4	0,39	1,03	0,18	0,94	2,02	2,12	1,11

Boa Fé apresentou os maiores índices dos desvios para CE (2,55 em E2), sódio (3,59 em E4) e bicarbonatos (2,73 em E4) além do maior IRQI para a água salobras de poços (2,07 em E4). Boa Fé apresenta maiores valores de condutividade elétrica das águas de poço, variando entre 5,72 e 6,40 dS m⁻¹, o que impede sua utilização, salvo em condições de técnicas de manejo, tais como: mistura de águas e utilização em sistemas hidropônicos (Oliveira 2016). O autor ainda ressalta que Oliveira (2011) cultivou hortaliças através de sistema hidropônico em fibra de coco, com águas da estação do dessalinizador desta comunidade com poucas perdas de produtividade, evidenciando potencial de utilização destas águas. A baixa qualidade desta água

é corroborada pelo menor valor médio de recuperação do sistema apresentado pelo seu dessalinizador frente aos demais

Para as águas de rejeito, os menores índices foram registrados em Jacu em E3 (CE, sódio, cloreto e bicarbonato) e em Alagoinha (RAS em E2 e Mg^{2+}/Ca^{2+} em E1) enquanto que Pau dos Ferros em E2 apresentou os índices mais elevados em CE, cloreto e bicarbonato (E2) e Mg^{2+}/Ca^{2+} (E4) e EMA o maior valor para a RAS (E3). De maneira geral, estas águas são inaptas para o uso em irrigação face à sua elevada salinidade.

Tabela 17: Índices dos desvios dos indicadores para água de rejeito

LOCALIDADE	ÉPOCA	CE	Na+	Cl-	HCO ₃ ⁻	RAS	Mg/Ca	IRQI
Lagoa Rasa	E1	0,59	0,67	0,19	1,45	1,41	0,52	0,81
	E2	0,72	0,85	0,28	3,07	1,63	0,77	1,22
	E3	0,46	0,58	0,24	1,43	1,22	0,52	0,74
	E4	0,52	1,26	0,23	2,21	2,57	0,80	1,26
EMA	E1	1,19	1,03	0,78	1,86	1,55	1,14	1,26
	E2	1,39	1,25	0,70	3,88	1,74	1,05	1,67
	E3	0,96	3,15	0,57	2,47	4,57	0,28	2,00
	E4	1,00	3,02	0,63	2,82	4,46	0,34	2,05
Alagoinha	E1	0,61	0,29	0,34	1,33	0,45	0,11	0,52
	E2	0,80	0,24	0,39	2,13	0,33	0,23	0,69
	E3	0,60	0,85	0,36	1,23	1,15	1,53	0,95
	E4	0,60	0,67	0,37	2,00	0,87	0,90	0,90
Boa Fé	E1	3,35	1,91	3,52	0,49	1,53	0,98	1,96
	E2	3,71	2,54	3,83	1,23	1,67	0,42	2,23
	E3	2,91	2,61	3,33	0,29	1,68	0,86	1,95
	E4	3,01	4,74	3,14	1,43	2,85	0,63	2,63
Jacu	E1	2,48	1,91	2,32	1,43	1,84	0,15	1,69
	E2	2,51	1,95	2,14	1,72	1,86	0,15	1,72
	E3	0,09	0,13	0,13	0,08	0,37	1,05	0,31
	E4	1,69	2,02	2,33	1,12	1,64	1,10	1,65
Juazeiro	E1	1,18	0,45	1,203	0,41	0,49	0,36	0,66
	E2	1,27	0,59	1,06	0,61	0,64	0,36	0,76
	E3	0,78	0,99	0,74	0,29	1,25	0,69	0,79
	E4	1,08	1,04	1,42	0,51	0,96	0,72	0,95
Pau dos Ferros	E1	0,89	0,55	0,44	0,51	0,73	0,81	0,66
	E2	5,50	3,35	4,29	5,82	1,98	0,64	3,60
	E3	0,28	1,04	0,26	0,10	1,86	2,28	0,97
	E4	0,69	1,72	0,31	1,33	2,64	2,37	1,51

Em trabalho semelhante, Anders (2013) afirmou que, das amostras de rejeito analisadas, 60% apresentaram risco extremo de salinização do solo por irrigação, enquanto o

40% restantes foram classificadas, com risco alto de contaminação do solo por excesso de sais solúveis, não sendo apropriada para irrigação em condições normais, podendo ser usada em condições especiais de solos com boa drenagem, desde que se aplique práticas especiais para controle da salinidade, como lâmina de lixiviação adequada se faça uso de culturas bastante tolerantes a sais (ALMEIDA, 2010).

5.3.2 – IRQI

O comportamento do IRQI para as amostras analisadas está representado na Figura 17. As amostras foram divididas em cinco classes a saber: A classe I em que estão águas com IRQI menor que 0,3 contém 17,86 % do total das amostras. Esta classe apresenta as águas de menor impacto ambiental e que não apresentam perda significativa de qualidade. 50,00 % das amostras de água purificadas e 3,57 % das de água salobras de poços encontram-se nesta classe. São águas de boa qualidade e de baixo impacto ambiental, como exemplo podemos citar a água purificadas de Alagoíinha em E1 e a água salobras de poços da comunidade Jacu em E3.

Na Classe II estão águas com IRQI entre 0,3 e 0,6 abrangendo 21,43% do total das amostras. Fazem parte deste grupo 32,14% das amostras de água purificadas, 28,57% das amostras de água salobras de poços e 7,14% das de água de rejeito. As amostras enquadradas nesta classe possuem qualidade inferior às da Classe I, exigindo mais atenção ao manejo e às condições de uso pois já apresentam risco ambiental moderado. As únicas amostras de água de rejeito que se enquadram neste grupo foram coletadas na comunidade de Jacu em E3 e Alagoíinha na primeira época amostral.

Das 84 amostras analisadas, 19,05% estão na Classe III, possuindo IRQI entre 0,6 e 0,9. 14,29% das amostras de água purificadas, 28,57% das de água salobras de poços e 14,29% das de rejeito são enquadradas nesta classificação. Esta classe apresenta perda significativa de qualidade em relação ao padrão ideal o que requer condições bastante específicas para a sua aplicação em irrigação, como culturas mais resistentes à toxicidade e à salinidade além de solos com drenagem eficiente. A Classe IV apresenta 0,9 e 1,2 com extremos para os valores de IRQI englobando 14,29% do total de amostras estando contidas nessa classificação 3,57% das amostras de água purificadas, 14,29% das de água salobras de poços e 25% das de rejeito de rejeito.

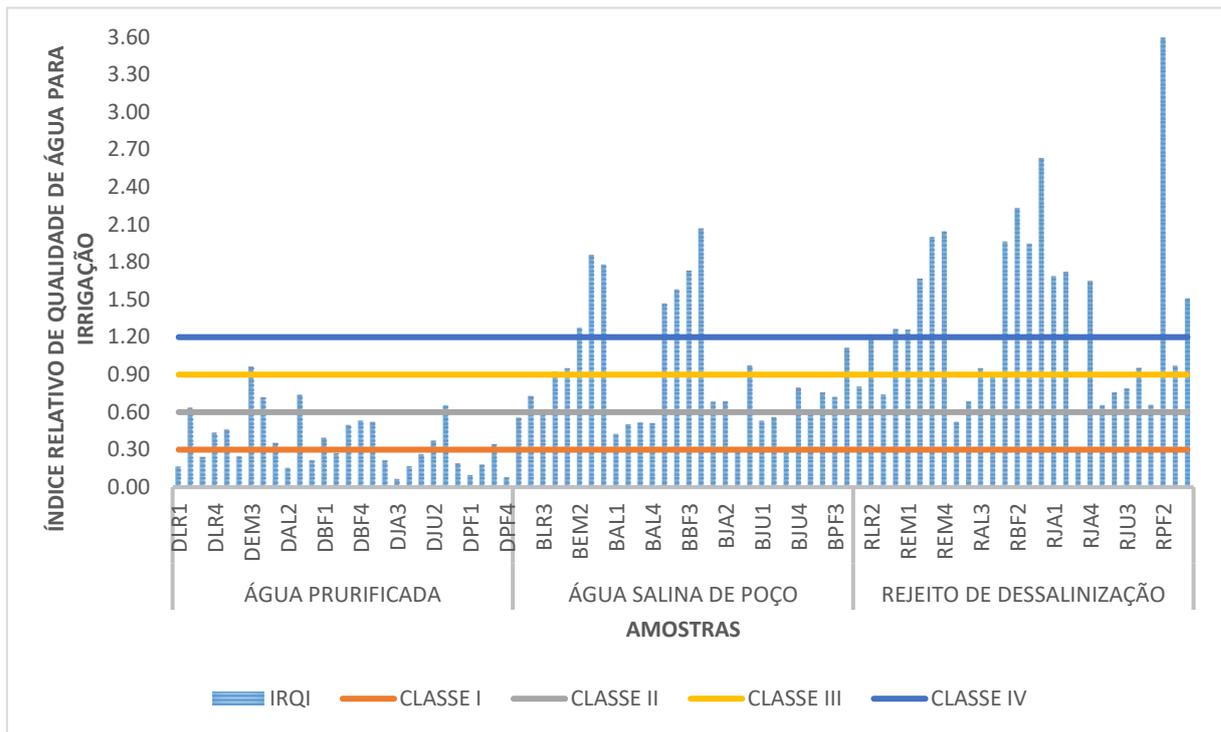


Figura 17 – Comportamento do Índice Relativo de Qualidade de água para Irrigação para água purificada por osmose reversa, salina de poço e rejeito

As águas dessa classe apresentam risco elevado de utilização em irrigação por poderem causar danos ao solo e redução de produtividade das culturas.

Na classe V encontram-se as águas com IRQI superior a 1,2. Esta classe contém 27,38% do total de amostras sendo 25% das amostras de água salobras de poços e 57,14% das amostras água de rejeito. Contidas neste grupo estão as águas de qualidade mais inferior uma vez que este é o grupo que mais se distancia do valor ideal do IRQI que é zero, podendo ser utilizadas em condições extremamente específicas de uso, como cultivo hidropônico por exemplo, uma vez que estas águas apresentam elevada salinidade o que aumenta seu potencial osmótico e dificulta a absorção de água pelas culturas além de depositar elevada quantidade de sais no solo.

6 - CONCLUSÕES

- a) As amostras de água de poço analisadas apresentam risco moderado a severo quanto à salinização do solo e toxicidade de íons;
- b) Os sistemas dessalinizadores apresentaram rendimento aceitável e quanto menor a concentração salina da água de alimentação maior a quantidade de água purificadas;
- c) O rejeito salino pode ser utilizado para cultivo hidropônico de espécies tolerantes à salinidade;
- d) Quanto menor o valor do Índice de Saturação de Langelier e maior o valor do índice de estabilidade de Ryznar, maior a taxa de recuperação do sistema.
- e) A proposta de índice de qualidade apresentada demonstrou bom desempenho, podendo ser acrescida de mais parâmetros, inclusive referentes ao tipo de solo e à cultura a ser cultivada.

7 – REFERÊNCIAS

- ALENCAR, R. D. **Monitoramento da qualidade da água de poços do calcário Jandaíra e restrições na agricultura irrigada** Renato Dantas Alencar . -- Mossoró, 2007.71f
- ALLEN, R. G., PEREIRA, L. S., RAES, D., SMITH, M. **Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements**. Rome: FAO, 1998. 300p. FAO. Irrigation and Drainage Paper, 56
- ALMEIDA, R. A. S de; OLIVEIRA, I. B. de. Aplicação do Índice de Qualidade de Água Subterrânea (IQUAS) Destinado ao Uso para Consumo Humano. **Águas Subterrâneas**, 2008.
- AMORIM, M. C. C., PORTO, E. R., ARAÚJO, O. J., SILVA, L. G. D. A.. **Alternativas de reuso dos efluentes da dessalinização por osmose inversa: evaporação solar e meio líquido para cultivo de tilápia koina (oreochromis sp)**. In **Saneamento ambiental: desafio para o século 21 (pp. 1-7)**. 2001
- ANDERS, C. R. **Caracterização química da água de dessalinizadores e dos solos sob a influência do rejeito salino em Mossoró - RN** Claudio Rodrigues Anders. -- Mossoró, 2013.56f.
- ANDRADE JÚNIOR, A. S. D., SILVA, Ê. F. D. F., BASTOS, E. A., MELO, F. D. B., LEAL, C. M. Uso e qualidade da água subterrânea para irrigação no semi-árido piauiense. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** v.10, n.4, p.873-880, 2006.
- ANTAS, F. P. de S. **Avaliação da composição iônica e aplicação de um índice de qualidade ambiental para a água de irrigação no Baixo-Açu, RN**. 2011. 68 f. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) - Universidade Federal Rural do Semiárido, Mossoró, 2011.
- APHA, AWWA WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater. 22th edition**. Washington D.C. American Public Health Association, 2005.
- AURELIANO, J.; FERRAZ, A.C.; CLEMENTE, A.; FALCÃO, D. Monitoramento da Qualidade da Água com Base em Zonas Homogêneas na Bacia do Rio Ipojuca em Pernambuco. *In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, 16., 2005, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: **ABRH**, 2005. 1 CD-ROM.
- AYERS, R. S., WESTCOT, D. W., A qualidade da água na agricultura, Estudos FAO: Irrigação e Drenagem, 29, 2ª Edição, Campina Grande, UFPB, 145p. 1999.
- BARRETO, L. V. **Estudo das águas do rio Jiquiriçá**. Monografia. Engenharia Ambiental. Itabuna, FTC, 47p 2007
- BERNARDO, S.; SOARES, A. A.; MANTOVANI, E. C. **Manual de irrigação**. 8 ed. Viçosa: Ed. UFV. 2006. 611p.
- BOHN, H. L.; MCNEAL, B. L.; O'CONNOR, G. A. **Soil chemistry**. New York. p. 329. 1979.

BRANDT, D. C., LEITNER, G. F., LEITNER, W.E., **Reverse osmosis membrane states of the art**. In Zahid Amjad (ed), **Reverse Osmosis: Membrane Technology, Water Chemistry & Industrial Applications**, Van Nostrand-Reinold, New York, 1993.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n° 357**, de 23 de Janeiro 2005. Disponível em: <www.mma.gov.br/port/conama>. Acesso em: 15 nov. 2016.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n° 396**, de 3 de Abril 2008. Disponível em: <www.mma.gov.br/port/conama>. Acesso em: 15 nov. 2016.

BUSH, J.A.; VANNESTE, J.; CATH, T.Y. Membrane distillation for concentration of hypersaline brines from the Great Salt Lake: Effects of scaling and fouling on performance, efficiency, and salt rejection. **Separation and Purification Technology**, v.170, p.78-91, 2016.

CADILHAC, L.; ALBINET, M. (Coord.). **SEQ - Système d'évaluation de la qualité des eaux souterraines: Rapport de présentation**. Agences de l'Eau. 2003. 75p.

CCME - Canadian Council of Ministers of the Environment, 2001b, **Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: CCME Water Quality Index 1.0, technical report**. In: Canadian Environmental Quality Guidelines, Winnipeg 1999.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo.

CIRILO, J. A. Políticas públicas de recursos hídricos para o semiárido. **Estudos avançados**, São Paulo, v. 22, n. 63, p. 61-82, 2008.

CONAMA Resolução n° 357 de 17 de Março de 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>> Acesso em: 20 dezembro 2016

COSTA, A. M. DE B.; MELO, J. G. de; SILVA, F. M. da., Aspectos da salinização das águas do aquífero cristalino no estado do rio grande do norte, nordeste do brasil, **Águas Subterrâneas**, v.20, n.1, p.67-82, 2006

ALMEIDA NETO, O. B. de, MATOS, A. T. de, ABRAHÃO, W. A. P., da COSTA, L. M., DUARTE, A. Influência da qualidade da água e irrigação na dispersão da argila de latossolos, **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v 33, p 1571-1581, 2009

DIAS, L. E.; ÁLVAREZ, V. H. V. **Fertilidade do solo**. Viçosa-MG. UFV. 1996.204p.

EGREJA FILHO, F. B., MAIA, C. E., MORAIS, E. R C, Método computacional para correção da qualidade de águas para fertirrigação, **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Brasília, v.23, n.2, p. 415-423, 1999.

FARIAS, A.M.L.; LAURENCEL, L.C.; SILVA, A.P.S.; MACEDO, R.W.; SILVEIRA, M.M. **Números Índices**. 2004. Niterói: UFF – Instituto de Matemática.

FEITOSA, F. A. C. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. 3. ed. rev. e ampl. - Rio de Janeiro: CPRM: LABHID, 2008. 812p.

FERNANDES, R.A.; LOUREIRO, C.O. Índice Relativo de Qualidade (IRQ): Um Método para Caracterização e Hierarquização do Potencial Qualitativo das Águas Subterrâneas. ABAS, 2006.

FERRAZ, R. DE C. **Avaliação de sistema alternativo de proteção contra a corrosão em circuito de água de refrigeração**. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Metalúrgica e de Materiais). Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-graduação e Pesquisa de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2007. 92p.

FERREIRA, L.M.; IDE, C.N. Avaliação comparativa da sensibilidade do IQA-NSF, IQA-Smith e IQA-Horton, aplicados ao Rio Miranda, MS. **ABES**, 2001.

FERRI, M. G. **Fisiologia Vegetal**. 2. ed. São Paulo: EPU, 1985. 362 p.v.1

FILMTEC, **Tech Manual, Dow Chemical Company**, 2007

FREIRE, M. B. G. dos S; RUIZ, H. A; RIBEIRO, M. R.; FERREIRA, P. A.; ALVAREZ, V. H.; FREIRE, F. J. Condutividade hidráulica de solos de Pernambuco em resposta à condutividade elétrica e RAS da água de irrigação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 7, n. 1, jan./abr. 2003

GAO, W., LIANG, H., MA, J., HAN, M., CHEN, Z. L., HAN, Z. S., & LI, G. B. Membrane fouling control in ultrafiltration technology for drinking water production: a review. **Desalination**, 272(1), p 1-8, 2011.

GASTALDINI, M. C. C.; MENDONÇA, A. S. F. Conceito para a avaliação da qualidade da água. In: Paiva, J. B. D.; Paiva, E. M. C. D. (Orgs.) **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH, 2003.

GERMANO, P.C.C.; NEVES, J.M.M.; WARTH, M.F.N.; RICARDO, L.M.M.; TONIOLLI, D.M. Proposição de um Índice de Qualidade de uma Sub Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba, como Instrumento de Gestão de Recursos Hídricos ABRH, 2005

GONÇALVES, E. M., **Avaliação da qualidade da água do rio Uberabinha – Uberlândia – MG** Rio de Janeiro, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 159p, (Dissertação de Mestrado) 2009.

GRADES, E. des A. **Modelling and simulation of CO₂ release in multiple-effect distillers for seawater desalination.** Dissertation . 84f Math-ematisch-Naturwissenschaftlich-Technische Fakultät der Martin-LutherUniversität Halle-Wittenberg in Tafilah. Jordanien 2004

HERMES, L. C., Considerações Gerais à Classificação e Monitoramento da Qualidade de Água. In: FAY, E. F., SILVA, C. M. M. S, **Índice do Uso Sustentável da Água (ISA-ÁGUA)** – Região do Submédio São Francisco. EMBRAPA Meio Ambiente, Jauariúna, SP, 2006

HEUER, B. Photosynthetic carbon metabolism of crops under salt stress. In: PESSARAKLI, M. (Ed). **Handbook of photosynthesis**. New York: Marcel Dekker, 1997. p.887-896.

HOLANDA, J. S. de; Amorim, J. R. A de. **Qualidade da água para irrigação**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 26., **Anais...**Campina Grande 1997.

HYDRANAUTICS. Technical Service Bulletin, 2002. **Índice de Qualidade da Água**. 2007. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/indice_iap_iqa.asp>. Acesso em: 12 dezembro 2016.

KHANZADAA, N.K.; JAMAL KHANA, S.; DAVIESB, P.A. Performance evaluation of reverse osmosis (RO) pre-treatment technologies for in-land brackish water treatment. **Desalination**, v.406, p.44-5-0, 2017.

KRAMER, P. J.; BOYER, J. S. **Water relations of plant and soils**. San Diego: Academic Press, 1995. 495 p.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. Tradução: Prado, C.H.B.A.; Franco, A.C. São Carlos, RiMa, 2000. 533p.

LASTORIA, G. **Hidrogeologia da formação serra geral no Estado de Mato Grosso do Sul**. Tese 133f. Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista. Rio Claro, 2002. .

LIMA, A.O.; LIMA FILHO, F.P.; DIAS, N.S.; REGO, P.R.A.; FERREIRA NETO, M. Mechanisms controlling surface water quality in the Cobras river sub-basin, northeastern Brazil. **Revista Caatinga**, v.30, p.181-189, 2017.

LIMA, A.O.; DIAS, N.S.; FERREIRA NETO, M.; SANTOS, E.J.; REGO, P.R.A.; LIMA-FILHO, F.P. Barragens subterrâneas no semiárido Brasileiro: análise histórica e metodologia de construção. **Irriga**, v.18, n.2, p.200-211, 2013.

MAIA, C. E. **Qualidade da água para fertirrigação nas regiões da chapada do Apodi e baixo Açu-RN**. 1996, 122f. Monografia de Especialização- ESAM. Mossoró.

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

MANTOVANI, E. C; BERNARDO, S. PALARETTI, L. F. **Irrigação: princípios e métodos**. Viçosa: Ed. UFV, 2007. 358 p

MCNEILL, L. S. **Water quality factors influencing iron and lead corrosion in drinking water**. Dissertation (Doctor Degree in Civil and Environmental Engineering). Faculty of the Virginia Polytechnic Institute and State University. Blacksburg, VA, USA, 2000. p 1-12.

MEDEIROS, J.F.; GHEYI, H.R.; BATISTA, M.A.F. **Prevenção, manejo e recuperação dos solos salinos sódicos**. Mossoró: Esam .1992. 70p (Apostila).

MELO, A. D. **Operação de reservatórios no semiárido considerando critérios de qualidade de água**. 2005. 87 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2005.

MENDES, B. V. **Alternativas tecnológicas para a agropecuária do Semiárido**. 2. Ed. São Paulo: Nobel, 1986, 171 p.

MENEZES, G. O. **Aplicação do Índice de Salubridade Ambiental em Comunidade Carentes e sua Comparação com Comunidades Padrão: Instrumento para Planos de Gestão Municipal.** Dissertação. 203f Programa de Mestrado em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Ouro Preto 2007

MENEZES, J. M. **Índice de Qualidade de Água Subterrânea Aplicado em Área de Aquíferos Cristalinos Com Uso Agrícola: Bacia do Rio São Domingos – RJ–** Rio de Janeiro UFRJ, 2009.

MINGOTI, S. A.; **Análise de dados através de métodos de estatística multivariada: uma abordagem aplicada,** Editora UFMG, 2005.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano (SRHU), Programa Água Doce (PAD) – Documento Base, pp. 321- 2012.

MISTRETA, G.O. **Aquífero Jandaíra da Bacia Potiguar.** Dissertação de Mestrado em Geociências. USP, São Paulo – 1984.

MOLOZZI, J.; DIAS, A. S.; PINHEIRO, A.; SILVA, M. R. Qualidade da Água Utilizada na Atividade de Rizicultura: Caso do Município de Gaspar/SC. ABRH, 2005..

MONTEIRO, G de S.; SILVA, J. N.; LÔBO, H. L. L.; **Simulação e Análise de Sistema de Dessalinização Via Osmose Inversa: Considerações Para Análise da Qualidade da Água.** Centro Científico Conhecer - ENCICLOPÉDIA BIOSFERA, Goiânia, vol.5, n.8, 2009.

NAKAYAMA, F. S.; BUCKS, D. A. Trickle irrigation for crop production: Design, operation and management. Amsterdam: **Elsevier Science Publishers**, 1986. 383p. 1986

OLIVEIRA, A. M. de **impactos físico-químicos da disposição de rejeito de dessalinizadores das águas de poços em solos do oeste potiguar** , RN/ André Moreira de Oliveira. -- Mossoró, 2016.112f.

OLIVEIRA, A. M. de. **Potencial de utilização agrícola das águas “salobras” e residuárias da dessalinização por osmose reversa.** Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) Universidade Federal Rural do Semiárido, 2011.

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. **Revista Águas Subterrâneas.** 2007. *no prelo.*

PAGANINI, W. S. **Disposição de Esgotos no Solo (escoamento à superfície).**Fundo Editorial da AESABESP, São Paulo, 1997, 232p

PEDROSA, C. A; CAETANO, F. A. **Águas Subterrâneas.** Brasília: Agência Nacional de Águas, Superintendência de Informações Hidrogeológicas, 2002. 85p.

PINHEIRO, A. Monitoramento e Avaliação da Qualidade das Águas *In: Avaliação e contabilização de impactos ambientais.* ROMEIRO, A.R. 1ª ed. Campinas: Editora da Unicamp. p. 55-73. 2004.

PORTO, E. R.; AMORIM, M. C. C. DE; SILVA JUNIOR, L. G. A. Uso do rejeito de dessalinização de água salobra para irrigação da erva-sal (*Atriplex nummularia*). **Revista Brasileira da Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 5, n. 1, p. 111-114, 2001.

QUEIROZ, F. R M de; Silva, R. R. F. da; BEZARRA, J. U. L.; GUIMARÃES, B. da S; FERNANDES NETO, J. T; FRANÇAS, K. B. Avaliação e comparação do desempenho de um sistema de membranas de micro/nano filtração com sistema de osmose inversa para diferentes níveis de concentração de sais de águas salobras da comunidade de Uruçu em São João do Cariri-PB. **Revista de Biologia e Farmácia**. v 09 n 04 – 2013

REBOUÇAS, A. C. Água na Região Nordeste: desperdício e escassez. **Estudos Avançados**, São Paulo, v.11, n.29, p.127-54, 1997

REICHARDT, K.; TIMM, L.C.: **Solo, planta e atmosfera**; conceitos, processos e aplicações. Barueri, SP (Brazil). Editora Manole Ltda. 2004. 478 p.

RHOADES, J.D.; KANDIAH, A.; MASHALI, A.M. **Uso de águas salinas para produção agrícola**. Tradução de Gueyi, H.R.; Sousa, J.R.; Queiroz, J.E. Campina Grande: UFPB, 2000. 117 p

RIBEIRO, M. S.; LIMA, L. A.; FARIA, F. H. DE S.; SANTOS, S. R. DOS; KOBAYASHI, M. K. Classificação da água de poços tubulares do norte do estado de minas gerais para irrigação. **Revista Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v. 18, n. 3, p. 208-218, 2010.

RICHARDS, L.A. Diagnosis and improvement of saline and alkali soil. Washington: United States Salinity Laboratory Staff, 1954. 160p

SÁNCHEZ, E.; COLMENAREJO, M.F.; VICENTE, J., RUBIO, A.; GARCÍA, M.G., TRAVIESO, L.; BORJA, R. Use of the Water Quality Index and Dissolved Oxygen Deficit as Simple Indicators of Watersheds Pollution. **Ecological Indicators**. v. 7, n. 2, p. 315-328. 2007.

SAWYER, C. N.; MCCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. Chemistry for environmental engineering. 4th edition. New York: McCarty – Hill Book Company, 1994.

SCHNEIDER, R. P., TSUTIYA, M. T., **Membranas filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reuso**, ABES, 1ª ed, São Paulo, 2001.

SERHID. (1998). Secretaria de Recursos Hídricos do Estado do Rio Grande do Norte. Plano Estadual de Recursos Hídricos. Caracterização Hidroquímica dos Aquíferos do Rio Grande do Norte, Natal.

SHARMA, S. **Applied multivariate techniques**. New York: John Wiley & Sons, 1996.

SILVA JÚNIOR, L. G. de A.; GHEYI, H. R.; MEDEIROS, J. F. de, Composição Química De Águas Do Cristalino Do Nordeste Brasileiro, **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.3, n.1, p.11-17, jan./abr. 1999.

- SILVA, S. G. da. **Aquíferos fissurais em clima semi-árido (caso do estado do RN, NE do Brasil): uma análise dos processos de salinização em escala regional e local.**, 167 f. Tese - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, 2003.
- SILVEIRA, M. C., **Avaliação de sistema híbrido para dessalinização de águas salinas pelo processo de osmose inversa.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Química), UFPB, Campina Grande – PB, 1999.
- SILVEIRA, M. C., FRANÇA, K. B. Avaliação do desempenho de um sistema de dessalinização via osmose inversa para águas salobras. **X Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**, São Paulo, 1998
- SOARES, T. M. **Utilização de águas salobras no cultivo da alface em sistema hidropônico NFT como alternativa agrícola condizente ao semi-árido brasileiro.** Tese (Doutorado em Agronomia) Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2007.
- SOARES, T. M.; SILVA, I. J. O.; DUARTE, S. N.; SILVA, E. F. F. Destinação de águas residuárias provenientes de dessalinizadores por osmose reversa. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 3, p. 730-737, 2006
- STIGTER, T.Y.; RIBEIRO, L.; CARVALHO DILL, A.M.M. Application of a Groundwater Quality Index as an Assessment and Communication Tool In Agro-Environmental Policies – Two Portuguese Case Studies. **Journal of Hydrology**. 327, p. 578– 591. 2006.
- SUASSUNA, J. **Água potável no semiárido: escassez anunciada.** 1998 Disponível em <http://www.fundaj.gov.br>. Acesso em 16 set. 2016.
- TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. 3.ed. Porto Alegre: Artmed, 2004. 719p.
- TAYLOR, J.S., JACOBS, E. P., Reverse osmosis and nanofiltration. In: Joel Mallevalle et al (ed), **Water Treatment Membrane Processes**, pp. 9.1-9.70. McGraw Hill, New York, 1996.
- TOLEDO, L. G.; NICOLELLA, G., Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agricola**, v.59, n.01, p.181-186. 2002.
- VASAN, S. S.; FIELD, R. W. On maintaining consistency between the film model and the profile of the concentration polarisation layer. Destinação de águas. **Journal of Membrane Science**, v. 279, n. 3, p. 434-438, 2006.
- VON SPERLING, M.; **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Belo Horizonte, UFMG, 425p 2005.
- WARD, J. H. Hierarchical grouping to optimize an objective function. **Journal of the American Statistical Association**, v. 58, p. 236 – 244. Mar. 1963
- WHIPKER, B.E.; BAILEY, D.; NELSON, P.V.; FONTENO, W.C.; HAMMER, P.A. A novel approach to calculate acid additions for alkalinity control in greenhouse irrigation water. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.27, p.959-976. 1996.

WHO - World Health Organization. **Protecting Groundwater for Health Managing the Quality of Drinking-water Sources**. Edited by Oliver Schmoll, Guy Howard, John Chilton and Ingrid Chorus. London, Seattle: IWA. 2006. 663p. ISBN 92 4 154668 9

ZAMBERLAN, J. F., **Caracterização de águas de reservatórios superficiais para uso em microirrigação**, Universidade Federal de São Marcos RS, 2007, 88 f (Dissertação de mestrado)