

## Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente

Associação Plena  
em Rede



UFPI

UFC

UFRN

UFPB

UFPE

UFS

UESC

**SISTEMAS DE DESSALINIZAÇÃO DO SEMIÁRIDO DO RIO GRANDE DO  
NORTE: PERCEPÇÃO SOCIAL E AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA PARA  
ATIVIDADES AGROPECUÁRIAS.**

**KÁRLIA DALLA SANTA AMARAL**

2021

Natal – RN

**Kárlia Dalla Santa Amaral**

**SISTEMAS DE DESSALINIZAÇÃO DO SEMIÁRIDO DO RIO GRANDE DO  
NORTE: PERCEPÇÃO SOCIAL E AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA PARA  
ATIVIDADES AGROPECUÁRIAS.**

Tese apresentada ao Curso de Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Associação ampla em Rede, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor.

Orientador: **Prof. Dr. Julio Alejandro Navoni**

Coorientador: **Jean Leite Tavares**

Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN  
Sistema de Bibliotecas - SISBI

Catálogo de Publicação na Fonte. UFRN - Biblioteca Setorial Prof. Leopoldo Nelson - Centro de Biociências - CB

Amaral, Kárlia Dalla Santa.

Sistemas de dessalinização do semiárido do Rio Grande do Norte: percepção social e avaliação da qualidade da água para atividades agropecuárias / Kárlia Dalla Santa Amaral. - 2021. 165 f.: il.

Tese (doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA). Natal, RN, 2021. Orientador: Prof. Dr. Julio Alejandro Navoni. Coorientador: Jean Leite Tavares.

1. Qualidade da água - Tese. 2. Comunidades rurais - Tese. 3. Agropecuária - Tese. I. Navoni, Julio Alejandro. II. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. III. Título.

RN/UF/BSCB

CDU 556

# **KÁRLIA DALLA SANTA AMARAL**

Tese apresentada ao Curso de Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente, associação ampla em Rede, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor.

Aprovada em:

**BANCA EXAMINADORA:**

---

Prof. Dr. Julio Alejandro Navoni  
Universidade Federal do Rio Grande do Norte (DDMA/UFRN)

---

Profa. Dra. Maria Cristina Crispim Basílio da Silva  
Universidade Federal da Paraíba (DDMA/UFPB)

---

Dr. José Araújo Dantas  
Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Norte (EMPARN)

---

Profa. Dra. Joana Darc Freire de Medeiros  
Universidade Federal do Rio Grande do Norte (PPGESA/UFRN)

---

Profa. Dra. Magnólia Fernandes Florêncio de Araújo  
Universidade Federal do Rio Grande do Norte (DDMA/UFRN)

## **APRESENTAÇÃO**

A Tese tem como título “Sistemas de dessalinização do semiárido do Rio Grande do Norte: percepção social e avaliação da qualidade da água para atividades agropecuárias” e, conforme padronização aprovada pelo Colegiado do DDMA local, se encontra composta por uma Introdução geral (embasamento teórico e revisão bibliográfica do conjunto da temática abordada, incluindo a identificação do problema da Tese), uma Caracterização geral da área de estudo, Metodologia geral, empregada para o conjunto da obra, e por quatro Capítulos, que correspondem a artigos científicos. Todos os capítulos/artigos estão no formato do periódico ao qual foram submetidos; os endereços dos sites, onde constam as normas dos periódicos, estão destacados em cada capítulo/artigo.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço ao universo, com a sua força tão poderosa, perfeita e misteriosa, a qual cria, transforma e apaga. Observa-lo, através dos seus pequenos e grandes feitos, nos dá a oportunidade de compreender a brevidade da vida, e do valor imensurável das coisas não palpáveis.

Assim, agradeço ao amor incondicional da minha família, minha mãe Adélia Dalla Santa e minha tia Beatriz Dalla Santa. Ao pai do meu filho, Frederico M. Osório, e ao meu filho Camilo D. S. Osório, por me apoiarem, mesmo quando eu não pude estar presente.

Aos amigos queridos que a vida me trouxe em Natal: Meghan, Wilker, Eline, Patrícia e Nádia. Em especial, a amiga Fátima Dutra, a qual tive a oportunidade de conhecer, assim que ingressei neste curso de Pós-graduação.

Ao Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA), e ao meu orientador Julio A. Navoni, pela oportunidade de evoluir profissionalmente.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão de bolsa de pesquisa, e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo apoio financeiro ao trabalho de campo.

A todos os professores que auxiliaram na construção deste trabalho, em especial, a Profa. Joana Darc Freire de Medeiros, a qual esteve presente em todas as etapas de seu desenvolvimento.

Ao Programa Água Doce (PAD) e a Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte (SEMARH), pelo fornecimento dos dados empregados no presente estudo. Em especial, a Dilma Lucas, Carlos A. Martins, Nádia P. Machado, José Ribamar, Franklin Rocha, Diana Lopes, Derek Morais, Rafaella I. A. Arcila e Jeni M. de Moraes, equipe a qual tive a oportunidade de integrar.

## RESUMO

### **Sistemas de dessalinização do semiárido do Rio Grande do Norte: percepção social e avaliação da qualidade da água para atividades agropecuárias.**

O Rio Grande do Norte apresenta a maior parte do seu território inserido dentro do polígono das secas, e com mais da metade da população desta região, habitando a zona rural. Nessa região, equipamentos de dessalinização foram instalados, a fim de melhorar a qualidade de água para consumo humano, no entanto, gerando uma grande quantidade de rejeito salobro. Deste modo, o presente trabalho teve como objetivo, averiguar a qualidade da água subterrânea e do subproduto da dessalinização, para uso em atividades produtivas agropecuárias, assim como de avaliar a percepção comunitária, a respeito da tecnologia implantada. A base de dados empregada, cedida em sua maior parte pelo Programa Água Doce (PAD), constituiu-se de laudos da qualidade da água e entrevistas semiestruturadas, referentes a 33 municípios do RN. A avaliação da água subterrânea para fins de irrigação, abordada no primeiro capítulo, demonstrou que os parâmetros pH, condutividade, sólidos totais dissolvidos (STD), cloreto, manganês, urânio e zinco apresentaram concentrações acima dos limites recomendados para culturas vegetais. Quase a metade dos poços apresentou águas com risco alto (43%) de salinização dos solos, porém, baixo de sodificação (45%). Todas as fontes hídricas analisadas mostraram-se inadequadas ao rendimento de plantas mais sensíveis, e com níveis de sódio (> 115 mg/L) capaz de ocasioná-las algum grau de lesão foliar. Para a produção de animais, STD, magnésio, sulfato e manganês apresentaram concentrações acima dos valores máximos recomendados. Através do segundo capítulo, a composição físico-química da água subterrânea e do concentrado foi empregada para a determinação de índices de qualidade, visando os usos de irrigação e dessedentação animal. Um elevado percentual da água dos poços (51%) e do concentrado (65%) foram classificados com qualidade ruim e péssima para o cultivo de plantas. Inversamente, a maior parte das águas subterrâneas (87%) e do rejeito salobro (71%), integraram as classes de melhor qualidade (excelente e boa) para a produção de animais. O diagnóstico dos sistemas de dessalinização, realizado no terceiro capítulo, demonstrou que em 42 localidades, 53% das famílias eram usuárias dos sistemas de dessalinização. Gastos mensais fixos como: tarifa de energia elétrica (62%), remuneração de operadores (90%) e fundo de reserva (100%) foram majoritariamente liquidados pela própria comunidade. Após a implantação dos dessalinizadores, o modelo de gestão implementado e performance de serviços foram avaliados, obtendo-se mais de 90% de respostas satisfatórias (excelente e bom) para cada aspecto e/ou variável apontada. Quanto ao estudo de percepção da qualidade das fontes de água consumida (cisternas e dessalinizada), realizado em 4 localidades, 46% dos entrevistados de relataram perceber alterações nas propriedades organolépticas do recurso, principalmente relacionadas ao sabor, ocasionado pelo cloro e ou sais. Cerca da metade do público abordado afirmou ter recebido informações sobre boas práticas higiênicas-sanitárias. Enfermidades, como diarreia e verminose, foram os exemplos mais citados. Mecanismos comunitários de gestão se mostraram como um importante instrumento na manutenção dos dessalinizadores. No entanto, detectou-se a necessidade de uma maior sensibilização da população, através de abordagens educativas e de comunicação social, tendo em vista ampliar a percepção dos riscos associados à água de consumo humano.

**PALAVRAS-CHAVE:** Dessedentação animal; Irrigação; Concentrado salobro; Água subterrânea; Comunidades rurais.

## ABSTRACT

### **Desalination systems in the semi-arid region of Rio Grande do Norte: social perception and assessment of water quality for agricultural activities.**

Most of the territory of the state of Rio Grande do Norte (RN) is inserted within the drought polygon, a region where more than half of the population live in rural areas. To improve the drinking water in the region, desalination equipment was installed, however, this equipment has generated a large amount of brackish waste. Thus, the present work aimed to assess the quality of groundwater and the desalination by-product for use in productive agricultural activities, as well as to evaluate the community's perception of the technology implemented. The database used, which was mostly provided by the Programa Água Doce (PAD), consisted water quality reports and semi-structured interviews carried out in 33 municipalities in RN. An evaluation of groundwater for irrigation purposes, which is discussed in the first chapter, revealed that the pH, conductivity, total dissolved solids (TDS), chloride, manganese, uranium, and zinc levels were above the limits recommended to cultivate vegetables. The waters in almost half of the wells presented high risks of soil salinization (43%), but low risks of sodification (45%). All the water sources analyzed were inadequate to cultivate most sensitive plants as they had sodium levels ( $> 115$  mg/L) that can cause some degree of leaf damage. With respect to farming livestock, TDS, the concentrations of magnesium, sulphate and manganese were above the maximum recommended values. In the second chapter, the physical-chemical composition of the groundwater and concentrate was used to determine quality indices, given their use in irrigation and livestock watering. Well water (51%) and concentrate (65%) qualities were found to have higher percentages classified as poor and very poor for plant growth, respectively. Conversely, most of the groundwater (87%) and brackish waste (71%) were classified in the best quality classes (excellent and good) for livestock farming. A diagnosis of the desalination systems, which is carried out in the third chapter, revealed that in 42 locations 53% of the families used the desalination systems. Fixed monthly expenses such as: electricity (62%), operator salaries (90%) and reserve funds (100%) were mostly paid by communities themselves. After the desalinizers were implanted, an evaluation of the management model and service performance was carried out and revealed a 90% satisfactory response rate (excellent and good) for each aspect and/or variable analyzed. With respect to perceptions on the quality of sources of consumed water (cisterns and desalinated water), which were evaluated in four locations, 46% of respondents reported perceiving changes in the organoleptic properties of the water, mainly that they could taste chlorine and/or salts. About half of the respondents said they had received information on good hygiene and sanitary practices. Diseases, such as diarrhea and verminosis, were the most frequently cited examples. Community management tools proved to be important to maintaining desalinizers. However, this study found that there is a need for greater awareness among the population, for example through educational approaches and social communication, on the risks associated with this water for human consumption.

**KEYWORDS:** Animal watering; Irrigation; brackish concentrate; Groundwater; Rural communities.

## LISTA DE FIGURAS

### CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO

<b>Figura 1.</b> Municípios de abrangência do estudo, Estado do Rio Grande do Norte.....	29
--	----

### CAPÍTULO I - Águas subterrâneas salobras do semiárido do Rio Grande do Norte: qualidade e impactos sob atividades agropecuárias de subsistência

<b>Figura 1.</b> Mapa com as localidades amostradas, e suas respectivas mesorregiões geográficas, Rio Grande do Norte.....	56
<b>Figura 2.</b> Diagrama de Piper para águas de 47 poços tubulares, Rio Grande do Norte.....	65
<b>Figura 3.</b> Percentual de poços com parâmetros de qualidade de água acima dos valores recomendados para águas de dessedentação animal.....	67
<b>Figura 4.</b> Percentual de poços com parâmetros de qualidade de água acima dos valores recomendados para águas de irrigação.....	71
<b>Figura 5.</b> Determinação do risco de salinização do solo pela água subterrânea de 47 poços tubulares, Rio Grande do Norte (Richards, 1954).....	72
<b>Figura 6.</b> Classificação das águas proveniente de 47 poços tubulares, segundo capacidade de dano as culturas, utilizando os índices de Razão de Adsorção de Sódio (RAS) e concentrações de Sódio (mg/L), (adaptado de Maas, 1990; Pearson, 1960).....	73
<b>Figura 7.</b> Qualidade de água de poços tubulares para fins de irrigação e dessedentação animal, e usos afetados, conforme a região hidrogeológica de abrangência.....	75

### CAPÍTULO II - Dessalinização em comunidades rurais do semiárido do Rio Grande do Norte: potencial do aproveitamento do concentrado salobro em atividades produtivas locais

<b>Figura 1.</b> Localidades do estudo, conforme as mesorregiões de abrangência - Rio Grande do Norte.....	99
<b>Figura 2.</b> Sistemas de dessalinização implantados em comunidades rurais do semiárido do Rio Grande do Norte: abrigo do dessalinizador e caixas da água (A, B); dessalinizador (C) e tanque de disposição do concentrado salobro (D).....	105
<b>Figura 3.</b> Dessalinizadores de osmose reversa com arranjo em paralelo.....	106
<b>Figura 4.</b> Diagrama de Durov da água subterrânea de 31 poços tubulares, semiárido do Rio Grande do Norte.....	107
<b>Figura 5.</b> Determinação do potencial de corrosão/incrustação da água de 31 poços tubulares, através dos Índices de Saturação de Langelier (ISL) e Estabilidade Ryznar (IER).....	108
<b>Figura 6.</b> Índice relativo de qualidade de água de irrigação (IRQI) de poços tubulares e do rejeito da dessalinização, de 31 comunidades rurais do Rio Grande do Norte.....	111
<b>Figura 7.</b> Índice relativo de qualidade de água de dessedentação (IRQD) de poços tubulares e do rejeito da dessalinização, de 31 comunidades rurais do Rio Grande do Norte.....	112

### CAPÍTULO III - Implantação de sistemas de dessalinização em comunidades rurais do semiárido do Rio Grande do Norte: percepção social da água potável e das ações voltadas a ampliar o seu acesso universal

<b>Figura 1.</b> Comunidades amostradas na análise de percepção, Rio Grande do Norte.....	126
<b>Figura 2.</b> Titularidade das despesas de manutenção dos sistemas de dessalinização de 42 comunidades do Rio Grande do Norte.....	129

<b>Figura 3.</b> Grau de satisfação dos usuários em relação a gestão/serviços referentes à sistemas de dessalinização implantados pelo Programa Água Doce (PAD), estado do Rio Grande do Norte.....	132
<b>Figura 4.</b> Formas de armazenamento da água dessalinizada nas residências das famílias usuárias.....	133

**CAPÍTULO IV - Percepção da qualidade da água para consumo humano em comunidades rurais do semiárido do Rio Grande do Norte.**

<b>Figura 1.</b> Comunidades rurais abrangidas pelo estudo, Municípios de Jandaíra e João Câmara, RN.....	146
<b>Figura 2.</b> Caracterização da produção de água dessalinizada em quatro comunidades (C1 a C4) do Rio Grande do Norte, segundo: custos de aquisição, volume produzido e população atingida.....	149
<b>Figura 3.</b> Percepção dos entrevistados, relacionada a doenças de veiculação hídrica.....	149
<b>Figura 4.</b> Motivos e frequência das interrupções do serviço de fornecimento de água dessalinizada.....	151
<b>Figura 5.</b> Percepção comunitária acerca dos riscos relacionados a água de consumo humano.....	151

## LISTA DE TABELAS

### **CAPÍTULO I - Águas subterrâneas salobras do semiárido do Rio Grande do Norte: qualidade e impactos sob atividades agropecuárias de subsistência**

<b>Tabela 1.</b> Parâmetros físico-químicos da água de poços tubulares (n=47) perfurados em diferentes sistemas de aquíferos, Rio Grande do Norte.....	61
<b>Tabela 2.</b> Concentração de elementos traços na água de poços tubulares (n=47) perfurados em diferentes sistemas de aquíferos, Rio Grande do Norte.....	62
<b>Tabela 3.</b> Análise de componentes principais (PCA) das características físico-químicas de amostras de água de 47 poços tubulares, Rio Grande do Norte.....	63
<b>Tabela 4.</b> Parâmetros de qualidade de água e concentrações limites recomendados para dessedentação animal.....	66
<b>Tabela 5.</b> Parâmetros de qualidade de água e concentrações limites recomendados para águas de irrigação.....	70

### **CAPÍTULO II - Dessalinização em comunidades rurais do semiárido do Rio Grande do Norte: potencial do aproveitamento do concentrado salobro em atividades produtivas locais**

<b>Tabela 1.</b> Classificação dos valores do Índice de Saturação de Langelier (ISL), adaptado de Grades (2004).....	101
<b>Tabela 2.</b> Classificação dos valores do Índice de Estabilidade de Ryznar (IER), adaptado de Grades (2004).....	102
<b>Tabela 3.</b> Caracterização dos sistemas de dessalinização de comunidades rurais do semiárido Potiguar.....	105
<b>Tabela 4.</b> Dimensionamento dos sistemas de dessalinização, com taxas de recuperação e eficiência.....	106
<b>Tabela 5.</b> Caracterização da água subterrânea, permeado e concentrado, com base na avaliação de parâmetros físico-químicos da qualidade da água, através dos valores médios ( $\pm$ Erro padrão), máximos e mínimos encontrados.....	110

### **CAPÍTULO III - Implantação de sistemas de dessalinização em comunidades rurais do semiárido do Rio Grande do Norte: percepção social da água potável e das ações voltadas a ampliar o seu acesso universal**

<b>Tabela 1.</b> Despesas mensais e receitas de sistemas de dessalinização de 42 comunidades do Rio Grande do Norte.....	130
--	-----

### **CAPÍTULO IV - Percepção da qualidade da água para consumo humano em comunidades rurais do semiárido do Rio Grande do Norte.**

<b>Tabela 1.</b> Parâmetros físico-químicos e microbiológicos da qualidade da água dessalinizada e da água de cisternas de quatro comunidades (C1 a C4) rurais do Rio Grande do Norte.....	153
--	-----

## LISTA DE QUADROS

### **METODOLOGIA GERAL**

**Quadro 1.** Classes dos Índice Relativo da Qualidade da Água para Irrigação (IRQI) e Dessedentação animal. (IRQD), adaptado de Antas e colaboradores (2018).....32

### **CAPÍTULO II - Dessalinização em comunidades rurais do semiárido do Rio Grande do Norte: potencial do aproveitamento do concentrado salobro em atividades produtivas locais**

**Quadro 1.** Classes dos Índice Relativo da Qualidade da Água para Irrigação (IRQI) e Dessedentação animal. (IRQD), adaptado de Antas e colaboradores (2018).....104

### **CAPÍTULO IV - Percepção da qualidade da água para consumo humano em comunidades rurais do semiárido do Rio Grande do Norte**

**Quadro 1.** Matriz S.W.O.T para as variáveis indicadas no ambiente externo e interno.....155

## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	13
<b>FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA</b> .....	14
Águas subterrâneas e gestão de riscos.....	14
O semiárido e suas características.....	17
Qualidade da água no semiárido e seus usos múltiplos.....	19
Convivência com o semiárido.....	22
Dessalinização no semiárido e o Programa Água Doce.....	25
Sistemas de dessalinização.....	26
<b>CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO</b> .....	28
<b>METODOLOGIA GERAL</b> .....	29
Qualidade da água e perigos associados - dessedentação animal e irrigação.....	30
Análise de percepção ambiental das comunidades rurais - água e sistemas de abastecimento.....	33
<b>REFERÊNCIAS DA TESE</b> .....	34
<b>CAPÍTULO I – Águas subterrâneas salobras do estado do Rio Grande do Norte: qualidade e impactos sob atividades agropecuárias de subsistência</b> .....	48
<b>CAPÍTULO II - Dessalinização em comunidades rurais do semiárido do Rio Grande do Norte: potencial do aproveitamento do concentrado salobro em atividades produtivas locais</b> .....	94
<b>CAPÍTULO III - Implantação de sistemas de dessalinização em comunidades rurais do semiárido do Rio Grande do Norte: percepção social da água potável e das ações voltadas a ampliar o seu acesso universal</b> .....	122
<b>CAPÍTULO IV - Percepção social e qualidade da água dessalinizada e da água de cisternas em comunidades rurais do semiárido do Rio Grande do Norte</b> .....	142
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	166

## INTRODUÇÃO GERAL

As interações entre o ambiente e a saúde são particularmente importantes para a sobrevivência das populações difusas do semiárido, caracterizadas como pequenas comunidades rurais, que vivem sob condições socioambientais restritas, sendo altamente dependentes do ambiente local para suprir as suas necessidades. Nestas localidades, aspectos relacionados à quantidade e qualidade da água, um recurso natural escasso, pode afetar de maneira direta e indireta, tanto as atividades produtivas, como a saúde da comunidade. As fontes hídricas disponíveis são utilizadas para diferenciados tipos de usos, no entanto, sem uma avaliação dos riscos associados à sua qualidade.

Fatores como a escassez de recursos públicos e o isolamento geográfico das zonas rurais, dificulta a inclusão destas áreas em programas completos de monitoramento de água. Durante o período de estiagem, a segurança hídrica das pequenas populações é garantida basicamente, por fontes de abastecimento externas (carros pipa) ou de poços tubulares, já que a maior parte dos recursos hídricos superficiais secam, ou ficam com uma qualidade imprópria para usos mais nobres. Assim, percebe-se que as águas subterrâneas assumem um importante papel frente à segurança hídrica comunitária, devido serem fontes locais de abastecimento, estando mais próximas dos usuários finais, e permanecendo disponíveis durante os períodos de estiagem (HIRATA & CONICELLI, 2012).

No entanto, no estado do Rio Grande do Norte, as águas subterrâneas de uma parte dos aquíferos (Cristalino e Jandaíra) são caracterizadas por apresentar uma elevada concentração de íons, como Sódio, Cloreto, Sulfato, o que pode gerar riscos para atividades agropecuárias de subsistência (COSTA, 1986; MELO et al., 2007). Vários municípios deste estado encontram-se também, inseridos na Província Pegmatítica da Borborema. Nesta região, afloram diversas litologias do embasamento cristalino, caracterizada pela ocorrência de elementos traços, inclusive emissores de radiações ionizantes, os quais são prejudiciais à saúde dos organismos (MARCON, 2005).

Para contornar o problema da qualidade das águas subterrâneas, equipamentos de dessalinização começaram a ser implantados na região por programas governamentais, gerando um grande volume de rejeito salobro. Esse subproduto do processo, por exemplo, é muitas vezes empregado para fins de dessedentação animal e irrigação, tendo em vista a não disponibilidade de fontes de melhor qualidade para estes usos (MMA, 2012). Assim, salienta-se a importância de elucidar os perigos inerentes à utilização de recursos hídricos provenientes de aquíferos da região, assim como das águas processadas por tecnologias de tratamento frequentemente utilizadas, como a dessalinização por osmose reversa.

A instalação de equipamentos de dessalinização, bem como a de estruturas de captação e armazenamento de água, fazem parte de políticas públicas voltadas à mitigação dos problemas enfrentados pelas populações rurais do semiárido. Estas iniciativas devem ser construídas a partir de demandas e propostas da sociedade, tornando-se importante a sua constante avaliação, já que se constituem como importantes norteadoras de ações e decisões, principalmente por parte do Estado. Deste modo, o presente trabalho teve como objetivo, realizar a avaliação da água subterrânea e daquela gerada pelo processo de dessalinização, água dessalinizada e rejeito salobro, tendo em vista seus usos múltiplos, como o de avaliar a percepção comunitária a respeito da tecnologia implantada.

## **FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**

### **As águas subterrâneas e a gestão de risco**

O planeta conta com 35 milhões de quilômetros de água doce, sendo que a maior parte deste recurso não se encontra prontamente disponível para uso humano direto (geleiras e águas subterrâneas), devido apenas 0,26% corresponder a recursos hídricos superficiais como rios, lagos, reservatórios, entre outras fontes (SHIKLOMANOV, 1998). As águas subterrâneas correspondem a maior parte da água doce não congelada (98%), sendo muitas vezes, as únicas fontes disponíveis para os mais diversificados tipos de uso (JIMENEZ-CISNEROS, 2015).

O Brasil possui 18% da água superficial do planeta, sendo considerado o maior detentor mundial de água potável, com 8% das reservas mundiais (SOARES et al., 2006). Entretanto, a distribuição de fontes superficiais se dá de maneira desigual, tendo em vista as dimensões do país, e a sua variabilidade climática e sazonal (TUNDISI, 2008). A Região Amazônica, por exemplo, concentra 80% dos recursos hídricos, enquanto a Região Nordeste, apenas 3,3% desses recursos (PAZ et al., 2000). Em relação as reservas subterrâneas brasileiras, estima-se uma média de 112.000 km<sup>3</sup> (112 trilhões/m<sup>3</sup>) (REBOUÇAS, 1988; HIRATA & CONICELLI, 2012). Os aquíferos localizados em terrenos sedimentares (porosos) ocupam cerca de 4.130.000 km<sup>2</sup> do território nacional (48%), enquanto os do cristalino (cárstico-fraturados e fraturados), perfazem 4.380.000 km<sup>2</sup> (52%) (ANA, 2007). Os aquíferos das rochas sedimentares possuem uma melhor qualidade, em termos de produtividade de poços e reservas hídricas, enquanto os aquíferos fissurais (cristalino), são caracterizados por apresentar baixos níveis de vazão e qualidade da água.

A partir da década de 80, o consumo de água vem aumentando mundialmente, a taxas de 1% ao ano, sendo ocasionado por um conjunto de fatores como: crescimento populacional, desenvolvimento econômico e mudança nos padrões de consumo (UN, 2018). Estima-se que

até 2050, este aumento chegue a representar 30% dos níveis atuais, com uma maior redução do volume e da qualidade das águas superficiais (BUREK et al., 2016). Deste modo, as águas subterrâneas tem assumido um importante papel em muitos países do mundo, sendo que por mais de 50 anos, seu uso aumentou drasticamente, tendo em vista sua melhor qualidade e disponibilidade (LLAMAS & MARTÍNEZ-SANTOS, 2005). Atualmente, essas fontes vêm sendo destinadas a fins mais nobres, pois compõem quase a metade da água potável do mundo (UNESCO, 2018). Em regiões com condições climáticas desfavoráveis, onde as precipitações e as águas correntes são escassas, as águas do subsolo têm permitido que muitas populações se instalem e sobrevivam (EMG, 2011).

De acordo com a UNESCO (2019), a má utilização dos aquíferos tem gerado muitos problemas em várias partes do planeta, como a diminuição da recarga e volume de exploração, além da contaminação de suas águas, prejudicando sobremaneira, seu fornecimento para diversas atividades econômicas. Em muitas nações, como as integrantes do continente europeu, a maior parte da população (75%) é atendida pela água do subsolo (HIRATA et al., 2019). No Brasil, estima-se que pelo menos metade do abastecimento de água potável seja fornecido por recursos hídricos subterrâneos (SILVA et al., 2007).

Mais de 2 bilhões de pessoas vivem em países com alto estresse hídrico, e até 2025, estima-se que 50% da população mundial viverá em regiões com problemas relacionados a água (OCDE, 2008; UN, 2018). As catástrofes ocasionadas pela água, por exemplo, representam 90% de todos os riscos naturais, trazendo sérios prejuízos socioeconômicos, e afetando o Produto Interno Bruto (PIBs) de diversas nações. Atualmente, 22 países são caracterizados por estarem em situação de grave estresse hídrico (índices >70%), sendo que nestas regiões, uma alternativa adotada para melhorar a qualidade da água disponível, tem sido a implantação de dessalinizadores, de forma a ampliar o uso de fontes hídricas locais, através do seu tratamento, tendo em vista uma gestão mais eficiente do recurso (WALL et al., 2018).

A poluição das águas subterrâneas também é considerada um dos problemas mais graves relacionados a sobrevivência no século XXI (LI et al., 2014). Pode ser ocasionada por elementos químicos e substâncias advindas de diferentes fontes naturais ou antropogênicas, incluindo-se, principalmente, compostos nitrogenados, compostos orgânicos e elementos traços (MAHVI et al., 2005; EDMUNDS, 2009; HEJABI et al., 2011; MANECKI & GAŁUSZKA, 2012). Enquanto os dois primeiros tipos estão mais relacionados a atividades humanas, como agricultura (pesticidas), indústria e efluentes domésticos, o último, pode ser proveniente de fontes naturais. Elementos traços como Flúor, Cobalto, Tungstênio, Arsênio, Urânio são naturalmente encontrados em águas subterrâneas em diferentes regiões do mundo (GUO et al., 2014; SEILER, 2012; WU et al., 2012; JACKS & NYSTRAND, 2019). No entanto, estes não

são distribuídos igualmente na superfície terrestre, devido a fatores como clima, composição geológica e interações diferenciadas entre rochas, solo e água. Dependendo das concentrações destes elementos na água, e da frequência de exposição dos organismos a estas fontes, condições de deficiência (baixos níveis) ou toxicidade (altos níveis) podem ser geradas, de modo a ocasionar prejuízo ao homem e suas atividades produtivas. Observa-se assim, que a qualidade das águas subterrâneas está relacionada, tanto com aspectos geoambientais, como padrões de desenvolvimento e ocupação.

A diminuição do volume e qualidade das fontes subterrâneas, aliado ao aumento da população humana, tem exigido uma gestão eficiente deste recurso, tendo em vista a maior probabilidade de conflitos, gerados pela maior demanda de água para diferenciados tipos de usos. O esgotamento destas fontes hídricas pode ser considerado ainda, um gatilho de conflito entre países transfronteiriços, já que existem no mundo, 286 rios internacionais e 592 aquíferos compartilhados (UN, 2018). No Brasil, por exemplo, 34% dos recursos hídricos renováveis são oriundos de territórios vizinhos (FAO, 2014). No entanto, observações e tomadas de decisão, parte do processo de gestão, estão cercadas de variadas formas de incertezas, que quando aliadas a ocorrência de eventos ou fenômenos indesejáveis ou adversos, constituem-se no risco (SMITH, 1992; CASTRO, 2005; FONSECA et al., 2007). De acordo com a Organização Para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE, 2014), a segurança hídrica é embasada na caracterização dos riscos e de seus níveis de aceitabilidade, considerando-se fatores socioeconômicos, ambientais e hidrológicos.

A análise de risco compreende primeiramente, a identificação de situações danosas (Perigos) e posteriormente, na sua probabilidade de ocorrência (Riscos). Através da caracterização e quantificação dos riscos, torna-se possível a elaboração de ações e medidas para sua prevenção ou mitigação (AYYUB, 2015). Todo este processo, denominado de análise de risco, envolve diferentes etapas, as quais podem ser subdivididas em três fases: avaliação de risco, gerenciamento de risco e comunicação de risco (BASTOS et al., 2009). Enquanto a primeira fase compreende diferentes metodologias quantitativas e qualitativas de avaliação, que podem variar de acordo com os critérios de observação, a segunda, propõe planos de gestão, baseados nos dados anteriormente gerados, levando em conta o processo de ponderação das alternativas, com seus custos e benefícios (AVEN & ZIO, 2016; BORGONOVO et al., 2018).

Uma ampla gama de métodos foram desenvolvidos para avaliar riscos em diversos setores, como por exemplo, ambiental e industrial, tendo como objetivo ajudar diferentes profissionais na tomada de decisão, através da análise, avaliação e mitigação dos problemas identificados. Entre os métodos mais comumente aplicados podem ser citados: Modo de Falha e Análise de Efeito (FMEA), Análise de Árvore de Falhas (FTA), Rede Bayesiana (BN),

Análise da árvore de falhas (FTA) e Técnica de variações hipotéticas estruturada (SWIFT) (FARKAS, 2014). Cada método possui suas vantagens e desvantagens, no entanto, aqueles que possuem uma abordagem mais ecossistêmica, a qual engloba questões de diferenciados setores, como ecológico, social, econômico e de governança, são considerados os mais adequados (FLETCHER, 2015). Com base na avaliação de risco, o gerenciamento busca controlar a ocorrência dos fatores danosos identificados, fazendo um planejamento e uma análise dos custos-benefícios do projeto, o qual envolve variáveis como: recursos orçamentários, prazos e qualidade (SRINIVAS, 2019; AVEN & RENN, 2010). Assim, quando o projeto consegue mitigar a ocorrência de eventos indesejáveis, dentro de prazos e custos orçados, mais bem sucedido ele pode ser considerado (SRINIVAS, 2019). A redução dos danos também é o objetivo principal da comunicação de risco, no entanto, isto se dá através do compartilhamento de informações, utilizando uma gama diversificada de conhecimentos, principalmente no campo da comunicação e das ciências sociais (GAMHEWAGE, 2014; MORGAN et al., 2002). É reconhecida como uma via bidirecional e multidirecional, na qual se promove a interação com os agentes afetados (GAMHEWAGE, 2014). Pode ser definida como um processo interativo de troca de informações entre os atores envolvidos (indivíduos, grupos e instituições), agregando a percepção social e valores culturais as metodologias empregadas, a fim de auxiliar a tomada de decisões, e preparar o público envolvido a situações instáveis que futuramente possam vir a ocorrer (FISCHHOFF, 1995; DI GIULIO et al., 2010; MERCER, 2017). Esta etapa é composta de diversos arranjos, podendo ocorrer concomitantemente a outras fases do processo da análise de risco. De acordo com Rodrigues (2018), no Brasil a gestão de riscos é considerada uma prática de governança corporativa, e tem se expandido a setores não-financeiros, inclusive a organizações públicas, como abordagem complementar e de apoio à governança. A boa governança busca se afastar estruturas de poder hierárquicas, ao mesmo tempo em que adota conceitos de responsabilidade, transparência, legitimidade, participação pública, justiça e eficiência, ou seja, princípios alinhados a uma abordagem baseada nos direitos humanos (UNESCO, 2019).

### **O semiárido e suas características**

O semiárido brasileiro possui uma área de 982.563,3 km, abrangendo 12,3% da população do país (MI, 2005; FAO, 2011). Nessa região são comumente observadas variações climáticas bruscas, como secas e inundações, as quais estão relacionadas com a atuação de vários sistemas de circulação atmosférica (Equatorial Atlântica, Equatorial Continental, Polar, Tépidas Atlântica e Calaariana). Fenômenos como o “El Niño” ocasionam um aumento na temperatura do oceano Pacífico Tropical, interferem no bloqueio das frentes frias vindas do sul

do país e na intensidade dos ventos alísios na Região do Pacífico Equatorial (GLANTZ, 1993; SOUZA et al., 2001; SUASSUNA, 2002; TUNDISI, 2008; et al., 2012). Esta condição encontra-se relacionada ao aumento da atividade solar e dos ventos solares, repercutindo no aumento da temperatura dos oceanos, e na diminuição das chuvas da região semiárida brasileira (COSTA, 2011; PINHEIRO et al., 2018).

Durante a maior parte do ano, observa-se um balanço hídrico negativo, sendo o mesmo ocasionado por um conjunto de fatores como: geologia, clima e aspectos edáficos. Cerca de 90% do semiárido brasileiro é constituído por terrenos cristalinos, apresentando um clima com elevadas temperaturas (entre 23 e 27°C) e altas taxas de evapotranspiração, além de uma intensa exposição solar, aproximadamente 3.000 horas/ano (BEZERRA, 2002; CARVALHO, 1988; CPRM, 1981). Ao norte da região, as chuvas ocorrem entre os meses de fevereiro a maio, enquanto a oeste, de janeiro a abril, com uma pluviosidade média anual variando entre 300 a 800 mm/ano (CORREIRA et al., 2011). Em relação aos aspectos edáficos, a vegetação é de baixo porte e esparsa (caatinga). Já os solos são pouco desenvolvidos, correspondendo a 21% de Latossolos, e 19,2 % de Neossolos litólicos, o que contribui ainda mais para os reduzidos índices de retenção e infiltração de água (CUNHA et al., 2010). Essa conjunção de fatores interfere no ciclo hidrológico local, alterando o regime pluviométrico, e as taxas de evapotranspiração, influenciando na recarga dos aquíferos (HIRATA & CONICELLI, 2012).

Dentre as unidades da federação que integram o semiárido brasileiro, o Rio Grande do Norte (RN) possui grande parte do seu território (90,6%) localizado dentro do polígono das secas, sendo que dos 167 municípios do Estado, 147 se incluem neste total (MMA, 2012). Mais da metade da população ocupa a região semiárida, havendo uma baixa disponibilidade hídrica *per capita* (MARENGO, 2010; MEDEIROS et al., 2012). Cerca de 40% dos habitantes do RN tem seu sistema de abastecimento de água complementado pela atuação de carros pipa, o que demonstra uma grande vulnerabilidade do estado frente a episódios de seca (TROLEI & SILVA, 2018). O período mais recente de seca prolongada, compreendido entre 2012 e 2017, foi considerado o mais severo do século, de acordo com as informações da Empresa de Pesquisa Agropecuária do RN (EMPARN), instituição responsável pelos monitoramentos pluviométricos no estado.

Outro fator que contribui ainda para a reduzida oferta de água de boa qualidade, são as características hidrogeológicas da região. O RN possui cinco sistemas de aquíferos, classificados em cársticos (Formação Jandaíra e Açú), porosos (Formação Barreiras e Aluvião) e fraturados (Cristalino), os quais diferem entre si em relação a qualidade e disponibilidade hídrica (TROLEI & SILVA, 2018). A maior parte do território (60%) é representada pelos aquíferos fraturados, os quais possuem baixa capacidade de infiltração e armazenamento, além

de apresentarem águas com altos teores de sais dissolvidos (AYERS & WESTCOT, 1985; LOPES, 2006; MONTENEGRO & MONTENEGRO, 2012; TROLEI & SILVA, 2018;).

No aquífero Cristalino, a água subterrânea ocorre em sistemas interconectados de fendas, fraturas e descontinuidades da rocha, formando reservatórios descontínuos e com extensão limitada (BEZERRA, 2002; SILVA, 2000). Os poços perfurados possuem profundidade e vazão média de 50 m e 1-3 m<sup>3</sup>/h, respectivamente (SILVA, 2003; MANOEL FILHO & FEITOSA, 2000). Monitoramentos demonstraram que menos de 30% destas unidades possuíam água doce e vazão acima de 200 m<sup>3</sup>/h (COSTA, 1986). No entanto, face aos elevados investimentos em obras desse tipo (>50.000 poços), o aquífero Cristalino ainda pode ser considerado um importante meio produtor de água no RN (SEMARH, 1998; GUIMARÃES et al., 2001).

### **Qualidade da água no semiárido para usos múltiplos**

O déficit hídrico e o acúmulo de sal no solo/água interferem negativamente na produção agrícola das regiões semiáridas (MORENO & PERES, 2011). Estima-se que 11–30% da área irrigada seja afetada pela salinização, condição esta, que representa uma ameaça para a segurança alimentar e ambiental (GHASSEMI et al. 1995; YADAV et al., 2004; WICHELNS & OSTER, 2006; SINGH, 2013; FAO, 2014). Em solos com elevadas salinidades, a mineralização do carbono orgânico e a quantidade de CO<sup>2</sup> liberado é alterada, sendo estes processos, inversamente proporcionais à salinidade da água fornecida. Íons comumente associados à salinização são: Sódio, Cálcio, Magnésio, Cloreto, Sulfato e Carbonato. Destes, o Sódio provoca a deterioração da estrutura física do solo, e juntamente com o Cloreto, ocasiona toxicidade as plantas (DUBEY, 1997; HASEGAWA et al., 2000). Normalmente, os teores de Sódio no solo são proporcionais a salinidade da água de irrigação, afetando a permeabilidade e a composição de sua estrutura (QUIRK & SCHOFIELD, 1955). Este íon está intimamente relacionado ao processo de desertificação, reduzindo a qualidade dos solos, limitando o cultivo e a produtividade agrícola, além de degradar a qualidade das águas subterrâneas (UNEP, 1991).

As concentrações de Sódio em águas naturais variam de 0,1 a 100 mg/L, podendo aumentar gradativamente das áreas de recarga, até as regiões mais confinadas dos aquíferos (ASSUNÇÃO, 2016). A Razão de Adsorção de Sódio (RAS) é uma metodologia empregada para indicar o potencial de impacto das águas de irrigação sobre a permeabilidade de solos, por meio da determinação do índice do risco de irrigação das águas de salinidade Sódica elevada (HILLEL et al. 2008; RENGASAMY & MARCHUK, 2011). Estima-se que cerca de 30% da água de irrigação retorna aos sistemas hidrológicos, e dependendo da qualidade desta, os aquíferos subjacentes podem ser impactados por vários processos que levam à sua salinização

(SCANLON et al. 2007). Apesar da salinização de águas subterrâneas estar relacionada a diferentes origens, como a mobilização da salinidade geogênica (bombeamento excessivo de poços), intrusão salina em áreas litorâneas, disposição inadequada de rejeitos e infiltração de sais acumulados (FOSTER et al. 2000), o último fator possui um grande peso para as regiões semiáridas. Elevadas temperaturas e altas taxas de transpiração, aliado a qualidade da água (salobra) de muitos poços da região, promovem um efeito composto sobre a acumulo de sais no solo (SCANLON et al. 2007). De acordo com a literatura, a infiltração das águas superficiais ocasiona um aumento de sais, variando de 1 a 10 vezes, nas águas subterrâneas (ARAGUES & TANJI, 2003; WALVOORD et al. 2003).

Nos aquíferos fraturados, os quais ocupam a maior parte do semiárido brasileiro, cerca de 600.000 km<sup>2</sup>, a condição de circulação da água e a origem dos sais dissolvidos depende da profundidade das fraturas (ANA, 2007). De acordo com Silva Junior e colaboradores (1999), nas fraturas de menor profundidade (abaixo de 40 m), as quais se intercomunicam com os aluviões, observa-se uma maior renovação do aquífero, enquanto nas fraturas mais profundas, a circulação é mais restrita, havendo maior intercâmbio de íons da água com a rocha. Assim, os aquíferos superficiais acabam se tornando mais vulneráveis a salinização, tanto nos períodos de seca, como no de chuvas, seja pelo carreamento dos sais superficiais pelas águas pluviais, ou pelas águas diretamente dispostas no solo por atividades de irrigação (SANTIAGO et al, 2001). Em ambientes confinados, a interação entre rocha e água acaba sendo um processo muito mais lento, sendo que a dissolução dos sais não atinge as mesmas ordens de grandeza dos aquíferos superficiais.

Além de ocasionar impactos no solo e na água, o excesso de sais também provoca efeitos adversos no organismo das plantas e animais. Sabe-se que elementos químicos naturais não são distribuídos igualmente na superfície terrestre, e as suas concentrações podem intervir na saúde dos organismos vivos, ocasionando deficiências (baixos níveis) ou toxicidade (altos níveis), dependendo da concentração e frequência à que estes são expostos. Reconhecendo a importância da qualidade da água para o desenvolvimento da atividade agropecuária, países como Austrália, Nova Zelândia (Austrália and New Zealand Environment and Conservation Council – ANZECC) e Canadá (Canadian Council of Ministries of Environmente – CCME) normatizaram padrões de qualidade da água para este fim (ANZECC, 2000; DIAS, 2006). No Brasil, as instruções vigentes adotadas para a agricultura e produção animal são as Resoluções Conama 357/2005 e 398/2008. Enquanto a primeira norma define parâmetros da qualidade para águas superficiais, a última estabelece os critérios de avaliação das águas subterrâneas (CONAMA, 2005; CONAMA, 2008).

Em relação as plantas, altas salinidades provocam efeitos negativos diretos sobre o rendimento dos organismos, tendo em vista a redução da capacidade das raízes em absorverem água, devido ao acúmulo de sais nessa região, e aumento da pressão osmótica do solo (RAHMANIPOUR et al., 2014). Dependendo do grau de tolerância das espécies vegetais aos ambientes salinos, sua capacidade em adquirir água pode ser alterada por danos fisiológicos, como estresse hiperosmótico e estresse hiperiônico (TÜRKAN & DEMIRAL, 2009). As espécies menos afetadas possuem a capacidade de excluir sais a partir de suas raízes e brotos (halófitas), enquanto a maior parte daquelas cultiváveis (glicófitas), adotam a compartimentação de íons, a síntese do soluto compatível e o ajuste osmótico, como medidas de proteção (ZHU, 2002; FLOWERS & COLMER, 2008). O metabolismo das espécies mais sensíveis é alterado, sendo prejudicados os processos de eficiência fotossintética, comportamento do estômato e balanço iônico (HEUER & NADLER, 1998). Podem ser apontados como sinais de estresse a elevadas salinidades, algumas mudanças idênticas àquelas causadas por “murchamento” (estresse hídrico), além de diferenças genotípicas e redução do crescimento, por toxicidade de íons específicos e ou desequilíbrios nutricionais (MUNNS et al., 2002; MACHADO & SERRALHEIRO, 2017). Nas regiões semiáridas, uma alternativa que vem sendo adotada para minimizar os danos à produção, ocasionados pelo excesso de sais nas águas de irrigação e nos solos, é o desenvolvimento da agricultura bioassalina. Assim, a introdução de espécies tolerantes tem se tornado uma importante estratégia para melhorar produtividade, e a qualidade de vida dos agricultores (MASTER et., al, 2007; GAALOUL & ZOUARI, 2004).

Para a pecuária, o excesso de sais, bem como a presença de outros componentes tóxicos na água de dessedentação, pode ocasionar danos indiretos a saúde humana e a economia da produção de alimentos (FERNÁNDEZ-CIRELLI, 2005). Sabe-se que a água é um elemento indispensável a todos os processos vitais, contribuindo com 40 a 70% composição corporal dos animais. Seu percentual na composição de um organismo é inversamente proporcional a idade, e quantidade de gordura acumulada (PALHARES, 2013; BEEDE, 2012).

Algumas medidas empregadas para avaliar a qualidade da água de dessedentação animal incluem determinações de Salinidade, Dureza, pH, Sulfato, Nitrato, como de alguns elementos-traços específicos, conhecidos por sua toxicidade (BAGLEY et al., 1997). A tolerância animal a certos componentes da água pode variar com fatores como: espécie, idade, necessidade de água, estação do ano e condição fisiológica. (BAGLEY et al., 1997; SCHLINK et al. 2010). Para contaminantes, os valores-limite são derivados de dados toxicológicos, e expressos em “Nível de Efeito Adverso Não Observado” (ANZECC, 2000). Após serem aplicados os fatores de incerteza aos dados toxicológicos, calcula-se o Ingresso Diário Tolerável (TDI), e com base

neste, os Valores Máximos Permitidos (VMP). Este último é determinado multiplicando-se a TDI pelo peso corpóreo considerado, e pela porcentagem da TDI associada à água, divididos pelo consumo de água diário adotado (UMBUZEIRO et al., 2006).

A produção de animais, principalmente ovinos e caprinos, faz parte da vida econômica e social de muitas nações de regiões áridas e semiáridas em todo o mundo (ARAÚJO, 2015). No semiárido brasileiro, o rebanho de ovinos e caprinos perfazem cerca de 18 milhões de cabeças (ARAÚJO et al., 2010). Enquanto as aves são os organismos menos tolerantes a elevadas concentrações de sais, os caprinos são os mais resistentes, tolerando concentrações em torno de 12.000 mg/L (MCGREGOR, 2004). Considerando espécies ruminantes, a literatura relata que águas com teores de sais entre 1.000 mg/L a 4.999 mg/L são consideradas satisfatórias, embora possam provocar eventualmente distúrbios gastrointestinais, dependendo da concentração de alguns elementos, como o Magnésio (BAGLEY et al., 1997; AYERS & WESTCOT, 1985). Fontes hídricas com Sólidos Totais Dissolvidos (STD) entre 6.400 mg/L a 8.800 mg/L devem ser fornecida com moderação, enquanto aquelas com valores superiores a 12.800 mg/L, totalmente evitadas (RUNYAN & BADER, 1994).

Além do excesso de sais, as águas subterrâneas também podem apresentar contaminação por microrganismos (grupo dos coliformes e dos gêneros *Staphylococcus* e *Pseudomonas*), entre outros elementos-traços, que afetam a qualidade da carne e do leite produzidos, a ponto de torná-los inadequados ao consumo (SCHUKKEN et al., 1991; COLACELLI, 1997; ITURRINO et al., 2010). Estudos das variações espaciais de elementos químicos no solo, na forragem e nas composições de tecido, entre outros fluidos orgânicos dos animais, tem sido empregada para o mapeamento das áreas inadequadas a criação de gado de pastoreio (DISSANAYAKE & CHANDRAJITH, 1999). Estas avaliações podem minimizar os riscos da produção e consumo de alimentos, bem como indicar as tecnologias e manejo adequados para os locais, e tipo de insumos empregados na produção.

### **Convivência com o semiárido**

As secas no semiárido brasileiro são históricas, sendo que o primeiro registro sobre o fenômeno ocorreu em 1583 (CARDIM, 1925; MARTINS et al., 2015). A delimitação do território embasou-se inicialmente em um único critério, os índices pluviométricos. A partir de 2004 foram incorporadas novas variáveis de classificação, como: distribuição dos recursos hídricos, índice de aridez e taxa de evapotranspiração (PEREIRA JUNIOR, 2007; SUDENE, 2017).

Nesta região, os episódios de seca são cíclicos, repetindo-se os fenômenos mais extremos, entre determinados intervalos de tempo (MELO, 1999; GODDARD et al., 2001;

CABRAL et al., 2016). Apesar de sua recorrência e previsibilidade, conforme dados históricos de monitoramentos climáticos, as estiagens continuam afetando sobremaneira a sobrevivência das famílias, e o desempenho da pecuária e da agricultura, principais atividades econômicas desenvolvidas na zona rural (FREITAS & BILLIB, 1997; FREITAS, 1998). De acordo com a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), a cada dez anos no sertão, apenas quatro são efetivamente bons para a agricultura (OLIVEIRA et al., 2014). Ainda de acordo com Marengo (2006), aproximadamente 20 anos são de secas a cada século, sendo a intensidade e frequência destes episódios progressiva, com a acentuação de problemas ambientais globais. No Rio Grande do Norte, por exemplo, as áreas susceptíveis a desertificação, processo decorrente de causas climáticas naturais e atividades humanas, equivalem a 95,21% de sua área total (SERHID/RN, 2010).

Iniciativas para minimizar os efeitos das condições naturais desfavoráveis passaram a ser implementadas no início do século XX, com a criação Inspetoria de Obras Contra as Secas (IOCS), atualmente denominado de Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS). Políticas públicas e programas governamentais, voltados a incentivos fiscais e ao fornecimento de água, começaram a ser concebidos para a região. A implantação e recuperação de obras (adutoras, poços, açudes, barragens, cisternas) e equipamentos (dessalinizadores) de infraestrutura hídrica, passaram a ser algumas frentes de ação, visando o desenvolvimento de atividades produtivas. Dentre as iniciativas passadas e atuais, pode-se mencionar: Programa de Redistribuição de Terra e de Estímulo à Agroindústria do Norte e Nordeste (PROTERRA), Programa de Integração Nacional (PIN), Programa Especial para o Vale do São Francisco (PROVALE), Programa de Desenvolvimento de Áreas Integradas do Nordeste (POLONORDESTE), Programa 1 Milhão de Cisternas Rurais (P1MC), Programa Água Boa, Programa Água Doce (PAD), Programa Água para Todos, Programa de Fortalecimento da Infraestrutura Hídrica do Nordeste (PROHIDRO), Programa de Apoio ao Pequeno Produtor (PAPP), Programa de Apoio ao Desenvolvimento da Região Semi-Árida do Nordeste (PROJETO SERTANEJO) e Programa de Irrigação do Nordeste (PROINE).

No entanto, observou-se que o desenvolvimento econômico do semiárido não dependia somente de investimentos e incentivos governamentais, estando também atrelado, a gestão competente dos recursos hídricos e adoção de tecnologias e práticas produtivas menos impactantes, tendo vista a maior vulnerabilidade do ecossistema regional (GARATUZA-PAYAN et al., 1998). Apesar de inúmeras políticas públicas terem sido implementadas ao longo da história, muitas delas se revelaram incompletas e desintegradas, dadas as suas interrupções e alternâncias, entre os diferentes mandatos políticos (PASSADOR & PASSADOR, 2010). Além disso, a sobreposição de ações, bem como a sua aplicação de forma pontual e isolada, foi

por muitos anos, a causa do atraso de resultados efetivos, sustentáveis e de grande impacto. Constatou-se que a identificação das vulnerabilidades locais, bem como o planejamento e gestão das ações de forma descentralizada, participativa e integrada, eram pontos chaves para a redução dos impactos socioeconômicos e ambientais a curto e longo prazo (FERNANDES, 2002). Martins e colaboradores (2015) destacam a necessidade de uma mudança de paradigma, aonde a gestão de crises deve dar espaço a gestão de riscos, tratando-se a vulnerabilidade ao invés dos sintomas, através da previsibilidade e monitoramentos de eventos climáticos desfavoráveis.

Um modelo de monitoramento diferenciado a ser citado, é o “Monitor de Secas”, devido este identificar a severidade da seca em diferentes dimensões: meteorológica, hidrológica e agrícola (MARTINS et al., 2015). Esta abordagem holística, assim como outras que agregaram uma maior participação social a suas ações, deram abertura ao surgimento de políticas públicas diferenciadas e de tecnologias sociais (ASSIS, 2012; DIAS, 2013). O P1MC é considerado um dos exemplos de desenvolvimento de tecnologias sociais mais exitosos do Brasil, aonde a tradicional abordagem política, orientada para o combate à seca, passa a ser substituída por uma perspectiva de convivência com a seca (DIAS, 2013). O PAD, o qual entrou em vigor no mesmo ano do P1MC (2003), foi reconhecido igualmente, por sua gestão participativa, tendo uma abordagem integrada de desenvolvimento sustentável e de combate à pobreza (SAIA, 2018).

É notório que ao longo dos dois últimos séculos houve uma grande mudança em relação as medidas adotadas para a gestão das secas no semiárido brasileiro, sendo observada diferentes fases como: fase de estudos; fase de engenharia de recursos hídricos; fase ecológica; fase de desenvolvimento econômico; fase de desenvolvimento sócio econômico; e fase de desenvolvimento sustentável (MAGALHÃES & GLANTZ, 1992). Apesar da erradicação da pobreza e o desenvolvimento regional serem os focos estratégicos das fases mais atuais, muitas políticas públicas ainda não alcançaram seus objetivos almejados, principalmente por não reconhecerem as diversidades geoambientais, sendo aplicado medidas padronizadas e muitas vezes, não complementares (ANDRADE & NUNES, 2017). Até mesmo os programas mais reconhecidos enfrentam dificuldades por depender das condições climáticas. No episódio de seca mais recente da última década, por exemplo, considerado o mais severo da história, as cisternas permanecerem secas, havendo uma maior necessidade de atuação dos carros pipas e da exploração das águas subterrâneas (MARENGO et al., 2016; FRANÇA & MORENO, 2017; OLIVEIRA & SILVEIRA, 2020).

Estudos de casos internacionais sugerem que progressos significativos na gestão da seca, se relacionam a um processo contínuo de gerenciamento do risco (proativo), com o fornecimento de soluções de longo prazo (WILHITE, 2011). No entanto, a capacidade de prever

as secas, e de quantificar a resiliência temporal dos ecossistemas, são lacunas metodológicas que necessitam ser preenchidas (SAYERS et al., 2017). Além disso, atingir as prioridades relativas a uma ampla gama de interessados, também tem sido um desafio para as políticas e práticas tradicionais da gestão de secas, já que este processo pode levar a conflitos de decisão entre diferentes instâncias de poder (SIVAKUMAR et al. 2016; WILHITE et al. 2014).

### **Dessalinização no semiárido e o Programa Água Doce**

A perfuração de poços e a construção de cisternas, por meio das políticas públicas, foi uma das práticas mais implementadas em comunidades rurais difusas do semiárido brasileiro (SERHID/RN, 2010). A partir do aproveitamento dos poços tubulares, equipamentos de dessalinização começaram a serem instalados na década de 90. No entanto, esta ação não foi inicialmente bem sucedida, devido não incluir aspectos relacionados a proteção ambiental e a participação social. O resíduo gerado pelo processo (rejeito salobro) não possuía uma correta disposição, o que conseqüentemente acarretou em problemas como a salinização dos lençóis freáticos e o comprometimento da função dos solos. A falta de treinamento comunitário para a gestão dos sistemas e o manejo adequado dos equipamentos, também foi outro fator que contribuiu para sucateamento das obras.

A partir de 2003, o governo buscou aprimorar o programa anterior (Programa Água Boa), incorporando as experiências anteriores, e inserindo novas frentes de ação, para a construção de um novo programa, denominado de “Água Doce”. Este teve como principais inovações, a participação social (gestão comunitária local), o envolvimento das instituições relacionadas ao tema, além da proteção ambiental. Suas ações fazem parte de uma política pública permanente, a qual visa propiciar a comunidades rurais difusas, o acesso à água de boa qualidade para consumo humano, levando em consideração as adaptações necessárias ao processo de mudança climática (MMA, 2012). Tem atuação de forma descentralizada, sendo dividido em seis componentes principais: Gestão, Estudos/pesquisas/projetos, Sustentabilidade Ambiental, Mobilização Social, Sistemas de Dessalinização e Unidade de aproveitamento do concentrado. A partir de 2010, suas ações passaram a ser orientadas pelos Planos Estaduais de Implementação e Gestão, sendo que cada Unidade Federativa (Maranhão, Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Bahia e Minas Gerais), passou a ter um Núcleo Estadual de atuação.

Através da recuperação, implantação e monitoramento de sistemas de dessalinização (osmose reversa), o PAD procura reduzir as vulnerabilidades hídricas em localidades com menores Índices de Desenvolvimento Humano (IDH), baixos índices pluviométricos, além de altos percentuais de mortalidade infantil, e maior dificuldade de acesso aos recursos hídricos.

Assim, sistemas de filtração por osmose reversa começaram a ser implantados em maior escala na região, tendo em vista o menor custo do equipamento, facilidade de operação e baixo consumo de energia. Entre o período de 2011 a 2018, o PAD assumiu como meta a recuperação, implantação e gestão de 1.200 sistemas de dessalinização, com investimentos de cerca de R\$ 258 milhões, e beneficiando cerca de 500 mil pessoas (MMA, 2012).

### **Sistemas de dessalinização**

A redução global da disponibilidade hídrica, principalmente nas áreas secas, fez com que a capacidade de produzir água dessalinizada crescesse muito na última década, sendo que entre 2008 e 2013, a instalação de equipamentos aumentou mundialmente 57% ao ano (MARCH, 2015). A dessalinização é um processo de tratamento que remove componentes orgânicos e inorgânicos da água, como bactérias, sais, elementos traços, entre outros sólidos dissolvidos e em suspensão (ALGHOUL, et al., 2009; LIYANAARACHCHI et al., 2014). Normalmente esse processo é utilizado para melhorar a qualidade das águas duras (altas concentrações de magnésio e cálcio), águas salobras (níveis moderados de sal) e salinas (níveis elevados de sais), visando diferentes finalidades como consumo humano, irrigação, dessedentação animal e uso industrial (tratamento de água e efluentes) (COTRUVUO et al., 2010). Devido à redução dos custos dos equipamentos, estes passaram a ser utilizados para tratar maiores volumes de água, abastecendo áreas urbanas e rurais, sendo a água empregada, até mesmo, em atividades produtivas com elevado consumo de água, como a irrigação de culturas de alto valor comercial (SOARES et al., 2005).

As tecnologias atualmente mais utilizadas para a dessalinização são as de processos térmicos e membranas de filtração. No que diz respeito às tecnologias de membranas, pode-se destacar os seguintes métodos: microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração, osmose inversa, electrodiálise e electrodiálise reversível (YOUNOS & TULOOU, 2005). O processo realizado por membranas de alta pressão (nanofiltração e osmose reversa) representa cerca de 50% da água mundialmente produzida por dessalinização (44,1 m<sup>3</sup>/dia) (LATTEMANN et al., 2010; ANIS et al., 2019).

O sistema por osmose reversa é atualmente considerado a tecnologia mais potente e robusta para grande escala de dessalinização da água do mar, como para tratar pequenos volumes de água, uma vez que produz água purificada com menor custo unitário de produto, e com equipamentos de simples operação e manutenção (SEMIAT, 2008; EL-SADEK, 2010; MISDAN et al., 2012; ANIS et al., 2019). Quando a produção de água é realizada em larga escala, os projetos apresentam um maior potencial de melhorias adicionais de seu desempenho (BLANK et al. 2007). Em vários países do mundo, equipamentos vêm sendo projetados com a

finalidade de substituir os sistemas convencionais de tratamento de água (SCHENEIDER & TSUTIYA, 2001).

Esses sistemas consomem em torno de 3-6 kWh de eletricidade, produzindo um metro cúbico de água doce, com uma taxa de recuperação variando de 40 a 60% do volume processado (LIYANAARACHCHI et al., 2014; ABDALLAH et al., 2005). O consumo de energia é aproximadamente a metade daquele empregado nos processos térmicos (BOUGUECHA et al., 2004). O processo remove sólidos dissolvidos (TDS) com concentrações acima de 45.000 mg/L, podendo ser aplicado eficientemente na dessalinização de águas salinas e salobras (YOUNOS & TULOU, 2005). De acordo com Mohsen e Jaber (2001), águas com maiores salinidades requerem um maior consumo de energia pelo equipamento, tendo em vista superar a pressão osmótica. No entanto, devido à separação do soluto/solvente não necessitar de mudança de fase, apresentam ainda, uma melhor eficiência energética em relação aos processos térmicos.

Os principais componentes do sistema de osmose reversa incluem módulos de membranas, bombas de alta pressão, usina de energia e dispositivos de recuperação de energia (ABDALLAH et al., 2005). Uma planta típica possui cinco etapas principais: entrada; pré-tratamento da água de alimentação; bombeamento de alta pressão; separação da membrana (ou processo de dessalinização), incluindo seu desempenho na eliminação do concentrado e recuperação da água dessalinizada; e qualidade do produto final (LIYANAARACHCHI et al., 2014).

Assim como todos os outros processos de dessalinização, a osmose reversa também necessita de um pré-tratamento da água de entrada, o qual é essencial para assegurar um alto desempenho do equipamento, bem como, sua maior durabilidade. Problemas como a incrustação das membranas, ou seja, a formação indesejável de depósitos na superfície desse material, incluindo escamação (inorgânica), incrustação (orgânica e coloidal) e bioincrustação (bactérias, vírus e parasitas), podem gerar o aumento da pressão transmembrana e a diminuição do fluxo de água (ANTONY et al., 2011; BOUBAKRI & BOUGUECHA, 2008; GHAFOUR, 2003). A qualidade da água dessalinizada irá depender da concepção e dimensionamento adequado do sistema, do material utilizado (tipos de membranas e sua propriedade de rejeição) e da correta manutenção e manejo do equipamento (SEMIAT, 2000). O produto final deve atender aos padrões legais de qualidade da água, necessitando, muitas vezes, de ajustes no pH e adição de agentes desinfetantes e inibidores de corrosão (LIYANAARACHCHI et al., 2014).

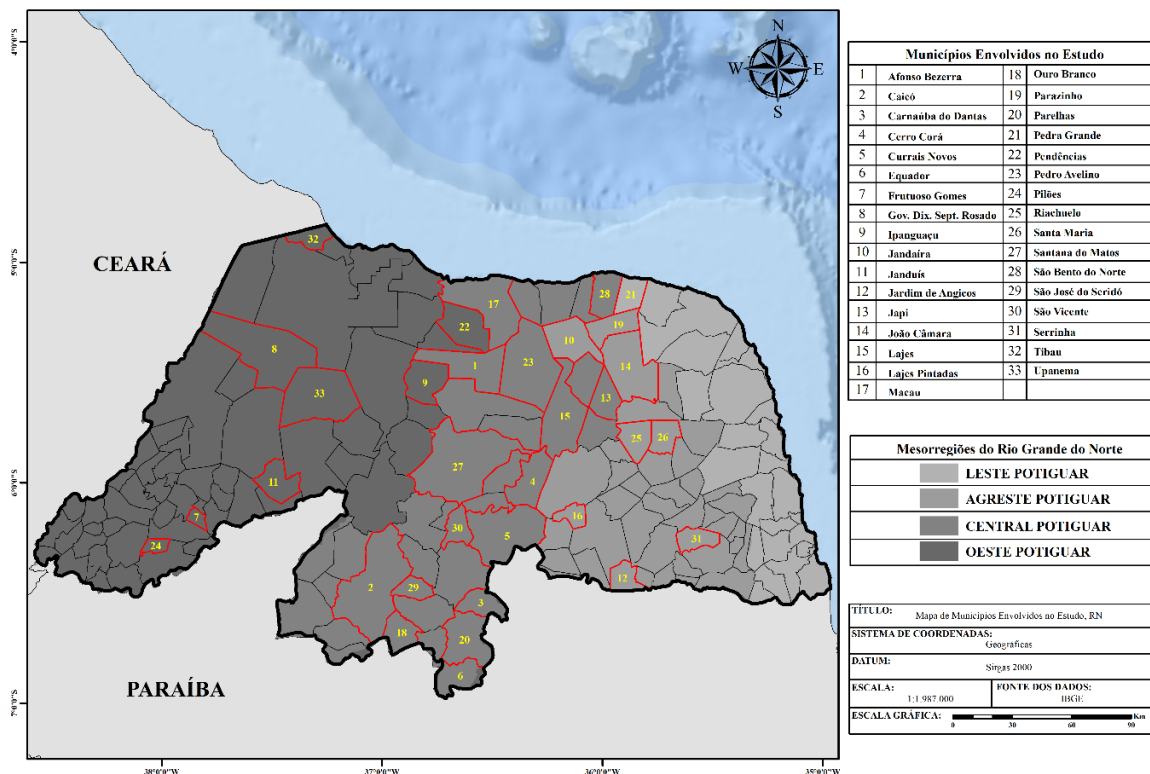
## CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO

O Rio Grande do Norte (RN) é um dos estados inseridos na região semiárida do Brasil, tendo como limites o Oceano Atlântico (norte a leste), e os Estados da Paraíba (sul) e Ceará (oeste). É dividido em 167 municípios, possuindo uma área total é de 52 811,126 km<sup>2</sup>, o que equivale a 3,42% da área do Nordeste, e a 0,62% da superfície do Brasil. Encontra-se subdividido em quatro mesorregiões: Oeste Potiguar (62 municípios); Central Potiguar (37 municípios); Agreste Potiguar (43 municípios); e Leste Potiguar (25 municípios) (IBGE, 2017). Do total de municípios, 147 estão inseridos na porção semiárida, representando 92,97% do território (MEDEIROS, 2012; FIGUEIREDO et al., 2016).

Devido este Estado integrar a região semiárida do Brasil, no mesmo são desenvolvidas diferentes ações de programas governamentais, direcionadas à mitigar as condições climáticas desfavoráveis da região. O presente estudo foi realizado na área de abrangência do Programa Água Doce (PAD), coordenado pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA), e executado pela Secretaria do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte (SEMARH), nesta unidade da federação. Tal programa atua em parceria com instituições públicas (diferentes instâncias) e a sociedade civil, tendo como principal objetivo, garantir a pequenas populações rurais, o acesso a uma água de boa qualidade para consumo humano, através da implantação, recuperação e gestão de sistemas de dessalinização por osmose reversa (MMA, 2012).

De acordo com a metodologia do PAD, a hierarquização dos municípios a serem atendidos é realizada por meio do Índice de Condição de Acesso à Água, um fator calculado segundo as seguintes variáveis: menores índices pluviométricos e de desenvolvimento humano; maiores índices de mortalidade infantil (até 1 ano de idade) e de intensidade de pobreza; e ocorrência de águas subterrâneas salobras (MMA, 2012). Dentre os municípios escolhidos, é realizada ainda, através de diagnósticos socioambientais, a seleção das comunidades, conforme alguns requisitos mínimos, como: possuir no mínimo 20 famílias; existência de poço tubular instalado, com vazão média superior a 1000 L/h; água subterrânea com Sólidos Totais Dissolvidos (STD) superior a 1000 mg/L; disponibilidade de energia elétrica e área para implantação do sistema. As regras de funcionamento dos sistemas de dessalinização são estabelecidas localmente pelo “Acordo de Gestão”, documento aprovado e assinado pela comunidade e representantes de instituições públicas, contendo direitos e deveres das famílias beneficiadas pela água (MMA, 2012).

Dentre os municípios atendidos pelo PAD, um total de 33 foram selecionados para a realização das amostragens, distribuídos nas seguintes Mesorregiões: Central Potiguar (n=16), Agreste Potiguar (n= 8), Oeste Potiguar (n=8) e Leste Potiguar (n=1) (Figura 1). As duas primeiras Mesorregiões, representadas por um maior número amostral, são caracterizadas por possuírem um menor poder econômico, e menores índices de urbanização, exibindo dinâmicas regionais menos significativas (SILVA et al., 2012). Além disso, são as regiões menos populosas do RN, e com uma maior representação de atividades agropecuárias (11%) para o Produto Interno Bruto (PIB) do RN (LIMA et al., 2017).



**FIGURA 1.** Municípios de abrangência do estudo, Estado do Rio Grande do Norte.

## METODOLOGIA GERAL

Os dados do presente trabalho foram empregados para compor duas etapas de uma análise de risco: avaliação de risco e comunicação de risco. O primeiro estudo teve como objetivo, analisar diferentes fontes hídricas empregadas e geradas pelo processo de dessalinização por osmose reversa. A água de poços tubulares, a água dessalinizada e o rejeito salobro foram avaliadas com base em indicadores de qualidade, identificando-se os perigos associados, quando essas fontes são empregadas para usos de consumo humano, dessedentação

animal e irrigação. Já a comunicação de risco, avaliada através de análises de percepção, teve como objetivo captar a visão comunitária, a respeito das tecnologias de dessalinização (osmose reversa) e da qualidade da água de soluções alternativas de abastecimento. Parte da base de dados utilizada no presente estudo foi disponibilizada pelo PAD, sendo as informações coletadas no estado do RN, e cedidas pela SEMARH, órgão responsável pela execução do PAD nesta unidade da federação. Também foram empregados dados primários, os quais foram coletados em dois municípios abrangidos pela área de atuação do PAD. Tanto as informações cedidas pelo PAD, como os dados primários, constituíram-se de laudos da qualidade da água e entrevistas semiestruturadas.

### **Qualidade da água e perigos associados - dessedentação animal e irrigação**

A avaliação da qualidade da água proveniente das três fontes hídricas (água subterrânea, água dessalinizada e rejeito salobro) foi realizada mediante análises físico-químicas e microbiológicas. As amostragens foram realizadas pela equipe do PAD, entre os anos de 2014 e 2018. A água de poços tubulares e do rejeito salobro (concentrado) foi avaliada, tendo em vista seus usos para dessedentação animal e irrigação, enquanto a água dessalinizada (permeado), somente para consumo humano. Dentre os parâmetros físico-químicos, foi avaliada a concentração de cloreto, ferro, potássio, sódio, magnésio, cálcio, sulfato, bicarbonato, carbonato, sílica, compostos nitrogenados, dureza, alcalinidade, sólidos totais dissolvidos (STD), condutividade elétrica (CE), pH e temperatura. Pela análise de metais foi averiguada a presença e concentração de 15 elementos (Al, Sb, As, Ba, Cd, Pb, Cu, Cr, Sr, Mn, Hg, Ni, Se, Ur e Zn). Análises microbiológicas foram realizadas para a quantificação de coliformes totais e termotolerantes (*Escherichia coli*). Todas as análises foram realizadas com base nas metodologias descritas no *Standard Methods* (APHA, 2012).

A avaliação dos três tipos de fontes de água foi realizada de acordo com diretrizes nacionais e internacionais de interpretação da sua qualidade, levando em consideração os perigos para as atividades de agricultura e pecuária, além da averiguação da sua adequabilidade para consumo humano. A determinação da qualidade da água subterrânea e do concentrado para fins de irrigação foi realizada, levando em consideração a salinização e sodificação dos solos, além da toxicidade de íons específicos para as culturas (NAKAYAMA, 1982; AYERS & WESTCOTT, 1985). Já a qualidade de água para dessedentação animal, foi avaliada mediante parâmetros relacionados à alterações fisiológicas como: intoxicação, desidratação e distúrbios gastrointestinais (AYERS & WESTCOTT, 1985; CONAMA, 2008). A partir de um conjunto de parâmetros físico-químicos, abaixo descritos, e de seus limites de restrição de uso, foram determinados os índices de qualidade de água para irrigação e dessedentação animal.

O Índice Relativo de Qualidade de Água para Irrigação (IRQI) foi determinado segundo a metodologia de Antas e colaboradores (2018), sendo empregadas informações referentes às variáveis: CE, Razão da Adsorção do Sódio (RAS), sódio, cloreto, bicarbonato e relação magnésio/cálcio. O valor da CE, empregado como limite de restrição de uso, ou valor máximo permitido (VMP), foi de 7.0 dS/m. Para a RAS, determinada segundo metodologia de Richards (1954), assim como para sódio e cloreto, o VMP empregado foi de 3,0 Mmol/L. Para bicarbonato e relação magnésio/cálcio, utilizaram-se os valores de VMP de 1,5 Mmol/L e 1 Mmol/L, respectivamente. O Índice Relativo de Qualidade de Água para Dessedentação animal (IRQD) foi determinado a partir da metodologia adaptada de Antas e colaboradores (2018). Para este índice foram selecionados e empregados parâmetros de maior relevância para a avaliação da qualidade da água de uso animal, como: CE (VMP=1,5 dS/m), magnésio (VMP= 10,25 Mmol/L), sulfato (VMP= 10,45 Mmol/L), nitrito (VMP= 0,2 Mmol/L) e nitrato (VMP =1,45 Mmol/L).

Primeiramente, realizou-se a divisão de cada variável avaliada pelo seu VMP, determinando-se o cálculo dos valores ( $v_i$ ), pela seguinte equação:

$$v_i = \frac{V}{VMP} \text{ (Equação 1)}$$

Em que,

V = Valor da variável

VMP = Valor Máximo Permitido da variável

Seguidamente, determinou-se o valor padronizado da variável, com média e variância ( $V_i$ ), pela seguinte equação:

$$V_i = \frac{v_i}{\alpha} \text{ (Equação 2)}$$

Em que,

$v_i$  = Cálculo dos valores

$\alpha$  = Desvio padrão amostral da variável avaliada

Por último, através dos valores acima encontrados, foi determinado o IRQI e IRQD, através da seguinte equação:

$$\text{IRQI/IRQD} = \frac{1}{P} \sum_{i=1}^P V_i \quad (\text{Equação 3})$$

Em que,

$V_i$  = valor padronizado da variável

$P$  = número de variáveis avaliadas

Após a determinação do IRQI e IRQD, as águas do poço e concentrado foram classificadas, segundo a Quadro 1:

**Quadro 1.** Classes dos Índices Relativos da Qualidade da Água para Irrigação (IRQI) e Dessedentação animal. (IRQD), adaptado de Antas e colaboradores (2018).

Classes/Valores	IRQI	IRQD
I (< 0,3)	Excelente – águas de menor impacto ambiental e sem perda de qualidade, segundo os parâmetros avaliados	Excelente – águas apropriadas para dessedentação de todas as espécies, inclusive, as mais sensíveis (aves). Valores abaixo dos limites permitidos.
II (0,3 - 0,6)	Boa – águas com risco ambiental moderado, necessitando maior atenção ao manejo e condições de uso	Boa – águas com valores próximos aos limites permitidos, tolerável pelas espécies mais sensíveis, capaz de ocasioná-las algum distúrbio. Adequadas para suínos e equinos.
III (0,6 - 0,9)	Razoável - águas com perda significativa de qualidade, requerendo condições específicas para irrigação, como plantas resistentes a maiores salinidades e solos com drenagem eficiente.	Razoável – águas impróprias para as espécies mais sensíveis; podem ser utilizadas para espécies mais resistentes (bovinos, caprinos e ovinos), com valores acima dos limites máximos permitidos.
IV (0,9 -1,2)	Ruim – águas com risco ambiental elevado, capazes de ocasionar danos ao solo e aos cultivares, reduzindo a sua produtividade.	Ruim – águas toleráveis pelas espécies mais resistentes, podendo ocasiona-las distúrbios gastrointestinais, intoxicação e ou desidratação. Caprinos e ovinos possuem uma maior resistência a estas águas.
V (> 1,2)	Péssima – águas com elevado potencial de salinização dos solos e de ocasionar danos aos cultivares.	Péssima – águas não adequadas para dessedentação animal.

## **Análise de percepção ambiental das comunidades rurais - água e sistemas de abastecimento**

Este estudo teve como objetivo verificar a percepção de pequenas comunidades rurais, em relação à qualidade da água de soluções alternativas de abastecimento, como cisternas e sistemas de dessalinização (osmose reversa), avaliando aspectos relacionados à gestão/operação das tecnologias implantadas. Para esta pesquisa foram utilizadas duas bases de dados: dados cedidos pelo PAD e dados primários.

As informações cedidas pelo Programa foram referentes a um conjunto de dados, oriundos de três questionários semiestruturados, aplicados em 42 comunidades e 24 municípios beneficiados pelos sistemas de dessalinização. O público alvo constituiu-se de gestores locais (operador do dessalinizador, membro do grupo gestor, ou presidente de associação comunitária) (n=42) e famílias contempladas pelos empreendimentos. Estas famílias foram classificadas em dois grupos: “usuárias” (n= 160) e “não usuárias” (n=87), de acordo com a utilização ou não do serviço ofertado. O primeiro formulário foi aplicado aos gestores locais, a fim de caracterizar os sistemas de dessalinização, através de informações como: frequência semanal de distribuição de água e volume recebido/família; valor de contribuição mensal/família e existência de fundo de reserva comunitário; ente responsável pelo pagamento das taxas de energia elétrica e serviço de operação do sistema; e tipos de usos realizados com a água do rejeito salobro. No segundo formulário, voltado às famílias usuárias, foi avaliada a percepção deste público em relação ao abastecimento de água potável, antes e após a instalação dos sistemas de dessalinização. Estas entrevistas também objetivaram identificar o grau de satisfação dos usuários perante o tipo de gestão implementada pelo PAD e regras estabelecidas (Acordo de Gestão), bem como averiguar sobre os problemas enfrentados pela comunidade. A atuação do PAD junto à comunidade foi avaliada através de dois componentes (mobilização social e sustentabilidade ambiental), responsáveis pela realização de reuniões/oficinas, visando a definição de regras, mediação de conflitos, e orientação para tópicos como saúde e meio ambiente. Em relação ao terceiro formulário, voltado ao público não usuário, foi verificando o conhecimento a respeito dos sistemas de dessalinização, além dos motivos para o não consumo da água dessalinizada. Os formulários foram compostos, em sua maior parte, por perguntas de resposta fechada, sendo realizada uma amostragem aleatória simples, contemplando  $\geq 10\%$  do total de famílias por localidade. Para o processamento e análise dos dados utilizou-se o software *SPSS Statistics (Statistical Package for the Social Science)*, versão 26.

Os dados primários foram obtidos através da aplicação de um questionário semiestruturado, em quatro comunidades, pertencentes a dois municípios abrangidos pelo PAD. Questões relacionadas a aspectos higiênicos-sanitários, educativos, econômicos e ambientais

foram abordados na pesquisa. Ao todo foram realizadas 122 entrevistas (jovens e adultos), por amostragem aleatória simples, abrangendo 10% do número total de famílias por localidade. As abordagens foram realizadas durante os finais de semana, devido haver uma maior probabilidade de as famílias encontrarem-se nas residências. A interação com os moradores foi realizada nos próprios domicílios, permitindo corroborar o discurso dos entrevistados, com as suas práticas reais de armazenamento da água potável. O formulário foi previamente aprovado pelo Comitê Central de Ética em Pesquisa (CEP) da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), de modo a manter o respeito pela dignidade humana e a proteção dos indivíduos participantes de pesquisa (CAEE 25690819.8.0000.5537/2020). O discurso das questões abertas foi interpretado com base na Análise de Conteúdo (BARDIN, 2004). Todas as informações coletadas nas entrevistas foram empregadas para uma avaliação geral do cenário, por uma análise das fortalezas, fraquezas, oportunidades e ameaças, mediante a composição de uma Matriz S.W.O.T. Este método foi inicialmente desenvolvido para a avaliação empresarial e organizacional, difundindo-se para outros campos, de forma a auxiliar no planejamento estratégico (SOARES et al., 2018; GENER, 2019). Para esta análise, também foram empregados dados secundários obtidos para as localidades, como diagnósticos socioambientais e informações da literatura (MMA, 2012; PAD/SEMARH, 2014; AMARAL et al., 2020). A análise categorial dos dados foi realizada pelo software “Statistical Package for the Social Science” (SPSS *Statistics*), versão 26.

## REFERÊNCIAS

- ABDALLAH, S.; ABU-HILAL, M.; MOHSEN, M. S. Performance of a photovoltaic powered reverse osmosis system under local climatic conditions. **Desalination**, v.183, p.95–104, 2005.
- ALGHOUL, M. A.; POOVANAESVARAN, P.; SOPIAN, K.; SULAIMAN, M. Y. Review of brackish water reverse osmosis (BWRO) system designs. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.13, n. 9, p.2661-2667, 2005.
- AMARAL, K. D. S.; MACHADO, N. D. P. S. S.; NAVONI, J. A. Implantação de sistemas de dessalinização em comunidades rurais do semiárido do Rio Grande do Norte: percepção social da água potável e das ações voltadas a ampliar o seu acesso universal. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 54, p.362-378, 2020.
- ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Panorama da qualidade das águas subterrâneas no Brasil**. Brasília, 2007. 73p.
- ANDRADE, J. A.; NUNES, M. A. Acesso à água no Semiárido Brasileiro: uma análise das políticas públicas implementadas na região. **Revista Espinhaço, UFVJM**, p. 28-39, 2017.

ANIS, S. F.; HASHAIKEH, R; HILAL, N. Reverse osmosis pretreatment technologies and future trends: A comprehensive review. **Desalination**, v.452, p.159–195. 2019.

ANTAS, F. P. D. S.; DE FREITAS, J. J.; OLIVEIRA, A. M. D.; DIAS, N. D. S.; LIMA, A. D. O.; SOUSA NETO, O. N. D. Proposta de índice para avaliação da qualidade das águas de estações de dessalinização. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.22, n.10, p.667-672, 2018.

ANTONY, A.; LOW, J. H.; GRAY, S.; CHILDRESS, A. E.; LE-CLECH, P.; LESLIE, G. Scale formation and control in high pressure membrane water treatment systems: a review. **Journal of Membrane Science**, v.383, n.1-2, p.1-16, 2011.

ANZECC - AUSTRALIAN AND NEW ZEALAND ENVIRONMENT AND CONSERVATION COUNCIL. **Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality**. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture (ANZECC) and Resource Management Council of Australia and New Zealand (ARMCANZ), Canberra, p.1-103, 2000.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for examination of water and wastewater**. APHA/AWWA/WEF, 22nd ed. Washington, 2012, 1360 pp.

ARAGUES, R.; TANJI, K. K. Water quality of irrigation return fows. **In: Stewart BA, Howell TA (eds) Encyclopaedia of water science**. Marcel Dekker, New York, pp 502–506, 2003.

ARAÚJO, G. G. L.; VOLTOLINI, T. V.; CHIZZOTTI, M. L.; TURCO, S. H. N.; CARVALHO, F. F. R. Water and small ruminant production. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.39, p. 326-33, 2010.

ARAÚJO, G. G. L. Os impactos das mudanças climáticas sobre os recursos hídricos e a produção animal em regiões Semiáridas. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 8, p. 598-609, 2015.

ASSIS, T. R. P. Sociedade civil e a construção de políticas públicas na região semiárida brasileira: o caso do programa um milhão de cisternas rurais (P1MC). **Revista de Políticas Públicas**, v. 16, n. 1, p. 179-189, 2012.

ASSUNÇÃO, A. L. C. **Hidroquímica e qualidade das águas subterrâneas do Sistema Aquífero Dunas-Barreiras na região de Parnamirim, RN**. 2016. Dissertação (Mestrado em Geodinâmica e Geofísica) – Centro de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, 2016.

AVEN, T.; RENN, O. Risk management. **In: Risk Management and Governance**. Springer, Berlin, Heidelberg, 2010. p. 121-158.

AVEN, T.; ZIO, E. Foundational issues in risk assessment and risk management. **Risk analysis** v.34, p.1164–72, 2014.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **Water quality for agriculture**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), v. 29, 1985.

- AYYUB, B. M. Risk analysis and management. **In: The Handbook of engineering**. 2. ed. Boca Raton, Florida: CRC Press LLC, 2005.
- BARDIN L. **Análise de conteúdo**. 3ª. Lisboa: Edições 70, 2004.
- BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; MIERZWA, J. C. Análise de Risco Aplicada ao Abastecimento de Água para Consumo Humano. **In: PÁDUA, V. L. Remoção de microrganismos Emergentes e Microcontaminantes Orgânicos no Tratamento de Água para Consumo Humano**. PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2009. p. 328-362.
- BAGLEY, C.V.; AMACHER, J.K.; POE, K.F. **Analysis of water quality for livestock**. Logan: Utah State University, Cooperative Extension, 1997. 7p.
- BEEDE, D.K. What will our ruminants drink? **Animal Frontiers**, v.2, p.36–43, 2012.
- BEZERRA, N.F. Água no semi-árido nordestino. Experiências e desafios. **In: Hofmeister W (Hrsg.) Água e desenvolvimento sustentável no Semiárido**. Fortaleza, p 35–51, 2002.
- BLANK, J. E.; TUSEL, G. F.; NISAN, S. The real cost of desalted water and how to reduce it further. **Desalination**, v.205, n.1–3, p.298–311, 2007.
- BORGONOVO, E.; CAPPELLI, V.; MACCHERONI, F.; MARINACCI, M. Risk analysis and decision theory: A bridge. **European Journal of Operational Research**, v.264, n.1, p. 280-293, 2018.
- BOUBAKRI, A.; BOUGUECHA, S. Diagnostic and membrane autopsy of Djerba Island desalination station. **Desalination**, v. 220, n. 1-3, p. 403-411, 2008.
- BOUGUECHA, S.; HAMROUNI, B.; DHAHBI, M. Operating analysis of a direct energy coupled desalination family prototype. **Desalination**, n.168, p.95–100, 2004.
- BUREK, P.; SATOH, Y.; FISCHER, G.; KAHIL, M. T., SCHERZER, A.; TRAMBEREND, S.; NAVA, L. F.; WADA, Y.; EISNER, S.; FLÖRKE, M.; HANASAKI, N.; MAGNUSZEWSKI, P.; COSGROVE, B.; WIBERG, D. Water Futures and Solution: Fast Track Initiative (Final Report). **IIASA Working Paper**. Laxenburg, Austria, International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA). 2016.
- CABRAL, S. L.; CAMPOS, J. N. B.; SILVEIRA, C. D. S.; PEREIRA, J. M. R. O intervalo de tempo para uma máxima previsibilidade da precipitação sobre o Semiárido brasileiro. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 31, n.2, p. 105-113, 2016.
- CASTRO, C. M.; PEIXOTO, M. N. O.; RIO, G. A. P. Riscos ambientais e geografia: conceituações, abordagens e escalas. **Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ**, v. 28-2, p.11-30, 2005.
- CARDIM, F. **Tratados da Terra e Gente do Brasil**. J. Leite & Cia, Rio de Janeiro, 1925.
- CARVALHO, O. A economia política do Nordeste. **Secas, Irrigação e Desenvolvimento**. 1988.
- COLACELLI, N. A. **Calidad de água para bebida animal**. 1977. Disponível em: <<http://www.tucuman.com>>. Acesso em: 28 out. de 2019.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução N ° 357, de 17 de março de 2005**. Brasília, DF, 2008. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=562>> Acesso em: 20 de Jun. de 2018.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 396 de 04 de abril de 2008**. Brasília, DF, 2008. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=562>> Acesso em: 20 de Jun. de 2018.

COSTA, W. D. **Análise dos fatores que atuam no aquífero fissural – área piloto nos estados da Paraíba e Rio Grande do Norte**. Tese (Doutorado) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo. São Paulo, SP. 1986.

COSTA, J. R. E.; SIMÕES, J. F. J. R.; CARDOSO, F. R.; ALVES, M. V. Solar wind and geomagnetic activity. **Revista Brasileira de Ensino de Física**, n.33, v.4, p. 4301-4301, 2011.

CORREIA, R. C.; KIILL, L. H. P.; DE MOURA, M. S. B.; CUNHA, T. J. F.; JUNIOR, J.; ARAÚJO, J. L. P. A região semiárida brasileira. **Capítulo em livro científico (ALICE)**, Embrapa Semiárido, 2011.

COTRUVO, J.; VOUTCHKOV, N.; FAWELL, J.; PAYMENT, P.; CUNLIFFE, D.; LATTEMANN, S. **Desalination: Technology, Health and Environment**. CRC Press, 2010.

CPRM – SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **Mapa hidrogeológico do Brasil: escala 1:250.000**. Recife, 1981.

CUNHA, T. J. F.; PETRERE, V. G.; SILVA, D. J.; MENDES, A. M. S.; OLIVEIRA NETO, M. B.; SILVA, M. S. L.; ALVAREZ, I. Principais solos do semiárido tropical brasileiro: caracterização, potencialidades, limitações, fertilidade e manejo. **In: Embrapa Semiárido - Capítulo em livro científico (ALICE)**, 2010.

DI GIULIO, G. M.; FIGUEIREDO, B. R.; COSTA FERREIRA, L.; ANJOS, J. A. S. A. Comunicação e governança do risco: A experiência brasileira em áreas contaminadas por chumbo. **Ambiente & Sociedade**, v.13, n.2, p.283-297, 2010.

DIAS, M. Qualidade da água e desempenho dos bovinos. **Macal Nutrição Animal – Informe Técnico**. Campo Grande, 25p. 2006.

DIAS, R. B. Tecnologia social e desenvolvimento local: reflexões a partir da análise do Programa Um Milhão de Cisternas. **Revista Brasileira de Desenvolvimento Regional**, v. 1, n. 2, p. 173-189, 2013.

DISSANAYAKE, C. B.; CHANDRAJITH, R. Medical geochemistry of tropical environments. **Earth-Science Reviews**, v. 47.n.3-4, p. 219-258. 1999.

DUBEY, R.S. Photosynthesis in plants under stressful conditions. **In: Handbook of photosynthesis (Ed.: M. Pessarakli)**. Marcel Dekker, New York. pp. 859-975, 1997.

EDMUNDS, W.M. Geochemistry's vital contribution to solving water resource problems. **Applied Geochemistry**, v.24, p.1058–1073, 2009.

EL-SADEK, A. Water desalination: an imperative measure for water security in Egypt. **Desalination**, v.250, n.3, p. 876–884, 2010.

ENVIRONMENT MANAGEMENT GROUP (EMG), U. N. **Global drylands: a UN system-wide response**. Environment Management Group of the United Nations Geneva, 2011. Disponível em: <https://www.zaragoza.es/contenidos/medioambiente/onu//issue07/1107-eng.pdf>>. Acesso em: Nov. de 2018.

FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. Relatório da Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação - FAO. 2011.

\_\_\_\_\_. **Sistema Global de Informação sobre Água e Agricultura da FAO**. 2014. Disponível em: [www.fao.org/nr/water/aquastat/wateruse/index.stm](http://www.fao.org/nr/water/aquastat/wateruse/index.stm). Acesso em: 24 de jul. de 2019.

FARKAS, F. Developing of Risk Analysis Methodologies. **Annals of the Faculty of Engineering Hunedoara**, v.12, n.4, p.143, 2014.

FERNANDES, F. B. P. Gestão de Recursos Hídricos nas Regiões Áridas e Semi-Áridos como um Processo de Redução das Desigualdades Sociais. **In: Água e desenvolvimento sustentável no semi-árido**, p. 69-86, 2002.

FERNANDEZ-CIRELLI, A. Problemática hídrica. aportes desde la ciencia y la tecnología. **Hydria**., 2005.

FISCHHOFF, B. Risk perception and communication unplugged: twenty years of process. **Risk analysis**, v.15, n.2, p.137-145, 1995.

FLETCHER, W. J. Review and refinement of an existing qualitative risk assessment method for application within an ecosystem-based management framework. **ICES Journal of Marine Science**, v.72, n.3, p.1043–1056, 2015.

FLOWERS, T. J.; COLMER, T. D. Salinity tolerance in halophytes. **New Phytologist**, p.945-963, 2008.

FONSECA, M. G.; PERES, F.; FIRMO, J.O.A.; UCHÔA, E. Percepção de risco: maneiras de pensar e agir no manejo de agrotóxicos. **Ciência e Saúde Coletiva**, v. 12, n.1, p. 39-50, 2007

FOSTER, S.; CHILTON, J.; MOENCH, M.; CARDY, F.; SCHIFFLER, M. **Groundwater in rural development: facing the challenges of supply and resource sustainability**. World Bank Technical Paper 463, World Bank, Washington, DC, 2000.

FREITAS, M. A. S. Um sistema de suporte à decisão para o monitoramento de secas meteorológicas em regiões semi-áridas. **Revista Tecnologia**, v.19, n.1, 1998.

FREITAS, M. A.; BILLIB, M. H. Drought prediction and characteristic analysis in semiarid Ceará, northeast Brazil. **IAHS Publications-Series of Proceedings and Reports-Intern Assoc Hydrological Sciences**, v. 240, p.105-112, 1997.

FRIEDEL, M. J.; SOUZA FILHO, O. A.; IWASHITA, F.; SILVA, A. M.; YOSHINAGA, S. Data-driven modeling for groundwater exploration in fractured crystalline terrain, northeast Brazil. **Hydrogeology Journal**, v. online, p. 1-20, 2012.

GAALOUL, N.; ZOUARI, K. **Harnessing salty water to enhance sustainable livelihoods of the rural poor in Tunisia**. Report. International Center for Biosaline Agriculture, 32 p. 2004.

GAMHEWAGE, G. **An introduction to risk communication**. World Health Organization, p. 1-6, 2014.

GARATUZA-PAYAN, J.; SHUTTLEWORTH, W. J.; ENCINAS, D.; MCNEIL, D. D.; STEWART, J. B.; DEBRUIN, H.; WATTS, C. Measurement and modelling evaporation for irrigated crops in north-west Mexico. **Hydrological processes**, v. 12, n.9, p.1397-1418, 1998.

GERNER, M. Assessing and managing sustainability in international perspective: corporate sustainability across cultures—towards a strategic framework implementation approach. **International Journal of Corporate Social Responsibility**, v. 4, n. 1, p. 1-34, 2019.

GHAFOUR, E. E. Enhancing RO system performance utilizing antiscalants. **Desalination**, v. 153, n. 1-3, p. 149-153, 2003.

GHASSEMI, F.; JAKEMAN A. J.; NIX, H. A. **Salinisation of land and water resources: human causes, extent, management and case studies**. CAB International, Wallingford. 1995.

GLANTZ, M. H. Forecasting El Niño: science's gift to the 21st century. **In: Glantz MH (ed) Workshop on Usable Science: Food Security, Early Warning and El Niño**. Budapest, Hungary, 25–28 October, National Center for Atmospheric Research, Boulder, pp 3–11.1993,

GODDARD, L.; MASON, J.S.; ZEBIAK, S.E.; ROPELEWSKI, C.R.; BASCHER, R.; CANE, M.A. Current approaches to seasonal-to-interannual climate predictions. **International Journal of Climatology**, Londres, v. 21, p. 1111-1152, 2001.

GUIMARÃES, J. J. A.; CRUZ, R. P.; RIGHETTO, A. M.; MATTOS, A.; LUCAS FILHO, M.; GOMES, R. C. C.; SILVA, S. M. P. ; SILVA, A. G. ; COSTA, F. B. ; SILVA, D. A. A transposição do Rio São Francisco e o RN. **In: Vilma Queiroz S. F. de Oliveira. (Org.). Rio Grande do Norte: ética e desenvolvimento**. Natal - RN: Câmara 3 Studio, v.3, p. 331-340, 2001.

GUO, H.; WEN, D.; LIU, Z.; JIA, Y.; GUO, Q. A review of high arsenic groundwater in mainland and Taiwan, China, distribution, characteristics and geochemical processes. **Applied Geochemistry**, v.41, n.1, p.196–217, 2014.

HASEGAWA, P. M.; BRESSAN, R. A.; ZHU, J. K.; BOHNERT, H. J. Plant cellular and molecular responses to high salinity. **Annual review of plant biology**, v.51, n.1, p.463-499, 2000.

HEJABI, A. T.; BASAVARAJAPPA, H. T.; KARBASSI, A. R.; MONAVARI, S. M. Heavy metal pollution in water and sediments in the Kabini River, Karnataka, India. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.182, p.1–13, 2011.

HEUER, B.; NADLER, A. Physiological response of potato plants to soil salinity and water deficit. **Plant science**, v.137, n.1, p.43-51, 1998.

HILLEL, D.; BRAIMOH, A. K.; VLEK, P. L. G. Soil degradation under irrigation. **In: Land use and soil resources**. Springer, Dordrecht, The Netherlands, 2008.

HIRATA, R.; CONICELLI, B. P. Groundwater resources in Brazil: a review of possible impacts caused by climate change. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 84, n. 2, p. 297-312, 2012.

HIRATA, R.; SUHOGUSOFF, A. V.; MARCELLINI, S. S.; VILLAR, P. C.; MARCELLINI, L. **A revolução silenciosa das águas subterrâneas no Brasil: uma análise da importância do recurso e os riscos pela falta de saneamento**. Instituto Trata Brasil, 2019, 35 p.

ITURRINO, R. P. S.; MASSOLI, V. M. C.B.; DELPHINO, T. P. C.; DAMASCENO, P. R. *Clostridium perfringens* em rações e águas fornecidos a frangos de corte em granjas avícolas do interior paulista – Brasil. **Revista Ciência Rural**, v.40, n. 1, p. 197-199, 2010.

JACKS, G.; NYSTRAND, M. Speciation of trace elements in groundwater, surface water and sediments: a short review. **Environmental Earth Sciences**, v. 78, n. 12, p. 349, 2019.

JIMENEZ-CISNEROS, B. Responding to the challenges of water security: the Eighth Phase of the International Hydrological Programme, 2014–2021. **Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences**, v. 366, p. 10-19, 2015.

LATTEMANN, S.; KENNEDY, M. D.; SCHIPPERS, J. C.; AMY, G. Global desalination situation. **Sustainability Science and Engineering**, v.2, p.7-39, 2010.

LLAMAS, M. R.; MARTÍNEZ-SANTOS, P. Intensive groundwater use: silent revolution and potential source of social conflicts. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v.131, n.5, p. 337–341, 2005.

LI, P.; WU, J.; QIAN, H.; LYU, X.; LIU, H. Origin and assessment of groundwater pollution and associated health risk: a case study in an industrial park, northwest China. **Environmental geochemistry and health**, v.36, n.4, p.693-712, 2014.

LIMA, E. P. C.; DA SILVA, A. C.; LIMA, E. C. Assimetrias locais e padrão industrial: Uma análise das Mesorregiões do Rio Grande do Norte. **Revista Espacios**, v. 38, nº 8, p.35, 2017.

LIYANAARACHCHI, S.; SHU, L.; MUTHUKUMARAN, S.; JEGATHEESAN, V.; BASKARAN, K. Problems in seawater industrial desalination processes and potential sustainable solutions: a review. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v.13, n. 2, p.203-214, 2014

LOPES, J. L. S. **Zoneamento Ambiental do município de Aquiraz - CE**. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-Graduação e Pesquisa em Geografia. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, RN, 2006, p.97.

- MACHADO, R. M. A.; SERRALHEIRO, R. P. Soil salinity: effect on vegetable crop growth. Management practices to prevent and mitigate soil salinization. **Horticulturae**, v.3, p. 1-13, 2017.
- MAGALHÃES, A. R.; GLANTZ, M. **Socioeconomic impacts of climate variations and policy responses in Brazil**. Brasília, DF: Fundação Esquel do Brasil, 1992. 155p.
- MAHVI, A. H.; NOURI, J.; BABAEI, A. A.; NABIZADEH, R. Agricultural activities impact on groundwater nitrate pollution. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v.2, n.1, p.41–47, 2005.
- MANECKI, P.; GAŁUSZKA, A. Groundwater quality as a geoinicator of organochlorine pesticide contamination after pesticide tomb reclamation: A case study of Franciszkowo, Northwestern Poland. **Environmental Earth Sciences**, v.67, n.8, p.2441–2447, 2012.
- MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, F. Hidrogeologia: conceitos e aplicações. **Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM), Serviço Geológico do Brasil**. Fortaleza. CE, 2000.
- MARCH, H. The politics, geography, and economics of desalination: A critical review. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Water**, v. 2, n. 3, p. 231-243, 2015.
- MARCON, A. E. **Remoção de coliformes fecais com microalgas (Chlorella) imobilizadas em matriz de Alginato de cálcio**. Tese (Doutorado) – Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, RN, 2005.
- MARENGO, J. A. **Mudanças climáticas globais e seus efeitos sobre a biodiversidade: caracterização do clima atual e definição das alterações climáticas para o território brasileiro ao longo do século XXI**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 2006. 202 p.
- MARENGO, J. A. Vulnerabilidade, impactos e adaptação à mudança do clima no semi-árido do Brasil. **Parcerias estratégicas**, v. 13, n. 27, p. 149-176, 2010.
- MARENGO, J. A.; CUNHA, A. P.; ALVES, L. M. A seca de 2012-15 no semiárido do Nordeste do Brasil no contexto histórico. **Climanálise**, v.3, n.1, p.1-6, 2016.
- MARTINS, E. S. P. R.; NYS, E.; MOLEJÓN, C.; BIAZETO, B.; SILVA, R. F. V.; ENGLE, N. Monitor de Secas do Nordeste, em busca de um novo paradigma para a gestão de secas. **Série Água**, v.10, 2015.
- MASTERS, D. G.; BENES, S. E.; NORMAN, H. C. Biosaline agriculture for forage and livestock production. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.119, p.234-248, 2007.
- MCGREGOR, B. A. **Water quality and provision for goats**. Research Report, nº 04/036. Rural Industries Research and Development Corporation, Barton; ACT, Australia, 2004.
- MEDEIROS, S. D.; S., PINTO, T. F.; HERNAN SALCEDO, I.; CAVALCANTE, A. D. M. B.; PEREZ MARIN, A. M.; TINÔCO, L. B. D. M. **Sinopse do censo demográfico para o semiárido brasileiro**. Instituto Nacional de Seminário (INSA), 2012.
- MELO, M. J. C. O fenômeno El Niño e as secas no Nordeste do Brasil. **Raízes, (SI), ano XVIII**, n.20, p.13-42, 1999.

MELO, J. G.; MEDEIROS, A. B.; VASCONCELOS, M. B.; CASTRO, V. L. L. Aspectos hidrogeoquímicos e classes de água do aquífero cárstico Jandaíra para irrigação, Baraúna, RN. **Águas Subterrâneas**, v.21, n.1, p.1-14, 2007.

MERCER, K. L. Risk communication. **Journal American Water Works Association**, v.109. n.12, p.2, 2017.

MI - MINISTÉRIO DA INTEGRAÇÃO NACIONAL. **Nova Delimitação do semiárido**. Secretaria de Políticas de Desenvolvimento Regional: Brasília/DF, Brasil, 2005.

MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Programa Água Doce: Documento Base**. 2012. 321 p.

MISDAN, N.; LAU, W. J.; ISMAIL, A. F. Seawater Reverse Osmosis (SWRO) desalination by thin-film composite membrane — current development, challenges and future prospects. **Desalination**, v.287, p.228–237, 2012.

MOHSEN, M.S.; JABER, J. O. A photovoltaic-powered system for water desalination. **Desalination**, v.138, p.129–36, 2001.

MONTENEGRO, A. A. A.; MONTENEGRO, S. M. G. L. Olhares sobre as políticas públicas de recursos hídricos para o semiárido. **In: GHEYI, H. R.; PAZ, V. P. DA S.; MEDEIROS, S. S.; et al. (editores). Recursos hídricos em regiões semiáridas**. Campina Grande, PB: Instituto Nacional do Semiárido, Cruz das Almas, BA: Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, 2012.

MORENO, A. R.; PERES, F. El estado del arte de la comunicación de riesgos en la región de América Latina. **Revista de Comunicación y Salud: RCyS**, v. 1, n. 1, p. 52-68, 2011.

MORGAN, M. G.; FISCHHOFF, B.; BOSTROM, A.; ATMAN, C. J. **Risk communication: A mental models approach**. Cambridge University Press. 2002

MUNNS, R.; HUSAIN, S.; RIVELLI, A. R.; RICHARD, A. J.; CONDON, A. G.; MEGAN, P. L.; EVANS, S. L.; SCHACHTMAN, D. P.; HARE, R. A. Avenues for increasing salt tolerance of crops, and the role of physiologically based selection traits. **Plant Soil**, v.247, p.93–105, 2002.

OECD - ORGANISATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT. **Environment Outlook to 2030**. Paris: Organisation for Economic Co-operation and Development, 2008.

\_\_\_\_\_. Climate Change, Water and Agriculture: Towards Resilient Systems. **In: OECD Studies on Water**. OECD Publishing, Paris, 2014.

OLIVEIRA, I.; SOBRINHO, G. R. C. C.; GANEM, R. S.; QUEIROZ FILHO, A. P. **Desafios à convivência com a seca**. Câmara dos Deputados. Brasília: 2014, p. 53-65.

OLIVEIRA, F. A. D.; SILVEIRA, C. D. S.; VASCONCELOS JÚNIOR, F. D. C. Análise da Influência da Perfuração de Poços no Convívio com as Secas no Semiárido Nordeste: Estudo de Caso na Comunidade de Riacho das Flores em Reriutaba/Ce-Brasil. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 35, n. 3, p.459-466, 2020.

PAD/SEMARH - PROGRAMA ÁGUA DOCE, SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS HÍDRICOS. **Diagnósticos técnico, social e ambiental de comunidades do semiárido potiguar, considerando necessidade de implantação ou recuperação de sistemas de dessalinização.** 2014.

PALHARES, J.C.P. Consumo de água na produção animal. Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos. **Comunicado Técnico**, 102 p. 2013.

PASSADOR, C. S.; PASSADOR, J. L. Apontamentos sobre as políticas públicas de combate à seca no Brasil: cisternas e cidadania? **Cadernos Gestão Pública e Cidadania**, v. 15, n. 56, 2010.

PAZ, V. P. D. S., TEODORO, R. E. F., & MENDONÇA, F. C. Recursos hídricos, agricultura irrigada e meio ambiente. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.4, n.3, p. 465-473, 2000.

PEREIRA JUNIOR, J. S. **Nova delimitação do semi-árido brasileiro.** Brasília, DF: Biblioteca Digital da Câmara dos Deputados. Centro de Documentação e Informação, p. 24, 2007.

PINHEIRO, E.; VASCONCELOS J. F. D. C.; MARTINS, E. S. P. R.; PASSOS, D. F.; PEREIRA, J. M. R. Relations Among Duration of the El Niño Events, Tropical Atlantic Conditions and Rainfall Over Ceará. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 33, n. 3, p. 497-508. 2018.

QUIRK J. P.; SCHOFIELD, R. K. The effect of electrolyte concentration on soil permeability. **Journal of Soil Science**, v.6, p.163–178, 1955.

RAHMANIPOUR, F.; MARZAIOLI, R.; BAHRAMI, H. A.; FEREDOUNI, Z.; BANDARABADI, S. R. Assessment of soil quality indices in agricultural lands of Qazvin Province, Iran. **Ecological indicators**, v.40, p.19-26, 2014.

REBOUÇAS, A. C. Groundwater in Brazil. **Episodes**, v. 11, p 209-214, 1988.

RENGASAMY, P.; MARCHUK, A. Cation ratio of soil structural stability (CROSS). **Soil Research**, v.49, n.3, p.280-285, 2011.

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

RODRIGUES, T. M. **Manual de gestão de riscos do Ministério da Fazenda.** CGRCI/ AECI -Comitê de Gestão de Riscos, Controle e Integridade e Assessoria Especial de Controle Interno. Brasília, 2018.

RUNYAN, C.; BADER, J. Water quality for livestock and poultry. **In: AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. Water quality for agriculture.** Rome: FAO, 1994.

SAIA, A. **O acordo de gestão do programa água doce: importância da gestão compartilhada dos bens comuns para o desenvolvimento local.** Brasília, 2018.

SANTIAGO, M. F.; FRISCHKORN, H.; SALES NETO, P.; MENDES FILHO, J.; The recharge mechanisms in an alluvial aquifer zone in northeast Brazil. **Ground water**, v. 39, n. 1, p.18 – 23, 2001.

SAYERS, P. B.; YUANYUAN, L.; MONCRIEFF, C.; JIANQIANG, L.; TICKNER, D.; GANG, L.; SPEED, R. Strategic drought risk management: eight ‘golden rules’ to guide a sound approach. **International Journal of River Basin Management**, v.15, n.2, p.239-255, 2017.

SCANLON S. R.; JOLLY, I.; SOPHOCLEOUS, M.; ZHANG, L. Global impacts of conversions from natural to agricultural ecosystems on water resources: quantity versus quality. **Water resources research**, v.43, n.3, 2007.

SEILER, R. Physical setting and natural sources of exposure to carcinogenic trace elements and radionuclides in Lahontan Valley, Nevada. **Chemico-biological interactions**, v. 196, n. 3, p. 79-86, 2012.

SEMARH/RN - SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS DO RIO GRANDE DO NORTE -. **Plano estadual de recursos hídricos do Rio Grande do Norte**. Natal, RN. 1998.

SEMIAT, R. Present and future. **Water International**, v. 25, n. 1, p. 54-65, 2000.

\_\_\_\_\_. Energy issues in desalination processes. **Environmental Science Technology**, v. 42, n. 22, p. 8193–8201, 2008.

SERHID/RN - SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS DO RIO GRANDE DO NORTE. **Programa de Ação Estadual de Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca do Rio Grande do Norte – PAE/RN**. Natal/RN, 2010.

SCHLINK, A. C.; NGUYEN, M. L.; VILJOEN, G. J. **Water requirements for livestock production: A global perspective**. OIE Revue Scientifique et Technique, v.29, p.603–619, 2010.

SCHNEIDER, R. P.; TSUTIYA, M. T. **Membranas filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reuso**. São Paulo, Editora ABES, 2001. 234p.

SCHUKKEN, Y.H.; GROMMERS, F.J.; VAN DE GEER, D.; ERB, H. N.; BRAND, A. Risk factors for clinical mastitis in herds with a low bulk milk somatic cell count: Risk factors for *Escherichia coli* and *Staphylococcus aureus*. **Journal of Dairy Science**, v.74, p. 826 – 832, 1991.

SHIKLOMANOV, I. A. **World Water Resources: a New Appraisal and Assessment for the 21st Century**. UNESCO-IHP Publication, Paris, 1998.

SILVA, J. A. **Estruturas de acumulação de água subterrânea em rochas cristalinas: estudo geofísico e geológico de casos no Estado do Rio Grande do Norte**. Dissertação (Mestrado) -Departamento de Geofísica, Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, RN, 2000.

SILVA, S. G. **Aqüíferos fissurais em clima semi-árido (caso do estado do RN, NE do Brasil): uma análise dos processos de salinização em escala regional e local**. Tese

(Doutorado)- Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista. Rio Claro, SP, 2003.

SILVA, M. O.; FREIRE, M. B.; MENDES, A. M.; FREIRE, F. J.; DUDA, G. P.; SOUSA, C. E. Risco de salinização em quatro solos do Rio Grande do Norte sob irrigação com águas salinas. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.2, n.1, p.8-14, 2007.

SILVA, S. C.; GLEDSON, W.; SOUZA FIGUEIREDO, J. Dinâmica espacial da capacidade financeira municipal: as mesorregiões potiguaras no ano de 2008. **Revista GeoNordeste**, n.1, p.34-48, 2012.

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

SINGH, A. Groundwater modelling for the assessment of water management alternatives. **Journal of Hydrology**, v.481, p.220-229, 2013.

SIVAKUMAR, M.V.K.; WILHITE, D.A.; PULWARTY, R.S.; STEFANSKI, R. The need for national drought policies: summary of the high-level meeting on national drought policy (HMNDP). **Bulletin of the America Meteorological Society**, v.95, n.4, p.ES85-ES88, 2016.

SMITH, K. **Environmental hazards: assessing risk & reducing disaster**. London: Routledge, 1992. 324p.

SOARES, T. M.; DUARTE, S. N.; GRAF, C. C. D.; ZANETTI, M.; ZOCCHI, S. S. Produção de mudas cítricas utilizando águas salinas. In: **Congresso Nacional de Irrigação e Drenagem**, Teresina, 2005.

SOARES, T. M.; SILVA, I. D.; DUARTE, S. N.; SILVA, E. D. F. Destinação de águas residuárias provenientes do processo de dessalinização por osmose reversa. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, n.3, p.730-737, 2006.

SOARES, L. C.; FERNEDA, E.; DO PRADO, H. A. Observatórios: um levantamento do estado do conhecimento. **Brazilian Journal of Information Science: Research Trends**, v. 12, n. 3, p. 86- 110, 2018.

SOUZA, S. S.; TOMASELLA, J.; GRACIA, M. G.; AMORIM, M. C.; MENEZES, P. C. P.; PINTO, C. A. M. O Programa de monitoramento climático em tempo real na área de atuação da SUDENE – PROCLIMA. **Boletim da Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 25 n. 1, p. 15-24, 2001.

SRINIVAS, K. Process of Risk Management. **In book: Perspectives on Risk, Assessment and Management Paradigms**. BoD–Books on Demand, 2019.

SUASSUNA, J. Água – um fator limitante para o desenvolvimento do Nordeste? In: **Água e desenvolvimento sustentável no semi-árido**, p.117-130, 2002.

SUDENE - SUPERINTENDÊNCIA DO DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE. **Nova delimitação Semiárido**. Ministério da Integração Nacional, 2017.

TROLEI, A. L.; SILVA, B. L. D. Os recursos hídricos do Rio Grande do Norte: uma análise da vulnerabilidade territorial ao colapso no abastecimento de água. **Confins. Revue franco-brésilienne de géographie/Revista franco-brasilera de geografia**, v. 34, 2018.

TUNDISI, J. G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, p. 7-16, 2008.

TÜRKAN, I.; DEMIRAL, T. Recent developments in understanding tolerance. **Environmental and Experimental Botany**, v.67, n.1, p.2-9, 2009.

UMBUZEIRO, G. D. A.; KUMMROW, F.; ROUBICEK, D. A.; TOMINAGA, M. Y. Evaluation of the water genotoxicity from Santos Estuary (Brazil) in relation to the sediment contamination and effluent discharges. **Environment international**, v.32, n.3, p.359-364, 2006.

UN - UNITED NATIONS. **Sustainable Development Goal 6: Synthesis Report 2018 on Water and Sanitation**. New York, United Nations, 2018.

UNEP - UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAM. Status of desertification and implementation of the United Nations Plans of action to combat desertification. Nairobi, 1991.

UNESCO - UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION. **The United Nations world water development report 2018: Nature-based solutions for water**. 2018.

\_\_\_\_\_. **World water development report 2019: leaving no one behind**. World Water Assessment Programme (WWAP), Paris, 2019.

WALL, R.; MASELAND, J.; ROCHELL, K.; SPALIVIERO, M. The State of African Cities 2018: The Geography of African Investment. 2018.

WALVOORD, M. A.; PHILLIPS, F. M.; STONESTROM, D. A.; EVANS, R. D.; HARTSOUGH, P. C.; NEWMAN, B. D.; STREIGL, R. G. A reservoir of nitrate beneath desert soils. **Science**, v.302, p.1021–1024, 2003.

WICHELNS, D.; OSTER, J. D. Sustainable irrigation is necessary and achievable, but direct costs and environmental impacts can be substantial. **Agric. Water Manage.** v.86, p.114–127, 2006.

WILHITE, D.A. Breaking the hydro-illogical cycle: progress or status Quo for drought management in the United States. **European Water**, v.34, p.5–18, 2011.

WILHITE, D. A.; SIVAKUMAR, M. V. K; PULWARTY, R. Managing drought risk in a changing climate: The role of national drought policy. **Weather and Climate Extremes**, v. 3, p. 4-13, 2014.

WU, J. H.; LI, P. Y.; QIAN, H. Study on the hydrogeochemistry and non-carcinogenic health risk induced by fluoride in Pengyang County, China. **International Journal of Environmental Sciences**, v.2, n.3, p.1127–1134, 2012.

ZHU, J. K. Salt and drought stress signal transduction in plants. **Annual review of plant biology**, v.53, p.247–69, 2002.

YADAV, R.K.; KUMAR, A.; LAL, D.; BATRA, L. Yield responses of winter (Rabi) forage crops to irrigation with saline drainage water. **Experimental Agriculture**, v.40, p.65–75, 2004.

YOUNOS T.; TULOU K. E. Overview of Desalination Techniques. **Journal of Contemporary Water Research & Education Issue**, Universities Council on Water Resources p. 3-10, 2005.

# CAPÍTULO I

**Águas subterrâneas salobras do semiárido do Rio Grande do Norte: qualidade e impactos sob atividades agropecuárias de subsistência**

ESTE ARTIGO SERÁ SUBMETIDO AO PERIÓDICO ÁGUAS SUBTERRÂNEAS E, PORTANTO, ESTÁ FORMATADO DE ACORDO COM AS RECOMENDAÇÕES DESTA REVISTA.

# 1 **Águas subterrâneas salobras do semiárido do Rio Grande do Norte: qualidade** 2 **e impactos sob atividades agropecuárias de subsistência**

## 3 **RESUMO**

4 A qualidade da água empregada em atividades agropecuárias influencia  
5 diretamente na produtividade, e na qualidade de vida das populações rurais da região  
6 semiárida. O objetivo deste trabalho foi o de avaliar a qualidade da água de 47 poços  
7 tubulares, perfurados em diferentes sistemas de aquíferos do Rio Grande do Norte,  
8 com o objetivo de analisar os potenciais usos nas atividades de irrigação agrícola e  
9 dessedentação animal. A variabilidade da composição físico-química das amostras de  
10 água foi realizada através da Análise dos Componentes Principais (PCA) e diagramas  
11 de Piper. Sua classificação para irrigação foi determinada pela Razão da Adsorção do  
12 Sódio (RAS). A concentração de elementos químicos foi comparada com os limiares  
13 descritos em documentos de referência. Os diferentes aquíferos apresentaram  
14 diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) para alcalinidade total, alcalinidade do bicarbonato,  
15 bicarbonato, sódio, potássio, manganês, urânio e bário. Sete componentes principais  
16 permitiram representar aproximadamente 69% da variância dos dados. A classificação  
17 dos tipos de água demonstrou que mais da metade dos poços (56%) apresentaram  
18 águas do tipo mista cloretada. Grande parte dos poços apresentou risco alto (43%) de  
19 salinização, porém, baixo para sodificação (45%). Todas as fontes hídricas analisadas  
20 mostraram-se inadequadas ao rendimento de plantas mais sensíveis ( $RAS \geq 2$ ), e com  
21 níveis de sódio ( $> 115$  mg/L) capaz de ocasionar-lhes algum grau de lesão foliar. Os  
22 parâmetros pH, condutividade, STD, cloreto, manganês, urânio e zinco apresentaram  
23 concentrações acima dos limites recomendados para culturas vegetais. Para a  
24 produção de animais, STD, magnésio, sulfato e manganês apresentaram  
25 concentrações acima dos valores máximos recomendados. A maior parte das

26 restrições de uso foram relacionadas à atividade de irrigação, quando comparada à  
27 dessedentação animal. Verificou-se ainda, que a maior parte dos poços (88%)  
28 alocados no Cristalino possuíam águas inadequadas para plantas e ou animais. Deste  
29 modo, torna-se necessário um manejo adequado do recurso, tendo em vista reduzir o  
30 impacto no ambiente e a perda de produtividade, quando este é empregado para a  
31 produção de plantas e animais.

32 **PALAVARAS-CHAVE:** Comunidades rurais; Qualidade da água; Dessedentação  
33 animal; Irrigação.

34 **Brackish groundwater of the semi-arid region of Rio Grande do Norte: quality**  
35 **and impacts on subsistence farming activities**

36 **ABSTRACT**

37 The quality of the water used in agricultural activities directly influences the productivity  
38 and quality of life of rural populations in the semi-arid region. The objective of this work  
39 was to evaluate the water quality of 47 tubular wells, drilled in different aquifer systems  
40 of Rio Grande do Norte, for irrigation and animal watering uses. The variability of the  
41 physical-chemical composition of the water samples was performed through Principal  
42 Component Analysis (PCA) and Piper diagrams. Its classification for irrigation was  
43 determined by the Sodium Adsorption Ratio (SAR). The concentration of chemical  
44 elements was compared with the thresholds described in reference documents. The  
45 different aquifers showed significant differences ( $p < 0.05$ ) for total alkalinity,  
46 bicarbonate alkalinity, bicarbonate, sodium, potassium, manganese, uranium and  
47 barium. Seven main components allowed representing approximately 69% of the data  
48 variance. The classification of the types of water showed that more than half of the  
49 wells (56%) presented chlorinated mixed type water. Most of the wells presented high  
50 risk (43%) of salinization, but low risk of sodification (45%). All the water sources  
51 analyzed were inadequate for the yield of more sensitive plants ( $SAR \geq 2$ ), and with  
52 sodium levels ( $> 115$  mg/L) capable of causing some degree of foliar injury. The  
53 parameters pH, conductivity, total dissolved solids (TDS), chloride, manganese,  
54 uranium and zinc showed concentrations above the recommended limits for plant  
55 cultures. For animal production, TDS, magnesium, sulfate and manganese presented  
56 concentrations above the maximum recommended values. Most of the use restrictions  
57 were related to irrigation activity, when compared to animal watering. It was also  
58 verified that most of the wells (88%) allocated in Cristalino had inadequate water for

59 plants and/or animals. Thus, it becomes necessary an adequate management of the  
60 resource, in order to reduce the impact on the environment and the loss of productivity,  
61 when it is used for the production of plants and animals.

62 **KEYWORDS:** Rural communities; Water quality; Animal watering; Irrigation.

## 63 INTRODUÇÃO

64 A região semiárida brasileira ocupa 10% do território do país, abrigando uma  
65 população de 21 milhões de habitantes (MMA, 2012). A economia da região baseia-  
66 se principalmente na agricultura e na pecuária, e as tecnologias sociais assumem um  
67 papel fundamental no desenvolvimento de tais atividades. A soma total de bens e  
68 serviços nessa região representa 21,6% do Produto Interno Bruto do Nordeste  
69 brasileiro (SUDENE, 2015), e os pequenos estabelecimentos rurais, com área inferior  
70 a 100 hectares, são considerados de grande relevância para a produtividade local,  
71 devido contribuírem com mais de 70% da produção de alimentos (BEZERRA, 2002).  
72 A estrutura fundiária é extremamente concentrada, embora haja um grande número  
73 de pequenos estabelecimentos ou unidades de produção familiar (SUDENE, 2015).

74 O principal fator limitante do território está relacionado a disponibilidade hídrica,  
75 sendo que durante a maior parte do ano, observa-se um balanço hídrico negativo. As  
76 fontes hídricas superficiais frequentemente encontram-se indisponíveis, assumindo a  
77 água subterrânea, um importante papel frente ao desenvolvimento de atividades  
78 produtivas. Quando as águas subterrâneas não são adequadas para consumo  
79 humano, pequenas comunidades rurais empregam estas fontes para as atividades de  
80 irrigação e dessedentação de animais (HOFMEISTER, 2002). No entanto, devido as  
81 características hidrogeológicas da região, as taxas de recarga dos aquíferos  
82 subterrâneos são altamente variáveis e difíceis de quantificar, fator este, que contribui  
83 para frequentes alterações na quantidade e qualidade da água disponível (SCANLON  
84 et al., 2002; SCANLON et al., 2006; EDMUNDS, 2009; GREEN et al., 2011; HE et al.,  
85 2016).

86 O acúmulo de sal na água e no solo é um dos principais problemas que tem  
87 afetado a produção agrícola em regiões semiáridas. Estima-se que 11–30% da área  
88 irrigada nessa região seja afetada pela salinização, representando uma ameaça para

89 a segurança alimentar e ambiental (GHASSEMI et al., 1995; WICHELNS & OSTER,  
90 2006; YADAV et al., 2007; SINGH, 2013; FAO, 2016). Apesar das práticas de  
91 remediação deste processo serem bem estudadas, como remoção mecânica,  
92 lavagem e lixiviação, a sua aplicação depende da situação econômica e  
93 direcionamento dos investimentos de cada país (BATISTA, 2002).

94 Dada a exposição permanente a condições climáticas extremas, as regiões  
95 semiáridas são consideradas geoquimicamente singulares, ocorrendo a depleção ou  
96 a acumulação de uma série de elementos químicos (DISSANAYAKE &  
97 CHANDRAJITH, 1999). Fatores como o clima quente e seco, aliado a elevada  
98 salinidade das águas subterrâneas, ocasionam um efeito composto sob o acúmulo de  
99 sais, sendo observados aumentos de até 10 vezes na salinidade da água infiltrada,  
100 em relação à água superficial (SCANLON et al., 2007; ARAGUES & TANJI, 2003;  
101 WALVOORD et al., 2003). Íons comumente associados a este processo são o cálcio,  
102 magnésio, sulfato, carbonato, cloreto e sódio, sendo os dois últimos, os principais  
103 responsáveis pela deterioração da estrutura física do solo (HASEGAWA et al., 2000).  
104 Assim, o manejo inadequado dos recursos naturais e a utilização de tecnologias  
105 inapropriadas na região, traz consequências mais acentuadas e complexas aos  
106 ecossistemas, tendo em vista as suas próprias características naturais (ZHAO et al.,  
107 2013; LI et al., 2017).

108 O excesso de sais, entre outros elementos, também pode provocar efeitos  
109 adversos ao organismo de plantas e animais, ocasionando deficiências ou toxicidade,  
110 dependendo da concentração e frequência à que estes são expostos. As plantas  
111 podem ser afetadas pelo aumento do potencial osmótico do solo, provocando um  
112 maior gasto energético para absorção de água e nutrientes, ou pela toxidez de  
113 determinados elementos, os quais levam a uma série de distúrbios fisiológicos nestes  
114 organismos (DUBEY, 1997). Perdas anuais no setor agrícola, ocasionadas pela

115 redução de produtividade e abandono de áreas salinizadas, chegam ao patamar de  
116 27,3 milhões de dólares, representando um elevado impacto na produção global de  
117 alimentos (QADIR et al., 2014). Já a tolerância animal aos sais pode variar com fatores  
118 como: espécie, idade, frequência de consumo e condição fisiológica do indivíduo  
119 (BAGLEY et al., 1997; SCHLINK et al., 2010). Elevadas salinidades reduzem o  
120 consumo de água pelos animais, afetando, conseqüentemente, o seu desempenho  
121 zootécnico (ALVES et al., 2017).

122 Nas últimas décadas, uma maior atenção vem sendo dada ao estudo da  
123 concentração natural de elementos químicos em águas subterrâneas, a fim de  
124 elucidar suas interações dentro do aquífero, bem como estabelecer as fontes  
125 geogênicas que afetam a qualidade da água para seus diversos tipos de usos  
126 (NASEEM et al., 2014; RAMESH & ELANGO, 2012). Contudo, devido haver uma  
127 grande heterogeneidade entre as várias regiões do planeta, a elucidação dessa  
128 problemática é extremamente complexa, principalmente pela inviabilidade de adoção  
129 de modelos padronizados (LIANG et al., 2018). Deste modo, o presente trabalho teve  
130 como objetivo, avaliar a qualidade da água de poços tubulares instalados em  
131 comunidades rurais do semiárido do Rio Grande do Norte, visando o seu  
132 aproveitamento para atividades agropecuárias de subsistência.

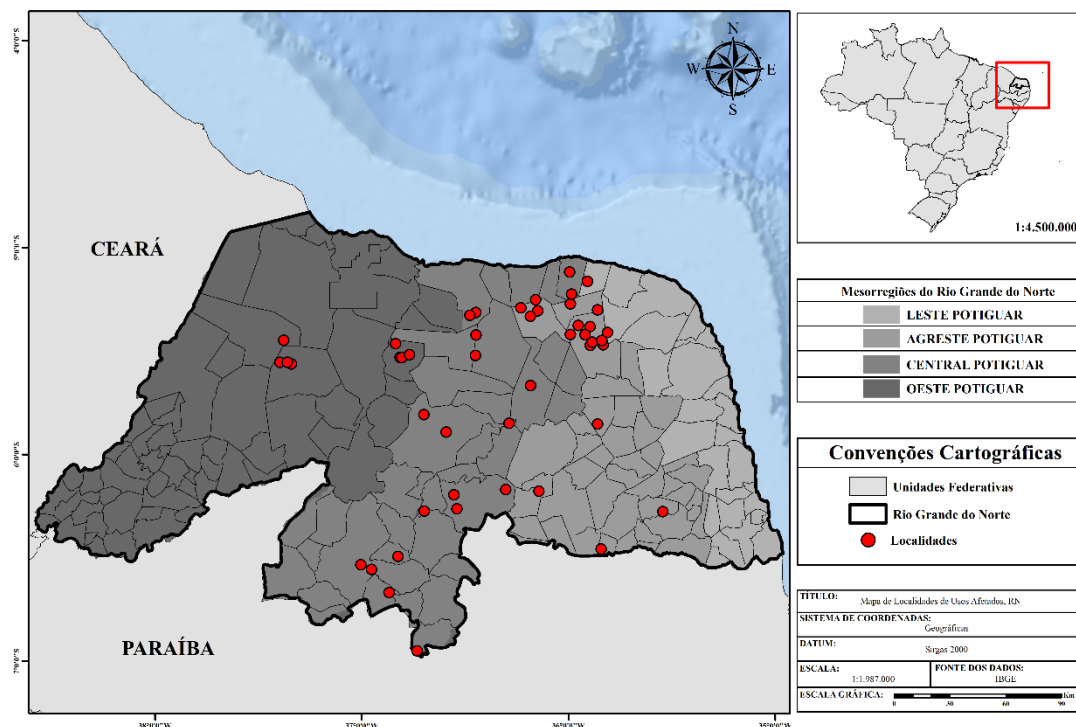
## 133 **MATERIAIS E MÉTODOS**

### 134 **Delimitação e caracterização da área de estudo**

135 A região semiárida brasileira abrange as regiões nordeste (86,5%) e sudeste  
136 (13,5%) do país. O Rio Grande do Norte (RN) é um dos estados pertencentes a esta  
137 região, tendo como limites o Oceano Atlântico (norte a leste), e os estados  
138 da Paraíba (sul) e Ceará (oeste). É dividido em 167 municípios, possuindo uma área  
139 total de 52 811,126 km<sup>2</sup>, o que equivale a 3,42% da área do Nordeste, e a 0,62% da

140 superfície do Brasil. Encontra-se subdividido em quatro mesorregiões: Oeste Potiguar  
 141 (62 municípios); Central Potiguar (37 municípios); Agreste Potiguar (43 municípios); e  
 142 Leste Potiguar (25 municípios) (IBGE, 2017). Do total de municípios, 147 estão  
 143 inseridos na porção semiárida, representando 92,97% do território (GALVÃO &  
 144 RODRIGUES, 2004).

145 Em relação às características hidrogeológicas do Estado, existem cinco  
 146 sistemas de aquíferos, classificados em porosos (Formação Barreiras e Aluvião),  
 147 cársticos (Formação Jandaíra e Açú) e fraturados (Cristalino), os quais diferem entre  
 148 si em relação à qualidade e disponibilidade hídrica (TROLEI & SILVA, 2018). Foram  
 149 obtidas informações de 47 poços tubulares, perfurados em 24 municípios do RN,  
 150 distribuídos nas seguintes Mesorregiões: Central Potiguar (n=12), Agreste Potiguar  
 151 (n= 6), Oeste Potiguar (n=5) e Leste Potiguar (n=1) (Figura 1). Os poços foram  
 152 previamente agrupados segundo os seus aquíferos de abrangência, mediante as  
 153 informações hidrogeológicas.



154 **Figura 1.** Mapa com as localidades amostradas, e suas respectivas mesorregiões  
 155 geográficas, Rio Grande do Norte.

156 As informações relativas à qualidade da água subterrânea foram cedidas pela  
157 Secretaria do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte  
158 (SEMARH/RN), da base de dados do Programa do Programa Água Doce (PAD), o  
159 qual tem como objetivo, realizar a recuperação, implantação e manutenção de  
160 sistemas de dessalinização em comunidades rurais da região semiárida do país.  
161 Todos os laudos utilizados foram referentes a amostragens realizadas no início da  
162 instalação dos sistemas de dessalinização, entre os anos de 2014 e 2018.

163 Os laudos da qualidade físico-química da água subterrânea incluíram a aferição  
164 dos parâmetros: cloreto, ferro, potássio, sódio, magnésio e cálcio sulfato, bicarbonato,  
165 carbonato, sílica, compostos nitrogenados, dureza, alcalinidade, sólidos totais (ST),  
166 sólidos totais dissolvidos (STD), sólidos suspensos (SS), condutividade elétrica (CE),  
167 pH, turbidez e temperatura. Análises de elementos traços, como Al, Sb, As, Ba, Cd,  
168 Pb, Cu, Cr, Sr, Mn, Hg, Ni, Se, Ur e Zn, também foram empregadas para a avaliação  
169 da água subterrânea. Todas as análises foram realizadas pela Empresa de Pesquisa  
170 Agropecuária do Rio Grande do Norte (EMPARN), com base nos critérios analíticos  
171 descritos pelo *Standard Methods* (APHA, 2012).

## 172 **Análise de dados**

173 A análise dos dados foi de tipo descritivo e inferencial. A comparação de  
174 parâmetros físico-químicos entre os aquíferos foi realizada pelo teste de Kruskal-  
175 Wallis, sendo posteriormente aplicada uma comparação entre pares, através do teste  
176 de Games Howell (MCKIGHT & NAJAB, 2010; GAMES & HOWELL, 1976). A  
177 variabilidade da composição físico-química das amostras de água foi realizada pela  
178 Análise dos Componentes Principais (PCA) (VARELLA, 2008). A adequação do  
179 conjunto de dados foi definida pela matriz de Inter correlação de Pearson, teste de  
180 Kaise-Meyer-Olkin ( $> 0,6$ ) e teste de esfericidade de Barlett ( $p < 0,05$ ) (FIGUEIREDO

181 FILHO & SILVA JUNIOR, 2009; HALLIN, 2006; HILL, 2011) A relação dos íons  
182 dominantes foi expressa através do Diagrama de Piper (PIPER, 1944). A qualidade  
183 dos dados foi verificada pela somatória de cátions e ânions, por regressão linear  
184 simples.

185 A classificação da água para irrigação, considerando os riscos de sodificação e  
186 salinização do solo, foi determinada pela Razão da Adsorção do Sódio (RAS) e pela  
187 CE da água, segundo a metodologia descrita por Richards (1954). A análise dos  
188 índices RAS sobre rendimento das culturas, e da toxicidade do sódio sobre as plantas  
189 (dano foliar), foi realizada de acordo com a classificação proposta por Pearson (1960)  
190 e Mass (1990), respectivamente.

191 Os valores individuais de cada variável foram comparados com limiares descritos  
192 em instruções normativas, assim como em bibliografias de referência. Para a  
193 avaliação dos parâmetros de qualidade de água, tendo em vista os usos de  
194 dessedentação animal e irrigação, empregou-se a Resolução CONAMA 396/2008,  
195 devido esta norma dispor sobre as diretrizes ambientais para o enquadramento das  
196 águas subterrâneas. Quanto às normas internacionais, foram empregadas as  
197 disposições utilizadas nos seguintes países: Nova Zelândia/Austrália (ANZECC,  
198 2000), Canadá (CCME, 1993) e África do Sul (DWAF, 1996), bem como documentos  
199 gerados por organizações internacionais, como a Organização das Nações Unidas  
200 para a Alimentação e a Agricultura (FAO) (AYERS & WESTCOT, 1985).  
201 Posteriormente, os resultados foram georreferenciados, a fim de descrever os perigos  
202 atrelados aos usos de dessedentação animal e irrigação, por área de influência.

203 Para a análise da qualidade da água e processamento estatístico dos dados fora  
204 empregados os softwares Qualigraf (Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos  
205 Hídricos) e SPSS (Versão 26), respectivamente. O georreferenciamento espacial dos  
206 tipos de usos afetados foi realizado utilizando o software ArcGIS (Versão 10.3).

## 207 **RESULTADOS**

### 208 **Caracterização físico-química da água subterrânea**

209 As amostras de água subterrânea foram agrupadas segundo os sistemas de  
210 aquíferos pertencentes, já que a formação geológica influencia diretamente sobre a  
211 qualidade de tal recurso. A maior parte dos poços estavam alocados na região dos  
212 aquíferos Formação Jandaíra (n=20) e Cristalino (n=17), e uma menor parte, nos  
213 aquíferos Formação Barreiras (n=6) e Formação Açú (n=4). A análise de regressão  
214 linear, para a soma total de ânions e cátions, demonstrou uma alta relação entre estes  
215 componentes, ( $R^2=0,96$ ) validando a qualidade da informação utilizada.

216 Os quatro sistemas de aquíferos apresentam variações da características físico-  
217 químicas da qualidade da água (Tabelas 1 e 2). Diferenças significativas ( $p<0,05$ )  
218 foram encontradas para os parâmetros alcalinidade total, alcalinidade do bicarbonato,  
219 bicarbonato, sódio e potássio (Tabela 1). Os dois primeiros parâmetros diferiram  
220 estatisticamente entre os aquíferos Formação Açú e Cristalino e também, entre o  
221 Formação Açú e Jandaíra. Já as concentrações de bicarbonato foram diferentes entre  
222 os aquíferos Formação Açú e Jandaíra. O elemento sódio apresentou valores médios  
223 mais elevados no Cristalino, chegando a ultrapassar, em duas vezes, os valores  
224 médios encontrados nos poços do aquífero Formação Barreiras. As concentrações  
225 médias de potássio foram mais elevadas no aquífero Formação Açú, inversamente  
226 aos poços do Formação Jandaíra.

227 Para elementos traços, manganês, urânio e bário também mostraram  
228 diferenças significativas entre os aquíferos (Tabela 2). Valores máximos do manganês  
229 foram observados no aquífero Cristalino, apresentando diferenças em relação aos  
230 poços do Formação Açú. Valores máximos de urânio também foram observados nas  
231 águas do Cristalino, diferindo estatisticamente dos demais sistemas hidrogeológicos.  
232 O elemento bário apresentou valores médios mais elevados nas águas do Formação

- 233 Açú, ultrapassando em cerca de 15 vezes, as concentrações médias encontradas nos
- 234 poços do Jandaíra.

235 **Tabela 1.** Parâmetros físico-químicos da água de poços tubulares (n=47) perfurados em diferentes sistemas de aquíferos, Rio Grande do Norte.

Parâmetros Físico-químicos	Aquíferos												Valor P
	Cristalino (n=17)			Formação Açu (n=4)			Formação Barreiras (n=6)			Formação Jandaíra (n=20)			
	Média	Mínimo	Máximo	Média	Mínimo	Máximo	Média	Mínimo	Máximo	Média	Mínimo	Máximo	
Temperatura (°C)	25,06	24,00	26,00	24,50	24,00	25,00	25,00	24,00	26,00	25,05	24,00	26,00	N.S.
Turbidez (UT)	1,07	<LD	3,00	0,55	<LD	1,00	0,62	<LD	1,00	1,55	<LD	3,00	N.S.
pH	7,64	6,50	8,60	6,83	5,90	7,40	7,60	7,00	8,20	7,55	7,20	8,10	N.S.
CE (mS/cm)	4385,00	1322,00	14809,00	2452,75	980,00	5210,00	2472,93	1119,00	6475,00	2848,39	968,00	8371,00	N.S.
ST (mg/L)	3078,59	796,30	12478,80	1529,70	627,20	3339,60	1780,12	716,20	5231,00	1765,02	650,56	6846,00	N.S.
STD (mg/L)	3067,70	793,20	12478,80	1586,7	627,20	3337,60	1740,54	716,20	5029,50	1759,62	648,56	6846,00	N.S.
SS (mg/L)	11,00	<LD	137,00	0,50	<LD	2,00	39,58	<LD	201,50	5,40	<LD	41,0	N.S.
Alc. total (mg/L)	232,80	70,0	482,40	64,58	12,04	113,00	168,32	104,00	303,29	190,90	60,00	368,69	0,01
Alc. hidróxido (mg/L)	0,59	<LD	10,00	-	<LD	-	-	<LD	-	-	<LD	-	N.S.
Alc. carbonato (mg/L)	20,00	<LD	64,00	5,00	<LD	20,00	8,33	<LD	40,00	6,50	<LD	65,00	N.S.
Alc. bicarbonato (mg/L)	209,79	70,00	482,36	59,58	12,04	95,26	159,99	94,00	303,29	184,40	60,00	368,69	0,02
Dureza (mg/L)	1157,20	67,00	5158,44	638,33	100,25	1580,00	704,87	230,00	2333,58	562,89	82,00	2627,86	N.S.
N. amoniacal	0,31	<LD	1,90	0,56	0,32	0,80	0,30	0,07	1,03	0,14	<LD	0,23	N.S.
Nitrito (mg/L)	-	0,02	-	0,01	<LD	0,03	-	<LD	0,01	0,01	<LD	0,10	N.S.
Nitrato (mg/L)	5,89	0,21	13,80	13,24	6,88	23,82	11,35	4,89	31,77	8,82	0,72	12,80	N.S.
Cálcio (mg/L)	196,29	44,78	823,70	83,94	6,20	231,00	121,07	10,80	444,63	118,92	31,70	357,42	N.S.
Sódio (mg/L)	493,16	80,10	1586,77	317,37	138,88	807,00	240,19	47,74	600,00	276,88	51,0	800,00	0,00
Magnésio (mg/L)	174,78	17,22	753,21	102,79	18,00	240,90	90,95	37,00	297,06	95,74	18,00	421,45	N.S.
Potássio (mg/L)	16,66	5,60	21,85	35,12	5,10	86,90	18,04	5,31	51,85	12,35	2,58	70,00	0,01
Ferro (mg/L)	0,19	0,03	0,89	0,17	<LD	0,36	0,30	0,04	0,81	0,18	0,01	0,84	N.S.
Carbonato (mg/L)	11,16	<LD	38,40	2,50	<LD	10,00	5,33	<LD	32,00	4,07	<LD	38,50	N.S.
Bicarbonato(mg/L)	267,28	76,90	588,52	77,28	14,69	137,90	186,05	126,90	370,04	281,77	145,70	449,85	0,01
Sulfato (mg/L)	302,94	20,25	2976,48	65,53	4,03	200,70	61,11	10,00	130,00	104,32	21,50	614,94	N.S.
Cloreto (mg/L)	1542,26	300,00	5412,15	884,10	275,10	2201,00	716,23	251,00	2252,90	778,21	127,50	2451,68	N.S.

236 LD = limite de detecção; N.S. = Não significativo (&gt;0,05)

237  
238**Tabela 2.** Concentração de elementos traços na água de poços tubulares (n=47) perfurados em diferentes sistemas de aquíferos, Rio Grande do Norte.

Elementos traços (mg/L)	Aquíferos												Valor P
	Cristalino (n=20)			Formação Açú (n=4)			Formação Barreiras (n=6)			Formação Jandaíra (n=17)			
	Média	Mínimo	Máximo	Média	Mínimo	Máximo	Média	Mínimo	Máximo	Média	Mínimo	Máximo	
<b>Alumínio</b>	0,141	<LD	0,674	0,046	<LD	0,104	0,056	<LD	0,110	0,147	<LD	0,590	N.S.
<b>Antimônio</b>	-	<LD	-	-	<LD	-	-	<LD	-	-	<LD	-	N.S.
<b>Arsênio</b>	-	<LD	-	-	<LD	-	-	<LD	-	-	<LD	-	N.S.
<b>Bário</b>	0,257	0,069	1,135	1,521	0,195	3,584	0,489	0,071	2,165	0,104	<LD	0,370	0,001
<b>Cadmio</b>	-	<LD	-	-	<LD	-	-	<LD	-	-	<LD	-	N.S.
<b>Chumbo</b>	0,001	<LD	0,013	-	<LD	-	-	<LD	-	-	<LD	-	N.S.
<b>Cobre</b>	0,020	<LD	0,131	0,002	<LD	0,006	0,003	<LD	0,008	0,004	<LD	0,020	N.S.
<b>Cromo</b>	-	<LD	-	-	<LD	-	-	<LD	-	-	<LD	-	N.S.
<b>Estrôncio</b>	1,781	<LD	7,921	0,365	0,225	0,503	1,050	<LD	2,308	1,407	<LD	9,891	N.S.
<b>Manganês</b>	0,243	<LD	2,006	-	<LD	0,001	0,015	<LD	0,057	0,018	<LD	0,080	0,001
<b>Mercúrio</b>	-	<LD	-	-	<LD	-	-	<LD	-	-	<LD	-	N.S.
<b>Níquel</b>	-	<LD	-	-	<LD	-	-	<LD	-	-	<LD	-	N.S.
<b>Urânio</b>	0,012	<LD	0,046	0,001	<LD	0,002	0,001	<LD	0,003	0,001	<LD	0,012	0,018
<b>Zinco</b>	0,235	<LD	1,300	0,055	<LD	0,221	0,697	<LD	3,669	0,105	<LD	0,353	N.S.

239

LD = limite de detecção; N.S. = Não significativo (&gt;0,05)

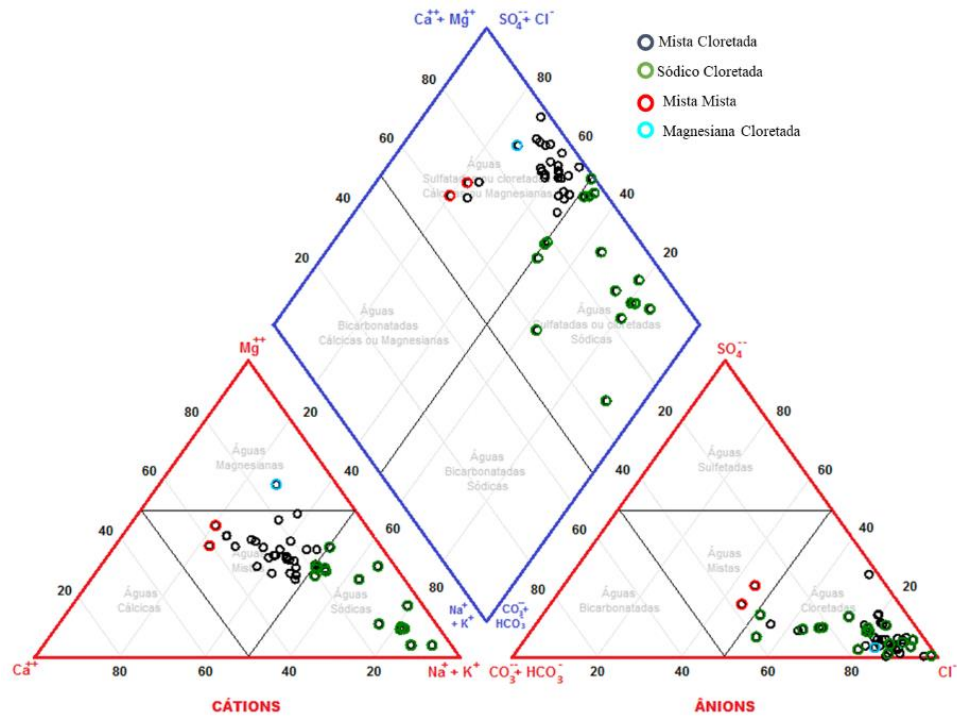
240 As distintas variáveis foram analisadas pela análise de PCA, com o intuito de  
 241 compreender as características gerais do recurso hídrico, considerando a relação  
 242 dentre os parâmetros aferidos. A redução dimensional resultou na conformação de 7  
 243 componentes principais, os quais descreveram 69,1% da variância total hidroquímica  
 244 observada (Tabela 3).

245 **Tabela 3.** Análise de componentes principais (PCA) das características  
 246 físico-químicas da água de 47 poços tubulares, Rio Grande do Norte.

Variáveis	Fatores							Comunalidades
	PC1	PC2	PC 3	PC 4	PC 5	PC 6	PC 7	
Temperatura	-	-	-	-	-	-	-	0,742
Cor	-	-	-	0,701	-	-	-	0,656
Turbidez	-	-	-	-	-	0,868	-	0,876
Ph	-	0,556	-0,501	-	-	-	-	0,71
CE	0,915	-	-	-	-	-	-	0,96
ST	0,948	-	-	-	-	-	-	0,977
STD	0,949	-	-	-	-	-	-	0,976
SS	-	0,382	0,615	-	-	-	-	0,637
Alc. Total	-	0,905	-	-	-	-	-	0,941
Alc. do hidróxido	-	-	-	-	-	0,474	-	0,342
Alc.do Carbonato	-	-	-	0,939	-	-	-	0,954
Alc. do Bicarbonato	-	0,9	-	-	-	-	-	0,936
Dureza	0,961	-	-	-	-	-	-	0,97
N amoniacal	-	-	-	0,334	-	-	0,549	0,76
Nitrito	-	0,325	-	-	-	-	-	0,765
Nitrato	-	-	0,765	-	-	-	-	0,782
Calcio	0,957	-	-	-	-	-	-	0,962
Sódio	-	-	-	-	-	-	-	0,583
Magnésio	0,939	-	-	-	-	-	-	0,937
Potássio	-	-	0,725	-	-	-	-	0,731
Ferro	-	-	-	-	-	-	-	0,703
Carbonato	-	-	-	0,933	-	-	-	0,951
Bicarbonato	-	0,834	-	-	-	-	-	0,864
Sulfato	0,722	-	-	-	-	-	-	0,745
Cloreto	0,981	-	-	-	-	-	-	0,974
Alumínio	-	-	-	-	-	-	0,829	0,749
Bário	-	-	0,815	-	-	-	-	0,847
Chumbo	0,42	-	-	-	0,827	-	-	0,882
Cobre	-	-	-	-	0,887	-	-	0,816
Estrôncio	-	-	-	-	0,313	0,423	0,33	0,654
Manganês	-	-	-	-	-	-	-	0,8
Urânio	-	0,476	-	-	-	-	0,513	0,77
Zinco	-	-	-	-	0,59	-	-	0,483
<b>Autovalor</b>	8,389	3,558	2,94	2,809	2,329	1,748	1,719	
<b>Variância explicada</b>	24,674	10,46	8,646	8,262	6,851	5,141	5,057	
<b>Variância acumulada</b>	24,674	35,14	43,78	52,05	58,9	64,04	69,1	

247 O primeiro componente (PC1) representou 24,674 % da variância total, com  
248 forte correlação com a condutividade elétrica (CE) (0,915), ST (0,948), STD (0,949),  
249 dureza total (0,961), cálcio (0,957), magnésio (0,939) e cloreto (0,981), todos com  
250 altas correlações e autovalores superiores a 0,9, explicando parte da variação  
251 total dos dados. Já os componentes de 2 a 4 (PC2 a PC4) representaram 27,372 %  
252 da variância total observada, com maior representatividade a alcalinidade total  
253 (0,905), alcalinidade de bicarbonatos (0,900), alcalinidade de carbonatos (0,939),  
254 bicarbonato (0,834), carbonatos (0,933) e bário (0,815). Os últimos três componentes  
255 (PC5, PC6 e PC7) apresentaram relação com alguns elementos traços (chumbo,  
256 cobre e alumínio) e turbidez, não sendo influenciados pelos demais parâmetros físico-  
257 químicos descritos.

258 A classificação dos tipos de água, através do diagrama de Piper, demonstrou  
259 que mais da metade dos poços (56%) apresentaram águas do tipo mista cloretada,  
260 seguido de águas do tipo sódico cloretada (38%), mista (4%) e magnésiana cloretada  
261 (2%) (Figura 2). Um percentual de 60% das amostras apresentou uma distribuição  
262 mista de cátions (sódio, magnésio e potássio), seguida de uma prevalência de sódio  
263 (38%) e magnésio (2%) no restante das amostras. Em relação aos ânions, cloreto  
264 prevaleceu em 96% das amostras, sendo que em apenas 4% dos poços houve uma  
265 distribuição mista de íons (cloreto, sulfato e carbonatos).



266  
267

**Figura 2.** Diagrama de Piper para águas de 47 poços tubulares, Rio Grande do Norte.

## 268 Avaliação da qualidade da água para atividades produtivas

269 A interpretação dos resultados foi realizada com base em um apanhado de  
270 documentos, que recomendam e regulamentam a qualidade da água para seu uso  
271 nas distintas atividades produtivas. Em relação ao uso de dessedentação animal, os  
272 parâmetros de qualidade de água avaliados para tal finalidade, bem como suas  
273 concentrações limites, podem ser observadas na Tabela 4. Os valores individuais de  
274 cada variável foram comparados com limiares descritos em normativas nacionais  
275 (CONAMA, 2008) e internacionais (CCME, 1993; DWAF, 1996; ANZECC, 2000),  
276 assim como em bibliografias de referência (AYERS & WESTCOT, 1985).

277  
278**Tabela 4.** Parâmetros de qualidade de água e concentrações limites recomendados para dessedentação animal.

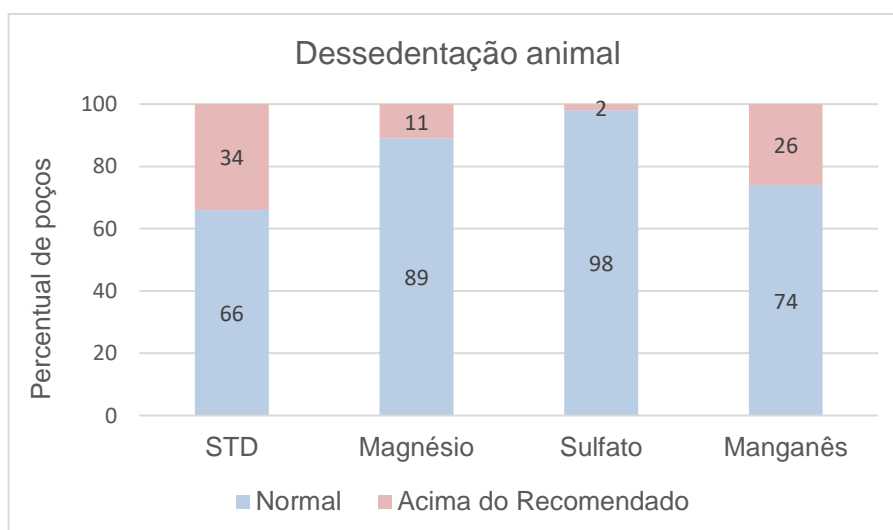
Parâmetros	Dessedentação Animal		
	Brasil*	Outros países*	FAO*
CE (mS/cm)	-	-	5.000 - aves; 8.000 - bovinos, ovinos, caprinos e suínos.
STD (mg/L)	-	2.000 - aves (AU/NZ; ZA); 4.000 - ovelhas, cavalos, porcos e gado de corte (AU/NZ; ZA)	3.000 - aves; 7.000 - bovinos, ovinos, caprinos e suínos.
Nitrito (mg/L)	10	30 (AU/NZ;ZA) 10 (CA)	10
Nitrato (mg/L)	90	400 (AU/NZ); 100 (CA); 100 - 400 (ZA)	90
Cálcio (mg/L)	-	1000 (CA; ZA)	-
Magnésio (mg/L)	-	1000 (ZA); 600 (AU/NZ)	250 – aves, suínos, cavalos, vacas lactantes e caprinos jovens; 400 – bovinos; 500 – caprinos e ovinos adultos.
Ferro (mg/L)	-	10 (ZA)	-
Sulfato (mg/L)	1000	>1000 (CA)	-
Alumínio (mg/L)	5,0	5,0 (AU/NZ; CA; ZA)	5,0
Arsênio (mg/L)	0,2	0,5 (CA; AU/NZ); >1,0 (ZA)	0,2
Boro (mg/L)	5	5 (CA; ZA)	5
Cádmio (mg/L)	0,05	0,01 (AU/NZ; ZA); 0,08 (CA)	0,05
Chumbo (mg/L)	0,1	0,1 (AU/NZ; CA; ZA)	0,1
Cobalto (mg/L)	1	1 (AU/NZ; CA; ZA)	1
Cobre (mg/L)	0,5	0,5 – 5,0 (AU/NZ; CA; ZA)	0,5
Cromo total (mg/L)	1	1 (AU/NZ; CA)	1
Fluoreto(mg/L)	2	2 (AU/NZ; CA; ZA)	2
Manganês (mg/L)	0,05	10 (ZA)	0,05
Mercurio(mg/L)	0,01	0,03 (CA); 0,02 (AU/NZ); 0,01 (ZA)	0,01
Molibidênio (mg/L)	0,15	0,01 (ZA); 0,15 (AU/NZ); 0,5 (CA)	-
Níquel (mg/L)	1,0	1,0 (CA; AU/NZ; ZA)	-
Selênio (mg/L)	0,05	0,05 (CA; AU/NZ; ZA)	0,05
Urânio (mg/L)	0,2	0,2 (AU/NZ; CA)	-
Vanádio (mg/L)	0,1	0,1 (AU/NZ; CA); 1 (ZA)	0,1
Zinco (mg/L)	24	50 (CA); 20 (AU/NZ; ZA)	24

279  
280  
281  
282

\*Literatura empregada: Brasil (CONAMA, 2008); África do Sul/ZA (DWAf, 1996); Austrália/AU e Nova Zelândia/NZ (ANZECC, 2000); Canadá/CA (CCME, 1993); FAO (AYERS & WESTCOT, 1985).

283 Variados parâmetros físico-químicos influenciam na qualidade da água voltada  
284 ao uso de dessedentação. No entanto, dentre estes, a concentração de sais na água  
285 (STD/CE), além de íons e compostos específicos, como o magnésio, sulfato, nitrito e  
286 nitrato são de grande importância, quando se leva em consideração a saúde dos  
287 animais, já que estes encontram-se relacionados a alterações fisiológicas, como  
288 desidratação, intoxicação e distúrbios gastrointestinais (ALKIRE, 2008; SCHLINK et  
289 al.,2010; SAHOO et al., 2016). Conforme a Tabela 4, a instrução normativa brasileira  
290 avaliada carece de valores de referência para parâmetros como CE, STD, cálcio,  
291 magnésio e ferro. Deste modo, os valores mais restritivos, internacionalmente  
292 estabelecidos, foram empregados para avaliação da qualidade da água.

293 Dentre os parâmetros de qualidade de água avaliados, STD, magnésio, sulfato  
294 e manganês apresentaram concentrações acima dos valores máximos recomendados  
295 para a produção de animais (Figura 3). O primeiro parâmetro é utilizado para  
296 interpretar a carga total de material orgânico e inorgânico presente em amostras de  
297 água (APHA, 2012).



298 **Figura 3.** Percentual de poços com parâmetros de qualidade de água  
299 acima dos valores recomendados para águas de dessedentação  
300 animal.

301 No presente trabalho, 34% dos poços apresentaram concentrações de STD  
302 superiores a 2.000 mg/L, ultrapassando em mais de 6 vezes (12.478 mg/L), os valores  
303 máximos permitidos (VMP) estabelecidos pela Austrália/Nova Zelândia e África do  
304 Sul, voltadas à dessedentação de organismos menos tolerantes a sais, como as aves  
305 (Tabela 4). No entanto, para a dessedentação de ovelhas, cavalos, porcos e gado de  
306 corte, um percentual menor de poços (4,5%) apresentou concentrações superiores a  
307 4.000 mg/L, limite estabelecido pelos países acima citados (Tabela 4). Já a FAO  
308 estabelece valores menos restritivos para este mesmo parâmetro (Tabela 4). Devido  
309 à concentração de sais na água estar relacionada com alterações do desempenho  
310 zootécnico de variadas espécies, salienta-se a necessidade de tal parâmetro ser  
311 contemplado em instruções normativas que avaliem a qualidade de água para uso  
312 animal.

313 Alguns íons, como magnésio e sulfato, estão relacionados com distúrbios  
314 gastrointestinais, sendo que concentrações acima de 250 mg/L e 1.000 mg/L,  
315 respectivamente, já podem ser consideradas prejudiciais (Tabela 4). Levando em  
316 consideração esses limites, um pequeno percentual de localidades apresentou poços  
317 com magnésio (11%) e sulfato (2%) a níveis prejudiciais à saúde animal. Tanto para  
318 magnésio (753,21 mg/L), como para sulfato (2.976,48 mg/L), os valores máximos  
319 encontrados chegaram a ultrapassar, em até 3 vezes, os valores limites para  
320 dessedentação animal (Tabela 1). De acordo com a tabela 4, somente a FAO  
321 estabeleceu limites de restrição de uso para magnésio, levando em consideração as  
322 diferentes espécies de animais. Entre as instruções normativas internacionais  
323 avaliadas, a África do Sul foi o país que apresentou os limites menos restritivos de uso  
324 (1.000 mg/L). Já para sulfato, os mesmos VMP foram empegados por Canadá e Brasil.

325 Para elementos traços, apenas o manganês (>0,05 mg/L) excedeu os valores  
326 recomendados em 26% das localidades, sendo que os demais elementos (Al, As, Cd,

327 Hg, Cu, Cr, Ni, Se, Ur e Zn) permaneceram dentro dos padrões de normalidade. No  
 328 entanto, a África do Sul estabelece limites muitos superiores (10 mg/L) para  
 329 manganês, quando comparados aos limites estabelecidos pela FAO e Brasil.  
 330 Verificou-se que antimônio, estrôncio e bário não possuem valores recomendados  
 331 pela literatura analisada, de modo que suas concentrações não podem ser  
 332 interpretadas, quanto aos riscos provocados à saúde animal.

333 Além do uso de dessedentação animal, a água subterrânea dos poços do  
 334 semiárido brasileiro é frequentemente empregada para fins de irrigação. A Tabela 5  
 335 apresenta os parâmetros mais utilizados para avaliação da qualidade de águas de  
 336 irrigação, e seus limites de restrições de uso, conforme as instruções normativas e a  
 337 literatura empregadas no presente trabalho.

338 **Tabela 5.** Parâmetros de qualidade de água e concentrações limites  
 339 recomendados para águas de irrigação.

Parâmetros	Irrigação		
	Brasil*	Outros países*	FAO*
pH	-	-	6,5 - 8,5 (adequado)
CE (mS/cm)	-	-	> 3.000 (adequado) 3.000 – 7.000 (moderado) > 7.000 (severo)
STD (mg/L)	-	-	> 450 (adequado) 450 – 2000 (moderado) > 2000 (severo)
Sódio (mg/L)	-	< 115 - lesão a plantas sensíveis; 115 - 230 - lesão a plantas moderadamente sensíveis; 230 - 460 - lesão a plantas moderadamente tolerantes; > 460 - lesão a plantas tolerantes (AU/NZ) (Mass,1990).	Irrigação de superfície > 68 (adequado) 68 - 206 (moderado) > 206 (severo) Irrigação de aspersão < 68 (adequado) >68 (moderado)
Cloreto (mg/L)	100-700	< 175 - lesão a plantas sensíveis; 175 - 350 - lesão a plantas moderadamente sensíveis; 350 - 700 - lesão a plantas moderadamente tolerantes >700 - lesão a plantas tolerantes (AU/NZ) (Mass, 1990).	Irrigação de superfície > 141 (adequado) 141 - 350 (moderado) > 350 (severo) Irrigação de aspersão <106 (adequado) > 106 (moderado)
Nitrito (mg/L)	1,0	-	-
Nitrato (mg/L)	-	-	> 5 (adequado) 5 - 30 (moderado) > 30 (severo)
Bicarbonato (mg/L)	-	-	< 91 (adequado) 91-518 (moderado)

			>518 (severo)
Ferro (mg/L)	5,0	0,2 - LP <sup>1</sup> ; 10 - CP <sup>2</sup> (AU/NZ)	-
Boro (mg/L)	0,5	0,5 - LP <sup>1</sup> ; > 0,5 a 15 - CP <sup>2</sup> (AU/NZ)	>0,7 (adequado) 0,7- 3,0 (moderado) <3,0 (severo)
Fluoreto (mg/L)	1,0	1,0 - LP <sup>1</sup> ; 2,0 - CP <sup>2</sup> (AU/NZ)	1,0
Alumínio (mg/L)	5,0	5,0 - LP <sup>1</sup> ; 20 - CP <sup>2</sup> (AU/NZ)	5,0
Arsênio (mg/L)	-	0,1 - LP <sup>1</sup> ; 2,0 - CP <sup>2</sup> (AU/NZ)	0,1
Berílio (mg/L)	0,1	0,1 - LP <sup>1</sup> ; 0,5 - CP <sup>2</sup> (AU/NZ)	0,1
Cádmio (mg/L)	0,01	0,01 - LP <sup>1</sup> ; 0,05 - CP <sup>2</sup> (AU/NZ)	0,01
Chumbo (mg/L)	5,0	2,0 - LP <sup>1</sup> ; 5,0 - CP <sup>2</sup> (AU/NZ)	5,0
Cobalto (mg/L)	0,05	0,05 - LP <sup>1</sup> ; 0,1 - CP <sup>2</sup> (AU/NZ)	0,05
Cobre (mg/L)	0,2	0,2 - LP <sup>1</sup> ; 5,0 - CP <sup>2</sup> (AU/NZ)	0,2
Cromo (mg/L)	0,1	0,1 - LP <sup>1</sup> ; 1 - CP <sup>2</sup> (AU/NZ)	0,1
Lítio (mg/L)	2,5	2,5 - LP <sup>1</sup> ; CP <sup>2</sup> (AU/NZ)	2,5
Manganês (mg/L)	0,2	0,2 - LP <sup>1</sup> ; 10 - CP <sup>2</sup> (AU/NZ)	0,2
Mercúrio (mg/L)	0,002	0,002 - LP <sup>1</sup> ; CP <sup>2</sup> (AU/NZ)	-
Molibidênio (mg/L)	0,01	0,01 - LP <sup>1</sup> ; 0,05 - CP <sup>2</sup> (AU/NZ)	0,01
Níquel (mg/L)	0,2	0,2 - LP <sup>1</sup> ; 2,0 - CP <sup>2</sup> (AU/NZ)	0,2
Selênio (mg/L)	0,02	0,02 - LP <sup>1</sup> ; 0,05 - CP <sup>2</sup> (AU/NZ)	0,02
Urânio (mg/L)	0,01	0,01 - LP <sup>1</sup> ; 0,1 - CP <sup>2</sup> (AU/NZ)	-
Vanádio (mg/L)	0,1	0,1 - LP <sup>1</sup> ; 0,5 - CP <sup>2</sup> (AU/NZ)	0,1
Zinco (mg/L)	2,0	2,0 - LP <sup>1</sup> ; 5,0 - CP <sup>2</sup> (AU/NZ)	2,0

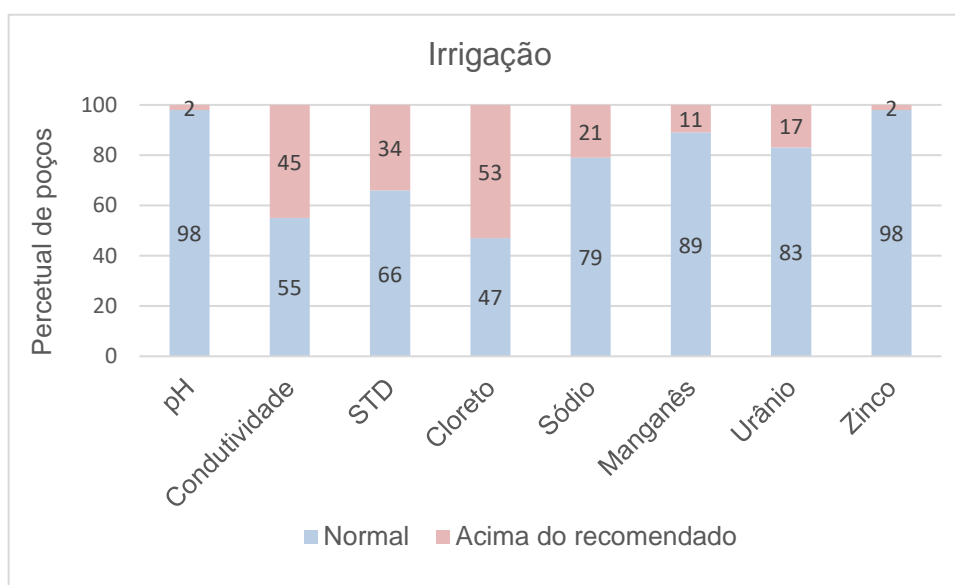
340 \*Literatura empregada: Brasil (CONAMA nº 396, 2008); Austrália/AU e Nova Zelândia/NZ  
341 (ANZECC, 2000); FAO (AYERS & WESTCOT, 1985);

342 <sup>1</sup> LP: concentração máxima (mg/L) tolerada por um longo período de tempo de irrigação (100  
343 anos);

344 <sup>2</sup> CP: concentração máxima (mg/L) tolerada por um curto período de tempo de irrigação (20  
345 anos).

346 Quando águas salobras são empregadas para irrigação, é de grande  
347 importância a determinação dos riscos de salinização/sodificação dos solos, assim  
348 como da toxicidade de determinados íons para as culturas. Os parâmetros de  
349 qualidade de água mais empregados para tais monitoramentos são a CE, e a  
350 concentração de cátions e ânions. Observa-se uma variação entre os limites  
351 estipulados pelas diferentes instruções normativas empregadas neste estudo, em  
352 função da contemplação de diferenciados estudos toxicológicos e tipos de irrigação  
353 empregada (aspersão ou superfície). De acordo com os limites de uso listados na  
354 Tabela 5, as águas dos poços avaliados apresentaram valores de pH, CE, STD,  
355 cloreto, manganês, urânio e zinco acima dos limites recomendados para culturas  
356 vegetais (Figura 4). Para pH, somente a FAO estabeleceu um intervalo de valor  
357 adequado à irrigação. No presente trabalho, 98% dos poços apresentaram valores  
358 de pH próximos à neutralidade, sendo ideais ao desenvolvimento das plantas. Quanto

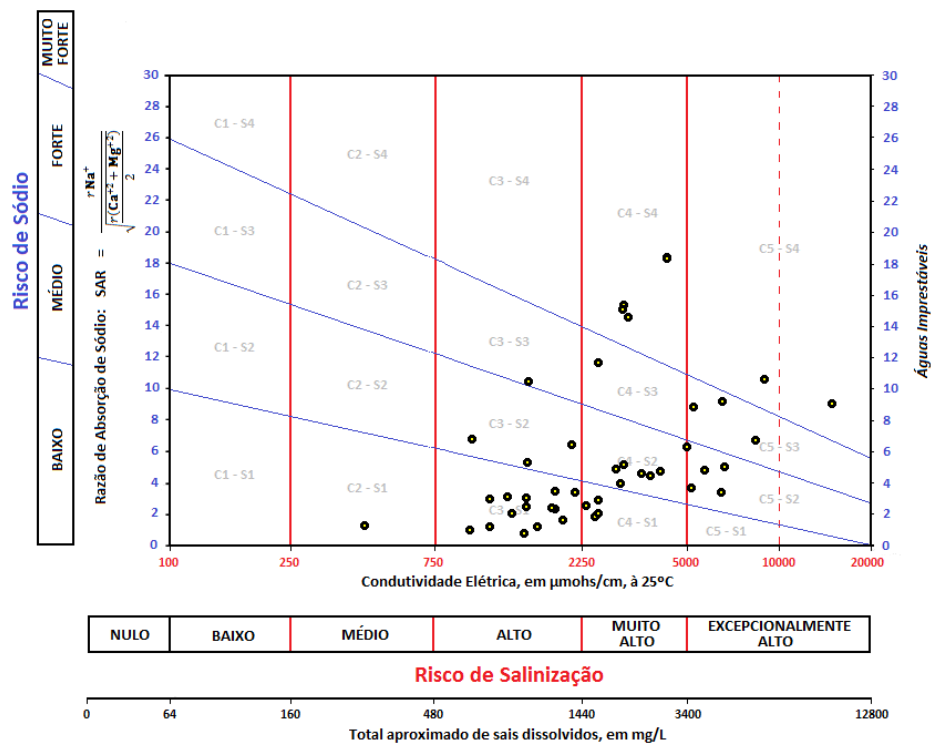
359 à concentração de sais na água, o Brasil e demais países não apresentaram limites  
 360 de referência para águas de irrigação. No entanto, a FAO indica que elevados valores  
 361 de CE (> 3.000 mS/cm) e STD (>2.000 mg/L) podem ocasionar danos severos às  
 362 culturas (Tabela 5). Considerando estas concentrações, parte dos poços avaliados  
 363 apresentaram CE (45%) e STD (34%) com valores prejudiciais às plantas. Dentre os  
 364 ânions avaliados, o cloreto foi o íon mais elevado, ultrapassando em até 54 vezes, o  
 365 limite mínimo (100 mg/L) considerado pela legislação brasileira (Tabela 5). Há um  
 366 consenso de que valores de cloreto acima de 700 mg/L, já podem ocasionar danos,  
 367 até mesmo às espécies mais tolerantes. Neste trabalho, 53% das amostras  
 368 apresentaram valores de cloreto superiores a esta concentração (Figura 4).



369 **Figura 4.** Percentual de poços com parâmetros de qualidade de água  
 370 acima dos valores recomendados para águas de irrigação.

371 Assim como o cloreto, o sódio pode interferir na qualidade do solo, bem como  
 372 no desenvolvimento das culturas, quando estas são irrigadas por águas subterrâneas  
 373 salobras (MACHADO & SERRALHEIRO, 2017). De acordo com instruções normativas  
 374 internacionais (Austrália/Nova Zelândia), valores acima de 460 mg/L ocasionam danos

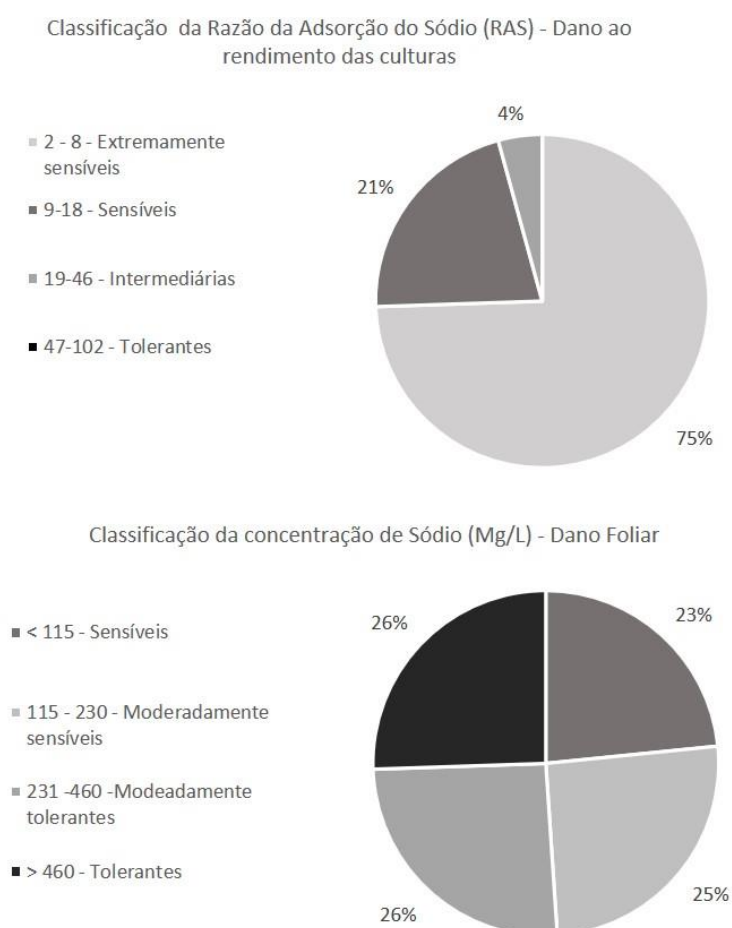
375 às plantas mais tolerantes, sendo que no presente trabalho, 21% dos poços  
 376 apresentaram concentrações de sódio acima destes valores. O risco de salinização  
 377 do solo, através do índice RAS, pode ser observado na Figura 5. As águas  
 378 subterrâneas avaliadas apresentaram riscos variando de médio (2%) a  
 379 excepcionalmente alto (19%) de salinização, com a maior frequência dos poços sendo  
 380 classificados entre os níveis alto (43%) e muito alto (36%). Já as concentrações de  
 381 sódio demonstraram águas com potencial de sodificação variando de baixo (45%) a  
 382 muito forte (14%). Níveis de risco intermediários, com classificação média (30%) e  
 383 forte (1%), foram observados no restante das amostras. Apenas de um terço dos  
 384 poços (38%) apresentou águas do tipo sódio cloretada, de modo que, o risco de  
 385 sodificação não foi elevado (forte e muito forte) para a maior parte das localidades  
 386 (Figura 2).



387  
 388

**Figura 5.** Determinação do risco de salinização do solo pela água subterrânea de 47 poços tubulares, Rio Grande do Norte (Richards, 1954).

389 A análise dos índices RAS sobre rendimento das culturas, e da toxicidade do  
390 sódio sobre as plantas (dano foliar) pode ser observada na Figura 6. Nenhuma  
391 amostra de água apresentou classificação de RAS (47-102) capaz de afetar o  
392 rendimento de espécies tolerantes, sendo, portanto, adequada ao cultivo destas. No  
393 entanto, a concentração de sódio das amostras demonstrou que 26% (>460 mg/L) dos  
394 poços possuem águas capazes de ocasionar algum grau de lesão foliar, até mesmo  
395 às espécies mais resistentes. Por outro lado, toda água subterrânea avaliada se  
396 mostrou inadequada ao rendimento de plantas mais sensíveis (RAS  $\geq 2$ ), e com níveis  
397 de sódio (> 115 mg/L) capaz de ocasionar algum grau de lesão foliar.

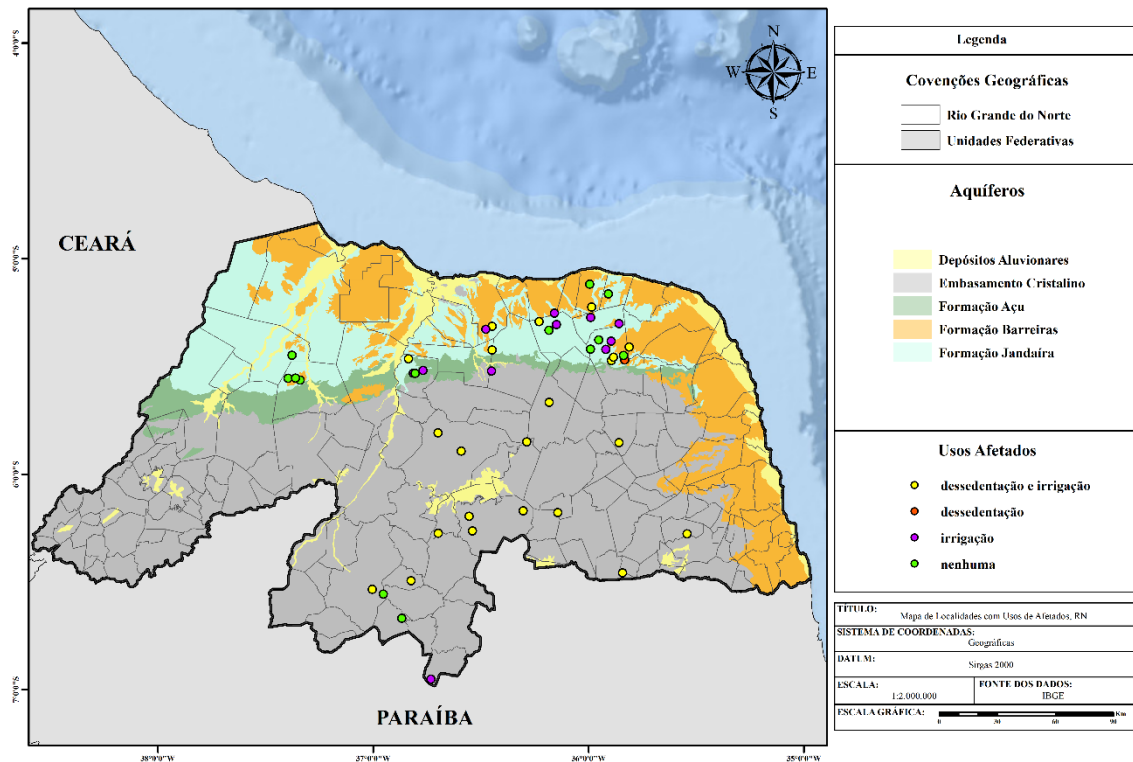


398 **Figura 6.** Classificação das águas proveniente de 47 poços tubulares,  
399 segundo capacidade de dano as culturas, utilizando os índices de Razão de  
400 Adsorção de Sódio (RAS) e concentrações de sódio (mg/L), (adaptado de  
401 Maas, 1990; Pearson, 1960).

402 Em relação aos elementos traços, manganês (11%), urânio (17%) e zinco  
403 (2%) também apresentaram concentrações elevadas para irrigação, considerando as  
404 instruções normativas nacionais e internacionais (Figura 4). No entanto,  
405 contrariamente ao Brasil, Nova Zelândia e Austrália estipularam concentrações limites  
406 considerando o tempo de irrigação, sendo que para períodos mais curtos, foram  
407 empregados limites menos restritivos. Bário e estrôncio foram analisados nas  
408 amostras de água, no entanto, a literatura empregada não relata informações de  
409 toxicidade destes elementos sobre as plantas. Os demais elementos traços  
410 permaneceram dentro dos limiares estipulados pelas normativas utilizadas neste  
411 estudo.

412 Considerando ambos os usos avaliados neste trabalho, um total de 16 dos  
413 poços (34%) apresentaram alterações na qualidade da água para algum dos  
414 elementos traço avaliados. Em relação aos outros parâmetros físico-químicos, um  
415 percentual maior de localidades (72% ou n=34) apresentou águas subterrâneas com  
416 características incompatíveis àquelas recomendadas pela literatura e instruções  
417 normativas empregadas.

418 De modo geral, apenas 28% dos poços (n=13) apresentaram parâmetros de  
419 qualidade de água dentro dos valores de aceitabilidade para ambos os usos avaliados  
420 (Figura 6). A maior parte das restrições de uso foram relacionadas à atividade de  
421 irrigação (n=33), quando comparada à dessedentação animal (n=23). Verificou-se  
422 ainda, que 88% dos poços alocados sob a região do aquífero Cristalino possuíam  
423 águas inadequadas para plantas e ou animais, enquanto aqueles sob o F. Açú (75%),  
424 F. Jandaíra (65%) e F. Barreiras (50%) apresentaram menores proporções de  
425 amostras de água com a qualidade comprometida. A Figura 7 demonstra os usos  
426 afetados por localidade, conforme a área de abrangência dos aquíferos.



427 **Figura 7.** Qualidade de água de poços tubulares para fins de irrigação e dessedentação  
 428 animal, e usos afetados, conforme a região hidrogeológica de abrangência.

## 429 DISCUSSÃO

430 Os pequenos núcleos habitacionais rurais do semiárido são altamente  
 431 dependentes dos recursos locais para a sua subsistência, sendo que aspectos da  
 432 qualidade de vida dessas populações, encontram-se atrelados à qualidade dos  
 433 recursos naturais utilizados (AMARAL et al., 2020; HOFMEISTER, 2002). Entre estes,  
 434 a água é de fato o recurso mais escasso, sendo que em muitas localidades, as águas  
 435 subterrâneas são as únicas fontes hídricas disponíveis para o desenvolvimento das  
 436 atividades produtivas.

437 No Rio Grande do Norte, os sistemas de aquíferos mais importantes, em  
 438 termos de quantidade e qualidade de produção de água, são o Formação Barreiras e  
 439 Aluviões (SILVA, 2003). Já os aquíferos Cristalino e Formação Jandaíra são  
 440 caracterizados por apresentarem as menores vazões, e também, águas subterrâneas

441 com elevadas salinidades e elementos traços (ANTAS, 2017; SILVA, 2003). Neste  
442 trabalho, verificou-se que a maior parte dos poços (59,5%) de águas salobras, sob os  
443 quais foram instalados sistemas de dessalinização, estavam localizados nos dois  
444 últimos aquíferos. Parte da variabilidade das amostras de água, indicadas pelo PC1,  
445 teve relação com a concentração total de sais, além dos íons cloreto, cálcio e  
446 magnésio, variáveis relacionadas com constituintes naturalmente transferidos do solo  
447 e rochas por processos de solubilização e ou lixiviação (AFFUM et al., 2015;  
448 CHANDIO et al., 2015; GAO et al., 2015). Silva (2003), em um estudo realizados em  
449 variados poços da região semiárida do RN, verificou que o aumento de STD era  
450 proporcional à concentração de cloreto, com cálcio e magnésio em concentrações  
451 secundárias. Estes dois últimos íons contribuem para a dureza total da água, sob a  
452 forma de dureza não temporária, ou seja, não ocasionada pelos carbonatos. Ainda de  
453 acordo com Silva (2003), foi observado que em águas subterrâneas de algumas  
454 localidades, nas regiões sul e oeste do estado do RN, o bicarbonato predominava  
455 sobre o cloreto. No presente trabalho, a PC2 teve elevada representatividade para  
456 bicarbonato, assim como da alcalinidade ocasionada por este ânion. Já no PC3, foi  
457 observado uma elevada representatividade do nitrato, potássio e bário, componentes  
458 que podem estar relacionados com fontes não geogênicas. Nas águas subterrâneas,  
459 bário (<1,0 mg/L) e nitrato normalmente apresentam-se em baixas concentrações (<  
460 9 mg/L), apesar de no presente estudo, serem observados valores superiores a estes  
461 limites (FEITOSA et al., 2008; SAVAZZI, 2008; MUELLER & HELSEL, 1996). Do  
462 mesmo modo, o potássio também é um elemento pouco abundante, devido este ser  
463 facilmente fixado pelas argilas (MUELLER & HELSEL, 1996; STEIN et al., 2012).  
464 Neves e colaboradores (2005) averiguaram que a concentração de potássio, em  
465 águas do Cristalino, raramente ultrapassa 10 mg/L. No presente trabalho, os valores  
466 médios de potássio ultrapassaram a concentração acima relatada, o que indica sua

467 incrementação por fontes exógenas. Santana e Imaña-Encinas (2009) observaram  
468 aumento significativo de potássio (3 vezes), assim como de outros nutrientes, em  
469 águas subterrâneas de regiões próximas a depósitos de lixo, em um gradiente  
470 espacial variando de 0 a 500 m, em um período de um ano.

471 A água ingerida ou absorvida pelos organismos vivos pode ser uma importante  
472 fonte de sais minerais e elementos traços. (SOLOMON et al., 1995; RAISBECK et al.,  
473 2008; OLKOWSKI, 2009). No presente trabalho foi observado que o principal perigo  
474 relacionado ao uso da água subterrânea para atividades agropecuárias, foi devido à  
475 presença dos íons magnésio, sulfato, sódio e cloretos, além dos elementos traços,  
476 como manganês, urânio e zinco. O excesso de sais, em geral, pode ocasionar  
477 disfunções fisiológicas tanto nos animais, como nas plantas. Normalmente, esses íons  
478 são eliminados fisiologicamente por diferentes mecanismos, contrariamente aos  
479 elementos traços, que são bioacumulados nos organismos. Estes elementos podem  
480 ocasionar severos danos aos organismos topo de cadeia, podendo se tornar uma  
481 problemática à saúde humana (EMBABY & REDWAN, 2019; SILVA et al., 2006).

482 No presente estudo, tanto magnésio como o sulfato, apresentaram-se em  
483 elevadas concentrações para o uso de dessedentação animal. O primeiro elemento é  
484 conhecido por gerar distúrbios gastrointestinais, sendo um dos principais íons  
485 presentes em águas naturais, relacionado com alterações fisiológicas desta natureza  
486 (WARD & MCKAGUE, 2007; SILVA, 2006; VORMANN, 2003). De acordo com  
487 Palhares e colaboradores (2016), o magnésio é mais prejudicial para a saúde animal  
488 do que o sódio e o potássio, podendo ter impacto na ocorrência de diarreias.  
489 Concentrações de 400-600 mg/L normalmente ocorrem em águas com STD  
490 superiores a 8000 mg/L, podendo afetar várias espécies de animais (FLINN, 1980;  
491 AYERS & WESTCOT, 1985). No entanto, ovinos e caprinos, espécies normalmente  
492 criadas no semiárido brasileiro, toleram concentrações mais elevadas de magnésio

493 (500 mg/L), sendo observadas concentrações superiores a este valor, somente em  
494 poços do aquífero Cristalino (AYERS & WESTCOT, 1985). De acordo com Melo e  
495 colaboradores (2017), poços da região semiárida da Paraíba apresentaram  
496 concentrações médias de magnésio variando de 116 a 278 mg/L, não afetando as  
497 espécies criadas na região. De acordo com Bavera (2011), a necessidade de ingestão  
498 diária de magnésio (11%) pela água de dessedentação é baixa, quando comparada  
499 com a necessidade de ingestão de outros íons, como cálcio (20%), sódio (35%) e  
500 enxofre (28%). Em aves, o magnésio sob a forma de sulfato (sal de Epsom) tem efeito  
501 laxativo comprovado (CURTIS et al., 2001; MACÊDO, 2007). Já o sulfato de forma  
502 isolada, quando em concentrações iguais ou superiores a 700 mg/L, também pode  
503 ocasionar problemas crônicos e agudos de saúde a várias espécies, apesar do Brasil  
504 e Canadá apresentarem VMP superiores a esta concentração (CHURCH, 1979;  
505 VALENTE-CAMPOS et al., 2014).

506       Para a produção de cultivares, o cloreto mostrou-se o principal íon com risco  
507 de ocasionar redução do crescimento e danos foliares às plantas. Esse elemento  
508 também é conhecido por acentuar a absorção do cádmio, devido ocasionar uma maior  
509 mobilidade entre solo e a raiz (CCME, 1993; GUIMARÃES et al., 2008; RODRIGUES  
510 et al., 2008). O cloreto, assim como o sódio, são íons com concentrações naturalmente  
511 elevadas nas águas subterrâneas do semiárido brasileiro (SILVA et al., 2010). Apesar  
512 da maior parte da água subterrânea analisada não apresentar risco forte de  
513 sodificação, o seu potencial de salinização foi bastante elevado, principalmente, em  
514 poços do Cristalino. De acordo com Antas (2017), em um estudo realizado em sete  
515 localidades do Oeste Potiguar, amostras da água subterrânea apresentaram risco de  
516 uso, variando de moderado a severo, considerando a salinização do solo e a sua  
517 toxicidade (cloreto e sódio) para as plantas. Oliveira e colaboradores (2017), avaliando  
518 a água de poços tubulares na mesma região, demonstraram que cerca de metade das

519 amostras apresentaram águas com alto risco salinização (Classe C<sub>3</sub>), porém, baixo  
520 de sodificação (Classe C<sub>3</sub>S<sub>1</sub>). No semiárido do Piauí e Ceará, poços alocados no  
521 embasamento cristalino, apresentaram águas com características capazes de  
522 restringir severamente (risco extremamente alto) o uso do recurso para fins de  
523 irrigação (ANDRADE JÚNIOR et al., 2006; SOUZA et al., 2016). No entanto, no  
524 semiárido brasileiro, a produção de algumas culturas, como milho e sorgo,  
525 apresentaram adequadas produtividades, mesmo quando irrigadas com águas de  
526 elevadas salinidades (OLIVEIRA et al., 2006; MORAIS NETO, 2009). Além destas,  
527 outras espécies cultiváveis que apresentam uma maior produtividade potencial,  
528 quando irrigadas com águas salobras foram: capim bermuda, girassol, cevada, trigo,  
529 algodão e beterraba (EMBRAPA, 2000). Porém, a resposta fisiológica intraespecífica  
530 dependente das características físicas do solo, sendo que solos com um menor teor  
531 de argila, são mais favoráveis à adaptação aos sais (SILVA et al., 2014).

532         Dentre os estados que pertencem ao semiárido, o RN possui a maior parte do  
533 de seu território (60%) constituído pelo embasamento cristalino, aonde afloram  
534 diversas litologias ricas em sais e elementos traços, inclusive emissores de radiações  
535 ionizantes (MARCON, 2005, MARCON 2017; DANTAS, 2009). Algum destes  
536 elementos são bioacumuláveis na cadeia trófica, e podem ocasionar intoxicações  
537 crônicas, mesmo em pequenas dosagens de exposição. Em áreas de ocorrência  
538 natural destes elementos, como na Província Pegmatítica da Borborema, o qual  
539 integra diferentes regiões do RN, o monitoramento deve ser mais criterioso,  
540 abrangendo além do ambiente, a exposição dos indivíduos das populações locais  
541 (UMBUZEIRO,2012).

542         Em relação aos elementos traços, algumas localidades apresentaram urânio  
543 elevado, e com perigo de toxicidade para as plantas. Este elemento é naturalmente  
544 encontrado em águas subterrâneas, e devido à sua alta mobilidade e solubilidade

545 (condições oxidantes), a principal via de exposição é a água (ALAM & CHENG, 2014;  
546 LIESCH et al., 2015). De acordo com a literatura, uma maior concentração deste  
547 elemento é encontrada nas raízes e sementes das plantas (WILL & SUTER, 1994;  
548 YONG & MACASKIE, 1998; RODRIGUEZ et al., 2006). No entanto, o urânio,  
549 encontrado nas águas subterrâneas e no solo (Radioisótopo 238), é menos danoso  
550 que outros elementos radioativos naturais, devido à sua absorção por tecidos e órgãos  
551 ocorrer de maneira mais lenta (ANZECC, 2000; AMKANDAWIRE, 2013; ATSDR,  
552 2013). Neves e Abreu (2010), avaliando a concentração de urânio em diferentes  
553 espécies de plantas, demonstraram que o milho (*Zea mays L*) e o feijão (*Phaseolus*  
554 *vulgaris*), espécies normalmente cultivadas no semiárido, não se revelaram  
555 acumuladoras do elemento, apresentando coeficiente de bioconcentração inferiores a  
556 1, mesmo quando em condições de água de rega e solo bastante contaminados, com  
557 concentrações variando de 68 a 258 mg kg<sup>-1</sup>. Em outro estudo, o qual avaliou a  
558 absorção de urânio pela alface (*Lactuca sativa L.*), em solos contaminados com urânio  
559 natural, foi verificado que a absorção da planta representou apenas 10% a 20% da  
560 dose diária tolerável pelo ser humano (NEVES et al., 2008). Porém, a capacidade de  
561 absorção de urânio pelas plantas é variável entre as espécies, dependendo ainda, da  
562 frequência/tempo de exposição do organismo e características do solo (EBBS et al.,  
563 1998; DUQUÈNE et al., 2006). Em solos mais alcalinos, por exemplo, o urânio é mais  
564 solúvel, podendo com mais facilidade, ser absorvidos pelas culturas (DUQUÈNE et  
565 al., 2006).

566 O zinco também se apresentou em concentrações prejudiciais às plantas, no  
567 entanto, apenas em uma localidade. Este elemento está associado a problemas de  
568 poluição ou contaminação, devido à sua propriedade de bioacumulação e  
569 biomagnificação nos ecossistemas (BEYERMANN & HARTWIG, 2008). A toxicidade  
570 para as plantas ocorre em faixas de concentrações de 0,4-6,5 mg/L, provocando

571 clorose, diminuição do tamanho das folhas e inibição da germinação das sementes  
572 (WILL & SUTER, 1994). Diferentes estudos comprovaram que estas faixas de  
573 concentração são capazes de ocasionar uma diminuição da produtividade de  
574 gramíneas utilizadas como forrageiras (*Pennisetum glaucum* e *Avena strigosa*  
575 *Schreb*), entre outras espécies cultivadas na região semiárida, como o milho (*Zea*  
576 *mays*) (LEITE et al., 2003; WOLFF et al., 2009; SILVA et al., 2010).

577 Já o manganês foi encontrado em concentrações danosas tanto para as  
578 plantas, como para os animais (CONAMA, 2008). Quando presente em concentrações  
579 acima dos limites recomendados, pode ocasionar perda de peso e anemia aos  
580 animais, além de prejudicar o desenvolvimento das folhas (clorose e necrose) e das  
581 raízes das plantas, principalmente em solos ácidos, quando a sua solubilidade é mais  
582 elevada (FOY, 1984; CREM, 1987; WILL & SUTER, 1994; HUANG et al., 2016). Em  
583 solos com características mais ácidas, como latossolos e neossolos litólicos, os quais  
584 predominam no semiárido brasileiro, pode ocorrer uma maior toxicidade deste  
585 elemento para as plantas (CUNHA et al., 2010). Além disso, o manganês faz parte de  
586 um grupo de elementos traços, os quais a planta não consegue restringir a  
587 translocação e entrada na cadeia alimentar, podendo assim, ocasionar danos a vários  
588 organismos da cadeia trófica (SILVA et al., 2007).

589 De modo geral, foi observado que a maior parte dos elementos que se  
590 encontram em elevadas concentrações, para ambos os usos avaliados, são  
591 naturalmente encontrados em águas subterrâneas do semiárido brasileiro,  
592 principalmente no aquífero Cristalino. No entanto, alguns destes parâmetros ainda não  
593 se encontram regulamentados no Brasil, apesar de existirem estudos que indiquem a  
594 sua relevância para monitoramentos, e seus efeitos prejudiciais para os organismos.  
595 Deste modo, de forma a contribuir para uma maior eficiência dos atos normativos,  
596 principalmente os que visam sobre a proteção da saúde humana e ambiental, torna-

597 se necessária à sua constante revisão e adequação, levando em consideração todas  
598 as variáveis indicadas, para o monitoramento de padrões de qualidade empregados  
599 no gerenciamento de risco.

## 600 **CONCLUSÃO**

601 Apesar das águas subterrâneas salobras da região semiárida do RN  
602 apresentarem uma grande variabilidade físico-química dos parâmetros da sua  
603 qualidade, estas fontes podem ser empregadas, com certos níveis de restrição, em  
604 atividades produtivas como agricultura e a pecuária. Uma pequena parte dos poços  
605 de águas salobras, aproximadamente um terço, apresentou água adequadas para  
606 ambos os usos avaliados. A maior parte das restrições de uso foram para a atividade  
607 de irrigação de plantas, quando comparado à dessedentação de animais. Os poços  
608 perfurados na região abrangida pelo aquífero Cristalino foram os que mais  
609 apresentaram águas com qualidade comprometida para os usos avaliados. Devido  
610 alguns elementos químicos serem naturalmente elevados nas águas subterrâneas da  
611 região, torna-se necessário um manejo adequado da água e solo, tendo em vista  
612 reduzir o impacto no ambiente e a perda de produtividade. A produção de espécies  
613 de plantas e animais mais tolerantes a sais, pode ser uma alternativa de adaptação  
614 as águas subterrâneas de pior qualidade da região. Além disso, monitoramentos mais  
615 criteriosos, envolvendo amostras biológicas da própria população, devem ser levados  
616 com consideração, dada a exposição dos indivíduos, a certos elementos traços  
617 tóxicos naturalmente encontrados na região.

## Agradecimentos

Os autores agradecem ao Programa Água Doce (PAD) e a Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte (SEMARH), pelo fornecimento dos dados empregados no presente estudo. Agradecem também, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa de pesquisa.

## REFERÊNCIAS

AFFUM, A. O.; OSAE, S. D.; NYARKO, B. J. B.; AFFUL, S.; FIANKO, J. R.; AKITI, T. T.; BARNES, F. Total coliforms, arsenic and cadmium exposure through drinking water in the Western Region of Ghana: application of multivariate statistical technique to groundwater quality. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.187, n.2, p.1, 2015.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). **Toxicological Profile for Uranium**. U.S. Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2013.

ALAM, M. S.; CHENG, T. Uranium release from sediment to groundwater: influence of water chemistry and insights into release mechanisms. **Journal of Contaminat Hydrology**, v.164, p.72–87, 2014.

ALKIRE, D. **Livestock water guidelines**. Samuel Roberts Noble Foundation, 2008.

ALVES, J. N.; ARAÚJO, G. G. L.; NETO, S. G.; VOLTOLINI, T. V.; SANTOS, R. D.; ROSA, P. R.; GUAN, L.; McALLISTER, T.; NEVES, A. L. A. Effect of increasing concentrations of total dissolved salts in drinking water on digestion, performance and water balance in heifers. **The Journal of Agricultural Science**, p.1–10, 2017.

AMARAL, K. D. S.; MACHADO, N. D. S. S.; NAVONI, J. A. Implantação de sistemas de dessalinização em comunidades rurais do semiárido do Rio Grande do Norte: percepção social da água potável e das ações voltadas a ampliar o seu acesso universal. **Revista Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 54, p. 362-378, 2020.

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. D. S. **Eficiência da osmose reversa no tratamento de água de poços salobros e salinos em comunidades e assentamentos rurais do Oeste Potiguar**. Tese (Doutorado). Programa de Pós-graduação em Manejo do Solo e da Água, Universidade Federal Rural do Semiárido. Mossoró, RN, 2017.

ANZECC, A. **Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality**. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, Canberra, p.1-103, 2000.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for examination of water and wastewater**. APHA/AWWA/WEF, 22nd ed. Washington, 2012, 1360 pp.

ARAGUES R.; TANJI; K. K. Water quality of irrigation return flows. In: **Stewart BA, Howell TA (eds) Encyclopaedia of water science**. Marcel Dekker, New York, pp 502–506, 2003.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **Water quality for agriculture**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), v. 29, 1985.

BAGLEY, C. V.; AMACHER, J. K.; POE, K. F. Analysis of water quality for livestock. **AH/Beef**, v.28, n.1, 1997.

BAIRD, C. **Heavy metals and the chemistry of soils**. Environmental Chemistry. Freeman and Company, 1995.

BAVERA, G.A. **Aguas y aguadas para el ganado**. 4. ed. Río Cuarto, Córdoba: Imberti-Bavera, 2011.

BEYERSMANN, D.; HARTWIG, A. Carcinogenic metal compounds: recent insight intomolecular and cellular mechanisms. **Archives of Toxicology**, v.82, p.493–512, 2008.

BEZERRA, N.F. Água no semi-árido nordestino. Experiências e desafios. In: **Hofmeister W (Hrsg.) Água e desenvolvimento sustentável no Semiárido**. Fortaleza, p 35–51, 2002.

BRASIL. **Lei n. 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Brasília, DF, 1997. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/CCivil\\_03/Leis/L9433.htm](http://www.planalto.gov.br/CCivil_03/Leis/L9433.htm).> Acesso em: 26 de Jun. 2018.

CANADIAN COUNCIL OF RESOURCE AND ENVIRONMENT MINISTERS (CCREM). **Canadian water quality guidelines**. Inland Water Directorate, Environment Canada, Ottawa, 1987.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT (CCME). **A proposed protocol for the derivation of water quality guidelines for the protection of agricultural water uses**. Unpub doc available from Eco-Health Branch, Environment Canada, Ottawa, Ontario, 1993.

CHANDIO, T. A.; KHAN, M. N.; SARWAR, A. Fluoride estimation and its correlation with other physicochemical parameters in drinking water of some areas of Balochistan, Pakistan. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.187, n.8, p.531, 2015.

CHURCH, D. C. Digestive physiology and nutrition of ruminants. Vol. 2. Ed. Nutrition O & B Books, Inc., 1979.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução N º 357, de 17 de março de 2005**. Brasília, DF, 2008. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=562>> Acesso em: 20 de Jun. 2018.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução nº 396 de 04 de abril de 2008**. Brasília, DF, 2008. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=562>> Acesso em: 20 de Jun. 2018.

COSTA, W. D. **Análise dos fatores que atuam no aquífero fissural – área piloto nos estados da Paraíba e Rio Grande do Norte**. Tese (Doutorado). Programa de Pós-graduação em Geociências, Universidade de São Paulo. São Paulo, SP, 1986.

COSTA, J. R. E.; SIMÕES, J. F. J. R.; CARDOSO, F. R.; ALVES, M. V. Solar wind and geomagnetic activity. **Revista Brasileira de Ensino de Física**, n.33, v.4, p. 4301-4301, 2011.

CUNHA, T. J. F.; PETRERE, V. G.; SILVA, D. J.; MENDES, A. M. S.; DE MELO, R. F.; DE OLIVEIRA NETO, M. B.; ALVAREZ, I. A. Principais solos do semiárido tropical brasileiro: caracterização, potencialidades, limitações, fertilidade e manejo. **Embrapa Semiárido-Capítulo em livro científico (ALICE)**. 2010.

CURTIS, L; HAIRSTON, J; DONALD, J; ECKMAN, M. Factores clave del agua en la producción de pollos. **Indústria Avícola**, Mt. Morris, p. 26-31, 2001.

CUSTODIO, E.; LLAMAS, M. R. **Hidrología subterránea**. Barcelona: ômega, 2º.ed., 1983, 2350p.

DAHLAWI, S.; NAEEM, A.; RENGEL, Z.; NAIDU, R. Biochar application for the remediation of salt-affected soils: Challenges and opportunities. **Science of The Total Environment**, v.625, p.320-335, 2018

DANTAS, L. C. A. **Avaliação das barragens subterrâneas no regime de um curso de água na região do semi-árido do RN**. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2009.

DEPARTMENT OF WATER AFFAIRS AND FOREST (DWAF). **South African water quality guidelines**. 2nd edn, v. 5: Agricultural use: Livestock watering. CSIR Environmental Services, Pretoria, 1996.

DISSANAYAKE, C. B.; CHANDRAJITH, R. Medical geochemistry of tropical environments. **Earth Science Reviews**, v.47, p.219-58, 1999.

DUBEY, R.S. Photosynthesis in plants under stressful conditions. **In: Handbook of photosynthesis** (Ed.: M. Pessaraki). Marcel Dekker, New York. p. 859-975, 1997.

DUQUÈNE, L.; VANDENHOVE, H.; TACK, F.; VAN DER AVOORT, E.; VAN HEES, M.; WANNINJ, J. Plant-induced changes in soil chemistry do not explain differences in uranium transfer. **Journal of Environmental Radioactivity**, v.90, p.1–14, 2006.

EBBS, S. D.; BRADY, D. J.; KOCHIAN, L. V. Role of U speciation in the uptake and the translocation of uranium by plants. **Journal of Experimental Botany** v.49, p.1183-1190, 1998.

EDMUNDS, W. M. Geochemistry's vital contribution to solving water resource problems. **Applied Geochemistry**, v.24, p.1058-1073, 2009.

EMBABY, A.; REDWAN, M. Sources and behavior of trace elements in groundwater in the South Eastern Desert, Egypt. **Environmental monitoring and assessment**, v.191, n.11, p.1-21, 2019.

FEITOSA, F. A. C.; FILHO, J. M.; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J. G. A. (Coordenadores). **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. Rio de Janeiro: CPRM - LABHID, 3 Ed, 812p, 2008.

FIGUEIREDO FILHO, D. B., & SILVA JUNIOR, J. A. Desvendando os Mistérios do Coeficiente de Correlação de Pearson (r). **Revista Política Hoje**, v.18, n.1, p.115-146, 2009.

FLINN, P. C. **Tolerance of livestock to saline drinking water in Western Victoria: results of a survey**. Department of Agriculture, 1980.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). **FAOSTAT - Food and Agriculture Database Statistics**. 2016. Disponível em: <<http://faostat.fao.org/>> Acesso em: 25 Nov, 2018.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). **Water and Cereals. in: Drylands, Rome, Italy and EarthScan**. 2008. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/012/i0372e/i0372e00.htm>> Acesso em: 18 out. 2018.

FOSTER, S.; CHILTON, J.; MOENCH, M., CARDY, F.; SCHIFFLER, M. **Groundwater in rural development: facing the challenges of supply and resource sustainability**. World Bank Technical Paper 463, World Bank, Washington, DC, 2000.

FOY, C. D. Physiological effects of hydrogen, aluminum, and manganese toxicities in acid soil. **Soil acidity and liming**, v.12, p.57-97, 1984.

GALVÃO, A. C.; RODRIGUES, R. F. Nova delimitação do semi-árido Brasileiro. **Brasília: Ministério da Integração Nacional**, 2004.

GAO, B.; JU, X.; MENG, Q.; CUI, Z.; CHRISTIE, P.; CHEN, X.; ZHANG, F. The impact of alternative cropping systems on global warming potential, grain yield and groundwater use. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.203, p.46-54, 2015.

GAMES, P. A.; HOWELL, J. F. Pairwise multiple comparison procedures with unequal n's and/or variances: a Monte Carlo study. **Journal of Educational Statistics**, v.1, n.2, p.113-125, 1976.

GHASSEMI, F.; JAKEMAN, A. J.; NIX, H. A. **Salinisation of land and water resources: human causes, extent, management and case studies**. CAB International, Wallingford, 1995.

GREEN, T.R.; TANIGUCHI, M.; KOOI, H.; GURDAK, J.J.; ALLEN, D.M.; HISCOCK, K.M.; AURELI, A. Beneath the surface of global change: impacts of climate change on groundwater. **Journal of Hydrology**. v.405, n.3, p.532–560, 2011.

GUIMARÃES, M. D. A.; SANTANA, T. A.; SILVA, E. V., ZENZEN, I. L.; LOUREIRO, M. E. Toxicidade e tolerância ao cádmio em plantas. **Revista Trópica-Ciências Agrárias e Biológicas**, v.2, p.58-68, 2008.

HALLIN, M. Bartlett test. **Encyclopedia of Environmetrics**, v. 1, 2006.

HASEGAWA, P.M.; BRESAN, R. A.; ZHU, J. K.; BOHNERT, H. J. Plant cellular and molecular responses to high salinity. **Annual review of plant biology**, v. 51, n. 1, p. 463-499, 2000.

HE, X.; LIU, Z.; QIAN, J.; ZHAO, W.; LIU, Y. Distribution of nitrate in different aquifers in the urban district of Zhanjiang, China. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v.97, p.279–285, 2016.

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

HILL, B. D. **Sequential kaiser-meyer-olkin procedure as an alternative for determining the number of factors in common-factor analysis: A monte carlo simulation**. Tese (Doutorado), Oklahoma State University, 2011.

HOFMEISTER, W. Água e desenvolvimento sustentável no semi-árido. In: **Água e desenvolvimento sustentável no semi-árido**. 2002. p. 169-169.

HOROWITZ, A.; DANTAS, H. S. Geoquímica dos elementos menores nos solos de Pernambuco. I. Manganês na Zona da Mata e no Sertão. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.1, n.1, p.383-390, 1966.

HUANG, Y. L.; YANG, S.; LONG, G. X.; ZHAO, Z. K.; LI, X. F.; GU, M. H. Manganese Toxicity in Sugarcane Plantlets Grown on Acidic Soils of Southern China. **PLoS one**, v.11, n.3, 2016.

LEITE, U.T.; AQUINO, B. F.; ROCHA, R.N.C.; SILVA, J. Níveis Críticos foliares de Boro, Cobre, Manganês e Zinco em milho. **Bioscience Journal**, v.19, n.2, p. 115-125, 2003.

LI, C.; ZHAO, T.; YING, K. Quantifying the contributions of anthropogenic and natural forcings to climate changes over arid-semiarid areas during 1946–2005. **Climatic Change**, v. 144, n.3, p.505-517, 2017.

LIANG, C. P.; CHEN, J. S.; CHIEN, Y. C.; CHEN, C. F. Spatial analysis of the risk to human health from exposure to arsenic contaminated groundwater: A kriging approach. **Science of The Total Environment**, n. 627, p.1048-1057, 2018.

LIESCH, T.; HINRICHSEN, S.; GOLDSCHIEDER, N. Uranium in groundwater — Fertilizers versus geogenic sources. **Science of The Total Environment**, v. 536, p.981–995, 2015.

LOPES, J. L. S. **Zoneamento Ambiental do município de Aquiraz - CE**. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-Graduação e Pesquisa em Geografia. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, RN, 2006, p.97.

MAAS, E.V. Crop salt tolerance. In: **TANJI K.K. (ed.), Agricultural salinity assessment and management**. ASCE Manual Reports on Engineering Practices, v.71, p.262–304, 1990.

MACÊDO, J. A. B. **Águas & águas**. Belo Horizonte: CRQ-MG. 2007, 1027p.

MARCON, A. E. **Remoção de coliformes fecais com microalgas (Chlorella) imobilizadas em matriz de Alginato de cálcio**. Tese (Doutorado). Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, RN, 2005.

MARCON, A. E.; NAVONI, J. A.; DE OLIVEIRA GALVÃO, M. F.; GARCIA, A. C. F. S.; DO AMARAL, V. S.; PETTA, R. A.; CAMPOS, T. F. A.C.; PANOSSO, A.; QUINELATO, A. L. DE MEDEIROS, S. R. B. Mutagenic potential assessment associated with human exposure to natural radioactivity. **Chemosphere**, v.167, p.36-43, 2017.

MCGREGOR, B. A. **Water quality and provision for goats**. Research Report Rural Industries Research and Development Corporation, Barton; ACT, Australia, N° 04/036, 2004.

MCKIGHT, P. E.; NAJAB, J. Kruskal-wallis test. **The corsini encyclopedia of psychology**, p.1-1, 2010.

MKANDAWIRE, M. Biogeochemical behaviour and bioremediation of uranium in waters of abandoned mines. **Environmental Science and Pollution Research**, v.20, n.11, p.7740–7767, 2013.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Programa Água Doce: Documento Base**. 2012, 321 p.

MONTENEGRO, A. A. A.; MONTENEGRO, S. M. G. L. Olhares sobre as políticas públicas de recursos hídricos para o semiárido. In: **GHEYI, H. R.; PAZ, V. P. DA S.; MEDEIROS, S. S.; et al. (editores)**. Recursos hídricos em regiões semiáridas. Campina

Grande, PB: Instituto Nacional do Semiárido, Cruz das Almas, BA: Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, 2012.

MORAIS NETO, L. B. **Avaliação temporal do acúmulo de fitomassa e trocas gasosas do capim-canarana em função da salinidade da água de irrigação.** Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, CE, 2009.

MUELLER, D. K.; HELSEL, D. R.; KIDD, M. A. **Nutrients in the nation's waters: too much of a good thing?** Washington, DC: US Government Printing Office, 1996.

NASEEM, S.; HAMZA, S.; NAWAZ-UL-HUDA, S.; BASHIR, E. Geochemistry of Cd in groundwater of Winder, Balochistan and suspected health problems. **Environmental earth sciences**, v.71, n.4, p.1683-1690, 2014.

NEVES, M. A. Análise integrada aplicada à exploração de água subterrânea na Bacia do Rio Jundiá (SP). Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, SP, 2005.

NEVES, O.; ABREU, M. M. Concentração de urânio em plantas desenvolvidas em solos agrícolas e de escombreira da área mineira da Cunha Baixa (Mangualde). **Revista de Ciências Agrárias**, v.33, n.1, p.217-225, 2010.

NEVES, J. A.; BRISTOT, G. Modelo de previsão climática baseado em rede neural com funções de base radial para o semi-árido brasileiro. **XXXVI Simpósio Brasileiro de Pesquisa Operacional**, 2004.

OLIVEIRA, A. M.; SILVA DIAS, N.; FREITAS, J. J. R.; MARTINS, D. F. F.; RABELO, L. N. Avaliação físico-química das águas do processo de dessalinização de poços salobros e salinos em comunidades rurais do oeste potiguar. **Águas subterrâneas**, n.31, v.2, p.58-73, 2017.

OLKOWSKI, A. A. **Livestock water quality: A field guide for cattle, horses, poultry and swine.** Agriculture and Agri-Food, Canada, 2009.

PALHARES, J. C. P. **Consumo de água na produção animal.** Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos. Comunicado Técnico, v.102, 2013.

PALHARES, J. C. P.; MACKAY, A. D.; PEDROSO, A. M.; RODRIGUES, A. P. O.; NAVE, A. G.; DOMINATI, E. J.; SANTOS, J. L. **Produção animal e recursos hídricos.** Embrapa Pecuária Sudeste. Livro científico (ALICE), 2016.

PEARSON, G. A. Tolerance of crops to exchangeable sodium. **Agricultural Information Bulletin.** Agriculture Research Service, US Department of Agriculture, Washington DC, 1960.

PIPER, A. M. A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses. **Eos, Transactions American Geophysical Union**, v.25, n.6, p.914-928, 1944.

QADIR, M.; QUILLÉROU, E.; NANGIA, V.; MURTAZA, G.; SINGH, M., THOMAS, R. J.; NOBLE, A. D. Economics of salt-induced land degradation and restoration. **Natural Resources Fórum**, v. 38. n.4, p. 282-295, 2014.

RAISBECK, M. F.; RIKER, S. L; TATE, C. M.; JACKSON, R.; SMITH, M. A.; REDDY, K. J.; ZYGMUNT, J. R. **Water quality for Wyoming livestock & wildlife**. University of Wyoming Department of Veterinary Sciences, UW Department of Renewable Resources, Wyoming Game and Fish Department, Wyoming Department of Environmental Quality, 2008.

RAMESH, K. ; ELANGO, L. Groundwater quality and its suitability for domestic and agricultural use in Tondiar river basin, Tamil Nadu, India. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.184, n.6, p.3887(13), 2012.

RESENDE, R. S.; CRUZ, M. A. S.; AMORIM, J. R. A. **Atlas de qualidade da água subterrânea no Estado de Sergipe com fins de irrigação**. Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2009.

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

RODRÍGUEZ, P. Blanco et al. Linearity assumption in soil-to-plant transfer factors of natural uranium and radium in *Helianthus annuus* L. **Science of the total environment**, v. 361, n.1-3, p. 1-7, 2006.

RODRÍGUEZ-SERRANO, M., MARTÍNEZ-DE LA CASA, N.; ROMERO-PUERTAS, M. C.; DEL RÍO, L. A.; SANDALIO, L. M. Toxicidad del cadmio en plantas. **Revista Ecosistemas**, v.17, n.3, 2008.

SAHOO, P. K.; KIM, K.; POWELL, M. A. Managing groundwater nitrate contamination from livestock farms: implication for nitrate management guidelines. **Current Pollution Reports**, v.2, n.3, p.178-187, 2016.

SANTOS, A. S., BRISTOT, G., PINHEIRO, J. U. Consequências do fenômeno El-niño para o aquecimento global. In; **Anais do XI Congresso Brasileiro de Meteorologia**, 2000.

SANTANA, O. A.; IMAÑA ENCINAS, J. Composição química do solo e da água subterrânea em áreas adjacentes a aterros sanitários. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.4, n.3, p.318-328, 2009.

SAVAZZI, E. A. **Determinação da presença de Bário, Chumbo e Crômio em amostras de água subterrânea coletadas no Aquífero Bauru**. Tese (Doutorado), Universidade de São Paulo, 2008.

SCANLON, B. R.; HEALY, R.W.; COOK, P. G. Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge. **Hydrogeology Journal**, v.10, p.18–32, 2002.

SCANLON, B. R.; KEESE, K. E.; FLINT, A. L.; FLINT, L. E.; GAYE C. B.; EDMUNDS W. M.; SIMMERS, I. Global synthesis of groundwater recharge in semiarid and arid regions. **Hydrological Processes**, v.20, p.3335–3370, 2006.

SCANLON, S. R.; JOLLY, I.; SOPHOCLEOUS, M.; ZHANG, L. Global impacts of conversions from natural to agricultural ecosystems on water resources: quantity versus quality. **Water Resources Research**, v.43:W03437, 2007.

SCHLINK, A. C.; NGUYEN, M. L.; VILJOEN, G. J. (2010). Water requirements for livestock production: a global perspective. **Revue Scientifique et Technique**, v.29, n.3, p.603-619, 2010.

SILVA, S. G. **Aqüíferos fissurais em clima semi-árido (caso do estado do RN, NE do Brasil): uma análise dos processos de salinização em escala regional e local**. Tese (Doutorado). Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista. Rio Claro, SP. 2003.

SILVA, C. R. D.; FIGUEIREDO, B. R.; DE CAPITANI, E. M.; CUNHA, F. G. D. **Medical geology in Brazil: environmental and health effects of toxic on materials geological factors**. CPRM - Serviço Geológico do Brasil, 220 p, 2006.

SILVA, P. C. G.; DE MOURA, M. S. B.; KIILL, L. H. P.; BRITO, L. D. L.; PEREIRA, L. A.; SÁ, I. B.; GUIMARÃES FILHO, C. Caracterização do Semiárido brasileiro: fatores naturais e humanos. **Embrapa Semiárido-Capítulo em livro científico (ALICE)**, 2010.

SILVA, J. L. D. A.; MEDEIROS, J. F. D.; ALVES, S. S.; OLIVEIRA, F. D. A. D.; SILVA JUNIOR, M. J. D.; NASCIMENTO, I. B. D. Uso de águas salinas como alternativa na irrigação e produção de forragem no semiárido nordestino. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.18, p.66-72, 2014.

SINGH, A. Groundwater modelling for the assessment of water management alternatives. **Journal of Hydrology**, v.481, p.220–229, 2013.

SOLOMON, H.; MIROA, J.; BEN-CHEDALIA, D. Performance of high producing cows offered drinking water of high and low salinity in the Arava desert. **Journal Dairy Science**, v.78, p.620-624, 1995.

SOUZA, C. A.; ARAUJO, Y. R.; ARAÚJO NETO, J. R.; QUEIROZ PALÁCIO, H. A.; ALVES BARROS, B. E. Análise comparativa da qualidade de água para irrigação em três sistemas hídricos conectados no semiárido. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada-RBAI**, v.10, n.6, 2016.

STEIN, P.; DINIZ FILHO, J. B.; DE LUCENA, L. R. F.; CABRAL, N. M. T. Qualidade das águas do aquífero Barreiras no setor sul de Natal e norte de Parnamirim, Rio Grande do Norte, Brasil. **Revista Brasileira de Geociências**, v.42, p.226-237, 2012.

SUPERINTENDÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE(SUDENE). **Semiárido**. 2015. Disponível em: <<http://www.sudene.gov.br/acessp-a-informacao/institucional/area-de-atuacao-da-sudene/semiarido>>. Acesso em: 30 nov, 2017.

TOKARNIA, C. H.; DÖBEREINER, J.; PEIXOTO, P. V. Deficiências minerais em animais de fazenda, principalmente bovinos criados em regime de campo. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, v. 20, n.3, 2000.

TROLEI, A. L.; SILVA, B. L. D. Os recursos hídricos do Rio Grande do Norte: uma análise da vulnerabilidade territorial ao colapso no abastecimento de água. **Confins. Revue franco-brésilienne de géographie/Revista franco-brasileira de geografia**, v. 34, 2018.

VALENTE-CAMPOS, S.; NASCIMENTO, E. D. S.; UMBUZEIRO, G. D. A. Water quality criteria for livestock watering: A comparison among different regulations. **Acta Scientiarum. Animal Sciences**, v.36, n.1, p.01-10, 2014.

VARELLA, C. A. A. **Análise de componentes principais**. Seropédica: Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2008.

VORMANN, J. Magnesium: nutrition and metabolism. **Molecular aspects of medicine**, v.24, n.1-3, p.27-37, 2003.

WALVOORD, M. A.; PHILLIPS, F. M.; STONESTROM, D. A.; EVANS, R. D.; HARTSOUGH, P. C.; NEWMAN, B. D.; STREIGL, R. G. A. Reservoir of nitrate beneath desert soils. **Science**, v.302. p.1021–1024, 2003.

WARD, D.; MCKAGUE, K. **Water requirements of livestock**. 2007.

WICHELNS, D.; OSTER, J. D. Sustainable irrigation is necessary and achievable, but direct costs and environmental impacts can be substantial. **Agricultural Water Manage**, v.86, p.114–127, 2006.

WILL, M. E.; SUTER, G. W. **Toxicological benchmarks for screening potential contaminants of concern for effects on terrestrial plants: revision**. Report ES/ER/TM-85/R1, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee. 1994

WOLFF, G.; ASSIS, L. R.; PEREIRA, G. C.; CARVALHO, J. G.; CASTRO, E. M. Efeitos da toxicidade do zinco em folhas de *Salvinia auriculata* cultivadas em solução nutritiva. **Planta daninha**, v.27, n.1, p.133-137, 2009.

UMBUZEIRO, G. A. **Guia de potabilidade para substâncias químicas**. São Paulo, editora Limiar, 2012.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA). **Framework for metal risk assessment**. 2007. Risk Assessment Forum, Washington, DC; EPA 120/R07/001. Disponível em: <<http://www.epa.gov>> Acesso em; 12 set. 2018.

YADAV, R. K.; KUMAR, A.; LAL, D.; BATRA, L. Yield responses of winter (Rabi) forage crops to irrigation with saline drainage water. **Experimental Agriculture**, v.40, p.65–75, 2004.

YONG, P.; MACASKIE, L. E. Bioaccumulation of lanthanum, uranium and thorium, and use of a model system to develop a method for the biologically-mediated removal of plutonium from solution. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental AND Clean Technology**, v. 71, n. 1, p. 15-26, 1998.

ZHAO, G.; MU, X.; TIAN, P.; WANG, F.; GAO, P. Climate changes and their impacts on water resources in semiarid regions: a case study of the Wei River basin, China. **Hydrological Processes**, v.27, n.26, p.3852-3863, 2013.

## **CAPÍTULO II**

**Dessalinização em comunidades rurais do semiárido do Rio Grande do Norte: potencial do aproveitamento do concentrado salobro em atividades produtivas locais**

ESTE ARTIGO SERÁ SUBMETIDO AO PERIÓDICO “DESALINATION”  
E, PORTANTO, ESTÁ FORMATADO DE ACORDO COM AS RECOMENDAÇÕES  
DESTA REVISTA.

## **Dessalinização em comunidades rurais do semiárido do Rio Grande do Norte: potencial do aproveitamento do concentrado salobro em atividades produtivas locais**

### **RESUMO**

A dessalinização tem possibilitado a utilização de águas salobras e salinas para diferentes tipos de usos, entre eles, o consumo humano. O presente trabalho teve como objetivo, caracterizar os sistemas de dessalinização de 31 comunidades rurais do semiárido do Rio Grande do Norte, avaliando o potencial de aproveitamento do concentrado salobro em atividades produtivas locais. Foi realizada uma breve caracterização das comunidades abastecidas e dos sistemas instalados. A composição físico-química da água subterrânea e do concentrado foi realizada para a determinação de índices da qualidade destes recursos para irrigação e dessedentação animal. Os empreendimentos instalados beneficiaram de 20 a 220 famílias, as quais recebiam diariamente, um volume de 25 a 200 litros de água dessalinizada. Esta era produzida de 2 a 6 dias na semana, com os equipamentos funcionando cerca de 2 a 12 horas/dia. As taxas médias de recuperação e eficiência dos equipamentos de osmose reversa foram de 29% e 94%, respectivamente. A maior parte (58%) dos poços apresentou águas do tipo sódico cloretada, com tendências corrosivas. Dentre os parâmetros avaliados, condutividade, sulfato e magnésio estiveram mais relacionadas com alterações na qualidade da água para dessedentação animal. Já cloreto, sódio e condutividade foram os parâmetros que mais se distanciaram dos limites recomendados para irrigação. Um elevado percentual da água dos poços (51%), e do concentrado (65%), foram classificados com qualidade ruim e péssima para o cultivo de plantas. Inversamente, a maior parte das águas subterrâneas (87%), e do rejeito salobro (71%), integraram as classes de melhor qualidade (excelente e boa) para a produção de animais. Apesar da grande variabilidade da qualidade de águas salobras da região, é possível o aproveitamento deste recurso, bem como do subproduto da dessalinização, aplicando-se um adequado manejo, e utilizando-se as tecnologias apropriadas.

**PALAVRAS-CHAVES:** Osmose reversa; Comunidades difusas; Qualidade da água; Usos múltiplos.

**Desalination in rural communities of the semi-arid region of Rio Grande do Norte:  
potential use of brackish concentrate in local productive activities**

**ABSTRACT**

Desalination has made possible the use of brackish and salt water for different types of uses, including human consumption. This work aimed to characterize the desalination systems of 31 rural communities in the semi-arid region of Rio Grande do Norte, evaluating the potential of using the brackish concentrate in local productive activities. A brief characterization of the communities supplied and the systems installed was carried out. The physical-chemical composition of the underground water and the concentrate was carried out to determine the quality indexes of these resources for irrigation and animal watering. The installed enterprises benefited 20 to 220 families, which received daily a volume of 25 to 200 liters of desalinated water. This was produced from 2 to 6 days a week, with the equipment working about 2 to 12 hours/day. The average recovery and efficiency rates of reverse osmosis equipment were 29% and 94%, respectively. Most (58%) of the wells had chlorinated sodium water, with corrosive tendencies. Among the parameters evaluated, conductivity, sulfate and magnesium were more related to changes in water quality for animal watering. Chloride, sodium and conductivity were the parameters that most distanced themselves from the recommended limits for irrigation. A high percentage of the well water (51%), and of the brackish waste (65%), were classified with bad quality for plant cultivation. Conversely, most of the groundwater (87%), and the brackish waste (71%), integrated the best quality classes (excellent and good) for animal production. Despite the great variability of the quality of brackish waters in the region, it is possible to use this resource, as well as the by-product of desalination, applying an adequate management, and using the appropriate technologies.

**KEYWORDS:** Reverse osmosis; Diffuse communities; Water quality; Multiple uses.

## 1. INTRODUÇÃO

Atualmente, a maior parte da produção mundial de água dessalinizada é obtida pelo processo de osmose reversa (69%), atingindo um volume de 65,5 milhões de m<sup>3</sup>/dia (JONES et al., 2019). Em geral, os projetos dos dessalinizadores são dimensionados com o objetivo de minimizar os custos de operação, otimizando o volume e a qualidade do permeado (água dessalinizada) produzido (SADHUKHAN et al., 2000). A recuperação típica de sistemas de osmose reversa costuma variar entre 30 a 50%, sendo que o volume de permeado produzido é limitado pela pressão transmembrana, ou também, por questões de escala do empreendimento ou de economia energética (MATSUMOTO et al., 2001; GORENFLO et al., 2007; VOUTCHKOV., 2018). Neste processo é gerado em média de 50 a 70% de concentrado salobro, sendo a qualidade deste rejeito influenciada por fatores como: características da água da fonte, vazão de alimentação, pré-tratamento (filtros e anti-incrustantes), processos implementados (pressão aplicada no sistema) e recuperação de água (XU et al., 2013; MORILLO, et al., 2014).

Metade do volume de concentrado produzido no mundo é proveniente de sistemas de dessalinização por osmose reversa alimentados por águas marinhas e salobras (JONES et al., 2019). Na última década, devido ao grande volume de concentrado gerado, esse subproduto vem sendo cada vez mais utilizado como fonte de água para fins industriais e de irrigação (AHMED et al., 2000; AHMED et al., 2003). Sua reutilização pode ser feita com, ou sem tratamento adicional, para remoção de alguns contaminantes (MEZHER et al., 2011). Suas características físico-químicas são similares às da água de alimentação, no entanto, com maiores concentrações dos elementos filtrados (VAN DER BRUGGEN et al., 2003). A quantidade de compostos químicos pode aumentar de 4 a 10 vezes, podendo atingir níveis tóxicos para os organismos (plantas e animais) e para o meio ambiente (solo e águas subterrâneas) (PÉREZ-GONZÁLEZ et al., 2012; XU et al., 2013; PRAMANIK et al., 2017). Algumas alternativas para o gerenciamento desse rejeito são a sua descarga em águas superficiais, ou em sistemas de coleta/tratamento de águas residuais; disposição no solo (irrigação), ou em tanques de evaporação; injeção em poços profundos; e aplicação de processos térmicos para nenhuma, ou quase nenhuma geração de rejeito (COTRUVUO et al., 2010; MALAEB & AYOUB, 2011; PÉREZ-GONZÁLEZ et al., 2012; VOUTCHKOV, 2012; XU et al., 2013).

No semiárido brasileiro, a dessalinização de águas subterrâneas salobras por osmose reversa, tem sido uma alternativa empregada para prover populações rurais com água potável de boa qualidade (MMA, 2012). Nessa região, o rejeito do processo é atualmente disposto em

tanques de evaporação recobertos por mantas de revestimento, devido à simplicidade das estruturas, além dos baixos custos de montagem e manutenção (LADEWIG & ASQUITH, 2011). Esses sistemas apresentam vantagens, quando utilizados para tratar pequenos fluxos de concentrado, em locais com grande disponibilidade de área física, e com clima propício à evaporação (FOLDAGER, 2003). No entanto, estas estruturas requerem cuidados adicionais, voltados para possíveis problemas como a erosão dos tanques, e infiltrações ocasionadas pelo desgaste da lona de revestimento (FAHY et al., 2012; LEONG et al., 2014; XEVGENOS et al., 2014).

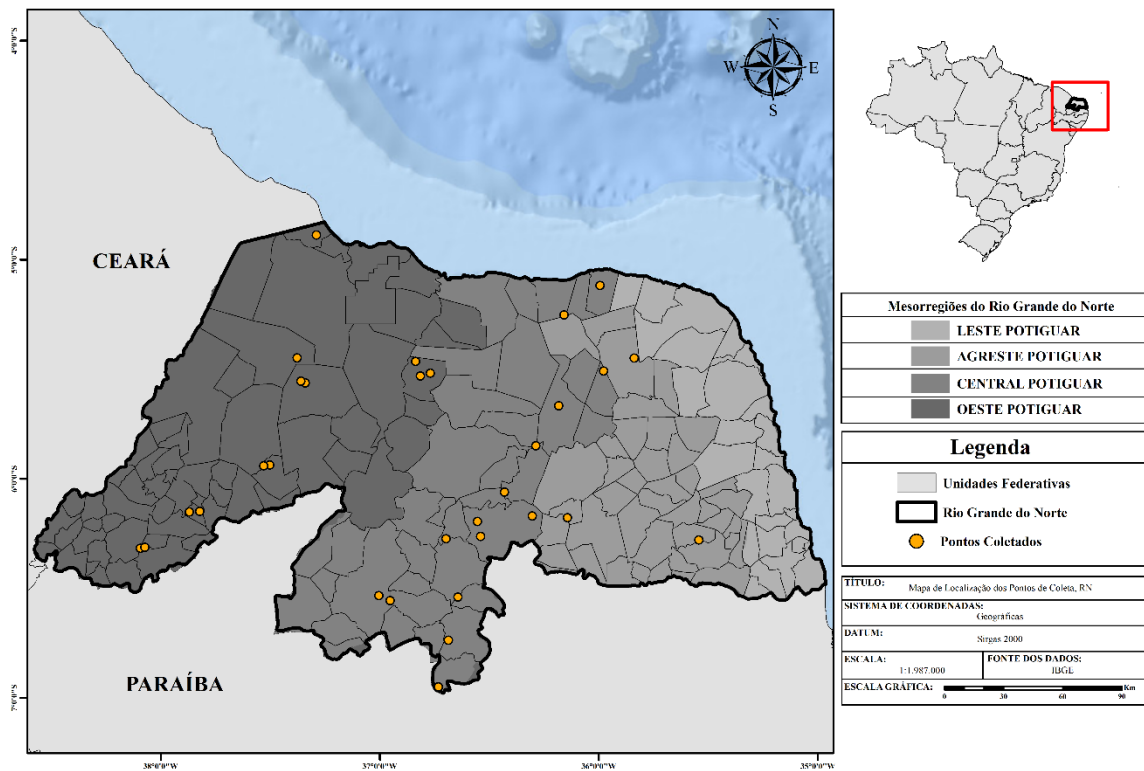
Devido à grande escassez de água na região, algumas comunidades rurais utilizam o concentrado em atividades produtivas agropecuárias. No entanto, para uma maior segurança do aproveitamento desse rejeito, torna-se necessário conhecer as suas características, e os fatores de concentração de determinados componentes químicos, levando-se em consideração o projeto dos sistemas instalados, e a qualidade da água subterrâneas da região. Deste modo, o presente estudo teve como objetivo, caracterizar os sistemas de dessalinização (água dessalinizada e rejeito), avaliando os potenciais usos do concentrado em atividades produtivas locais, visando contribuir para a mitigação dos impactos ambientais associados à sua utilização.

## **2. METODOLOGIA**

### **2.1. Área estudo**

O Rio Grande do Norte (RN) é dividido em 167 Municípios, possuindo uma área total é de 52.811,126 km<sup>2</sup>, o que equivale a 3,42% da área do Nordeste, e a 0,62% da superfície do Brasil. Encontra-se subdividido em quatro mesorregiões: Oeste Potiguar (62 municípios); Central Potiguar (37 municípios); Agreste Potiguar (43 municípios); e Leste Potiguar (25 municípios) (IBGE, 2017). Do total de municípios, 147 estão inseridos na porção semiárida, representando 92,97% do território (MEDEIROS, 2012; FIGUEIREDO et al., 2016).

O estudo foi realizado em 31 comunidades, pertencentes a 21 Municípios do RN, distribuídos nas seguintes Mesorregiões: Central Potiguar (n=9), Agreste Potiguar (n= 3) e Oeste Potiguar (n=9), conforme a Figura 1.



**Figura 1.** Localidades do estudo, conforme as mesorregiões de abrangência - Rio Grande do Norte.

## 2.2. Base de dados e caracterização dos sistemas de dessalinização

A base de dados utilizada no presente estudo foi disponibilizada pelo Programa Água Doce (PAD), e cedida pela Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte (SEMARH/RN), órgão responsável pela execução do PAD nesta unidade da federação. A caracterização dos sistemas de dessalinização foi realizada com base nas informações geradas pelos diagnósticos socioambientais, e acordos de gestão das comunidades.

A partir das informações contidas nestes documentos foi realizada, para as 31 localidades, uma breve descrição do número de famílias abastecidas, volume de água recebido por família, dias de distribuição de água, horas de funcionamento dos sistemas, além do volume de permeado e concentrado gerados. As informações referentes à qualidade das fontes hídricas, empregadas e geradas no processo de osmose reversa, foram obtidas pelos laudos laboratoriais disponibilizados, referentes a amostras coletadas no início da instalação dos sistemas de dessalinização, entre os anos de 2014 e 2018. A caracterização da água subterrânea, permeado e concentrado foi realizada através da determinação dos seguintes parâmetros físico-químicos: cloreto, potássio, sódio, magnésio, cálcio, sulfato, bicarbonato, carbonato, nitrito, nitrato, sólidos totais dissolvidos (STD), condutividade elétrica (CE), pH e temperatura. A composição

da água subterrânea foi comparada com os produtos e subprodutos do processo de dessalinização, através do teste de Wilcoxon (CUZICK, 1985).

Os equipamentos instalados foram caracterizados em relação à sua vazão de alimentação, nº de membranas, taxas de recuperação e eficiência da membrana. A recuperação do permeado foi estimada com base no dimensionamento de cada sistema, a partir de informações, tais como: vazão de alimentação (água subterrânea) e volume de permeado produzido (água dessalinizada) (Equação 1). Já a eficiência da membrana, ou sua capacidade de rejeição de sais, foi calculada a partir da concentração de sais na água subterrânea e permeado, através da Equação 2.

$$R (\%) = \frac{V_p}{V_a} \times 100 \quad (\text{Eq. 1})$$

$$E (\%) = \left[ 1 - \frac{C_p}{C_a} \right] \times 100 \quad (\text{Eq. 2})$$

Em que,

R = Recuperação do permeado (%)

V<sub>p</sub> = Volume de permeado produzido (m<sup>3</sup>/h)

V<sub>a</sub> = Vazão de alimentação (m<sup>3</sup>/h)

E = Eficiência da membrana (%)

C<sub>p</sub> = Concentração de sais no permeado (mg/L)

C<sub>a</sub> = Concentração de sais na água de alimentação (mg/L)

O potencial de incrustação ou corrosão das águas subterrâneas, fator causante de danos às membranas, foi avaliado através da determinação dos Índices de Saturação de Langelier (ISL) e de Estabilidade de Ryznar (IER). O LSI foi determinado com base em parâmetros da qualidade da água subterrânea como: pH, STD, cálcio, carbonato e temperatura. Para a determinação deste índice, primeiramente utilizou-se a diferença do pH da água subterrânea e daquela saturada com CaCO<sub>3</sub>, ou em equilíbrio (pHe) com este último composto (Equação 3), parâmetro obtido pela relação entre os coeficientes A, B, C e D, de acordo com as Equação 4.

$$\text{ISL} = \text{pH} - \text{pHe} \quad (\text{Eq. 3})$$

$$\text{pHe} = (9,3 + A + B) - (C + D) \quad (\text{Eq. 4})$$



Coeficientes

$$A = (\text{Log}_{10} [\text{STD}] - 1) / 10$$

$$B = [-13,12 \times \text{Log}_{10} (T + 273)] + 34,55$$

$$C = \text{Log}_{10} [\text{Ca}^{2+}] - 0,4$$

$$D = \text{Log}_{10} [\text{Alcalinidade}]$$

Em que,

ISL = Índice de Saturação de Langelier

pH = Potencial hidrogeniônico da água subterrânea

pHe = Potencial hidrogeniônico de equilíbrio da água saturada com  $\text{CaCO}_3$

STD = Sólidos totais dissolvidos (mg/L)

$\text{Ca}^{+2}$  = Concentração de cálcio (mg/L)

Alcalinidade = Concentração do bicarbonato (mg/L)

A interpretação dos valores de ISL foi realizado conforme a Tabela 1 (adaptado de Grades, 2004).

**Tabela 1.** Classificação dos valores do Índice de Saturação de Langelier (ISL), adaptado de Grades (2004).

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

A severidade da corrosão ou precipitação, também descrita pelo IER, foi calculada segundo a Equação 5, e interpretada conforme a Tabela 2 (Grades, 2004).

$$\text{IER} = 2\text{pHe} - \text{pH} \text{ (Eq. 5)}$$

Em que,

IER = Índice de Estabilidade de Ryznar

pH = Potencial hidrogeniônico da água subterrânea

pHe = Potencial hidrogeniônico de equilíbrio da água saturada com  $\text{CaCO}_3$

**Tabela 2.** Classificação dos valores do Índice de Estabilidade de Ryznar (IER), adaptado de Grades (2004).

Valor de 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

### 2.3. Avaliação da qualidade da água subterrânea e do concentrado para fins agropecuários

A determinação da qualidade da água subterrânea e do concentrado, para fins de irrigação, foi realizada de acordo com diretrizes internacionais de interpretação da qualidade de água, levando em consideração os riscos de salinização e sodificação dos solos, além da toxicidade de íons específicos para as culturas (NAKAYAMA, 1982; AYERS & WESTCOTT, 1985). Já a qualidade de água para dessedentação animal, foi avaliada mediante parâmetros relacionados com alterações fisiológicas nos animais, como intoxicação, desidratação e distúrbios gastrointestinais (AYERS & WESTCOTT, 1985; CONAMA, 2008). A partir de um conjunto de parâmetros selecionados, e de seus limites de restrição de uso, quanto aos riscos acima descritos, foram determinados os índices de qualidade de água para irrigação e dessedentação animal.

O índice de irrigação foi determinado segundo a metodologia de Antas e colaboradores (2018), sendo empregadas informações referentes às variáveis: CE, Razão da Adsorção do Sódio (RAS), sódio, cloreto, bicarbonato e relação magnésio/cálcio. O valor da CE, empregado como limite de restrição de uso, ou valor máximo permitido (VMP), foi de 0,7 dS/m. Para a RAS, determinada segundo metodologia de Richards (1954), assim como para sódio e cloreto, o VMP empregado foi de 3,0 Mmol/L. Para bicarbonato e relação magnésio/cálcio, utilizou-se os valores de VMP de 1,5 Mmol/L e 1 Mmol/L, respectivamente. O índice de dessedentação foi determinado a partir da metodologia adaptada de Antas e colaboradores (2018), empregando os seguintes parâmetros: Condutividade (VMP=1,5 dS/m), Magnésio (VMP= 10,25 Mmol/L), Sulfato (VMP= 10,45 Mmol/L), Nitrito (VMP= 0,2 Mmol/L) e Nitrato (VMP =1,45 Mmol/L).

Primeiramente, realizou-se a divisão de cada variável avaliada pelo seu VMP, determinando-se o cálculo dos valores ( $v_i$ ), pela equação 6:

$$v_i = \frac{V}{VMP} \text{ (Eq. 6)}$$

Em que,

V = Valor da variável

VMP = Valor Máximo Permitido da variável

Seguidamente, determinou-se o valor padronizado da variável, com média e variância ( $V_i$ ), pela equação 7:

$$V_i = \frac{v_i}{\alpha} \text{ (Eq. 7)}$$

Em que,

$v_i$  = Cálculo dos valores

$\alpha$  = Desvio padrão amostral da variável avaliada

Por último, através dos valores acima encontrados, foram determinados os Índices Relativos de Qualidade de Água para Irrigação (IRQI) e para Dessedentação animal (IRQD), através da seguinte equação:

$$IRQI/IRQD = \frac{1}{P} \sum_{i=1}^P V_i \text{ (Eq. 8)}$$

Em que,

$V_i$  = valor padronizado da variável

P = número de variáveis avaliadas

Após a determinação do IRQI e IRQD, as águas do poço e concentrado foram classificadas, segundo a Quadro 1:

**Quadro 1.** Classes dos Índices Relativos da Qualidade da Água para Irrigação (IRQI) e Dessedentação animal. (IRQD), adaptado de Antas e colaboradores (2018).

Classes/Valores	IRQI	IRQD
I (< 0,3)	Excelente – águas de menor impacto ambiental e sem perda de qualidade, segundo os parâmetros avaliados	Excelente – águas apropriadas para dessedentação de todas as espécies, inclusive, as mais sensíveis (aves). Valores abaixo dos limites permitidos.
II (0,3 - 0,6)	Boa – águas com risco ambiental moderado, necessitando maior atenção ao manejo e condições de uso	Boa – águas com valores próximos aos limites permitidos, tolerável pelas espécies mais sensíveis, capaz de ocasioná-las algum distúrbio. Adequadas para suínos e equinos.
III (0,6 - 0,9)	Razoável - águas com perda significativa de qualidade, requerendo condições específicas para irrigação, como plantas resistentes a maiores salinidades e solos com drenagem eficiente.	Razoável – águas impróprias para as espécies mais sensíveis; podem ser utilizadas para espécies mais resistentes (bovinos, caprinos e ovinos), com valores acima dos limites máximos permitidos.
IV (0,9 -1,2)	Ruim – águas com risco ambiental elevado, capazes de ocasionar danos ao solo e aos cultivares, reduzindo a sua produtividade.	Ruim – águas toleráveis pelas espécies mais resistentes, podendo ocasioná-las distúrbios gastrointestinais, intoxicação e ou desidratação. Caprinos e ovinos possuem uma maior resistência a estas águas.
V (> 1,2)	Péssima – águas com elevado potencial de salinização dos solos e de ocasionar danos aos cultivares.	Péssima – águas não adequadas para dessedentação animal.

### 3. RESULTADOS

No presente estudo foram obtidas informações de 31 sistemas de dessalinização, os quais beneficiaram comunidades rurais, variando entre 20 a 220 famílias. Os sistemas eram compostos por poço tubular/bomba, abrigo de alvenaria, dessalinizador, três reservatórios (5.000 litros) de água (água subterrânea, permeado e concentrado), chafariz para distribuição da água e tanque de disposição do concentrado (Figura 2). Algumas comunidades possuíam também, cocho para a dessedentação de animais, abastecido com a água subterrânea ou concentrado.



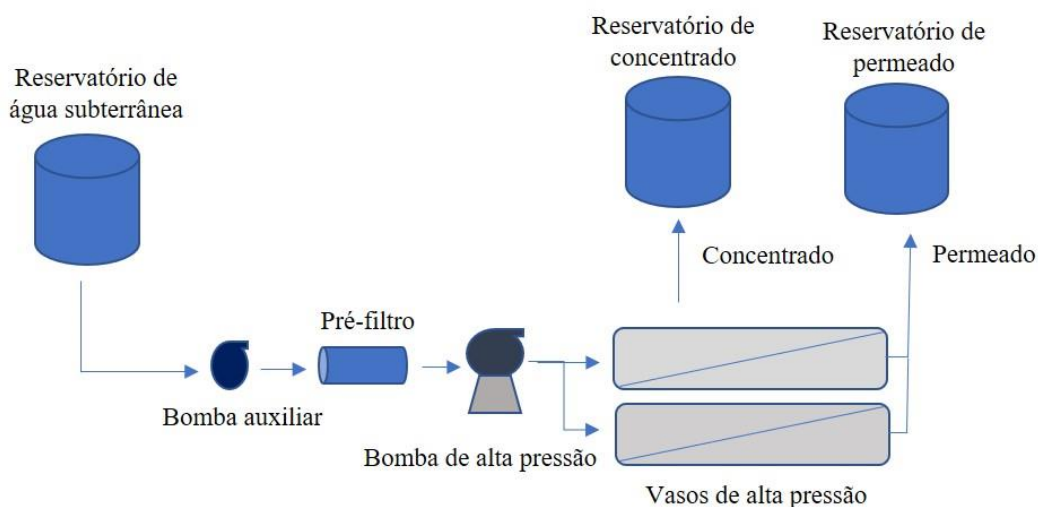
**Figura. 2.** Sistemas de dessalinização implantados em comunidades rurais do semiárido do Rio Grande do Norte: abrigo do dessalinizador e caixas da água (A, B); dessalinizador (C) e tanque de disposição do concentrado salobro (D).

Nas comunidades amostradas, a água dessalinizada era produzida de 2 a 6 dias na semana, com os equipamentos funcionando cerca de 2 a 12 horas/dia (Tabela 3). O volume de água recebido por família oscilou entre 25 a 200 litros/dia, sendo a distribuição da água realizada de 2 a 6 vezes por semana (Tabela 3). A produção mensal de permeado variou de 10.560 a 120.000 litros, gerando entre 22.212 a 240.000 litros de rejeito. A proporção de permeado/concentrado variou entre 2 a 5 vezes, obtendo-se entre estes dois tipos de fontes, uma diferença média de 2,65 vezes ( $\pm 0,67$ ), entre os volumes produzidos.

**Tabela 3.** Caracterização dos sistemas de dessalinização de comunidades rurais do semiárido do Rio Grande do Norte.

Dessalinizadores (n=31)	Média $\pm$ DP	Máximo	Mínimo
Número de famílias abastecidas	64,87 $\pm$ 45,22	220	20
Dias de funcionamento/semana	2,90 $\pm$ 1,14	6,0	2,0
Horas de funcionamento/dia	4,03 $\pm$ 2,37	12	2,0
Volume por família (l/dia)	69,52 $\pm$ 35,46	200	25
Dias de distribuição de água/semana	3,06 $\pm$ 1,24	6,0	2,0

Com base nas características da água subterrânea é realizada a configuração dos sistemas de dessalinização. Águas com elevadas concentrações de sais dissolvidos requerem uma maior pressão de alimentação, de modo a otimizar a taxas de recuperação do permeado. A pressão de alimentação aplicada variou entre 6 a 15 bar, utilizando-se três membranas por dessalinizador. Em uma única localidade, tendo em vista a necessidade de uma maior produção de permeado, o equipamento era composto por seis membranas, possuindo uma vazão de 1.000 l/h, o dobro das outras localidades (500 l/h). A Figura 3 demonstra um sistema com dois vasos de pressão, composto por 3 membranas cada, com arranjo em paralelo.



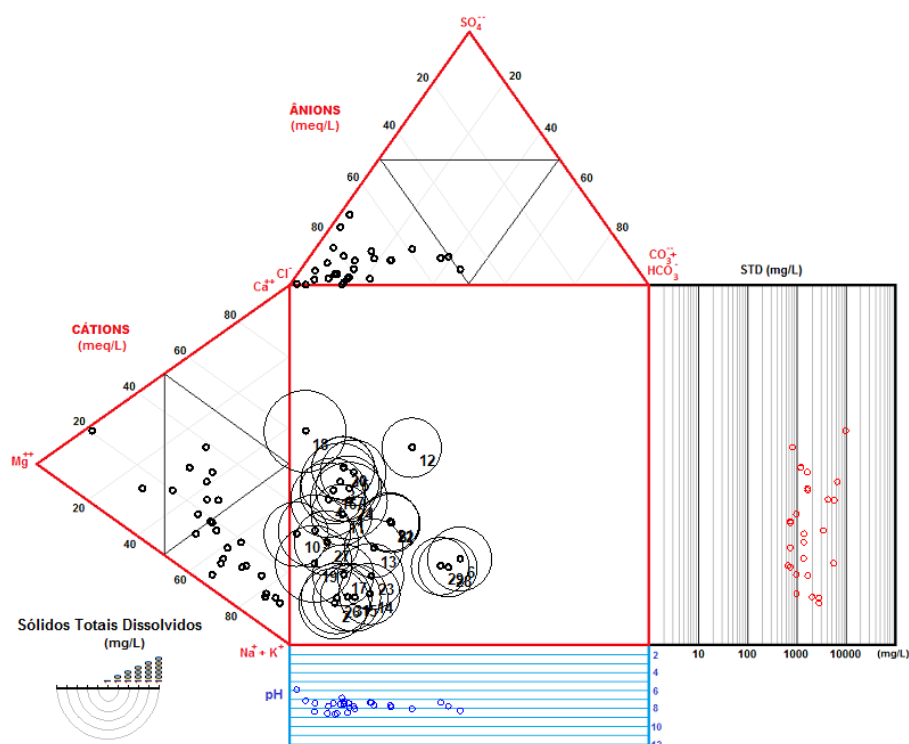
**Figura 3.** Dessalinizadores de osmose reversa com arranjo em paralelo.

A vida útil das membranas é influenciada pela manutenção dos sistemas, sendo que a troca de filtros era realizada com frequência trimestral, enquanto a limpeza das membranas, com frequência semestral. As taxas de recuperação, estimadas com base nas vazões de alimentação e do permeado, variaram de 22 a 33%, obtendo-se uma recuperação média de 29% (Tabela 4). A eficiência da membrana variou entre 79 a 99%, com um percentual médio de rejeição de sais de 94% (Tabela 4).

**Tabela 4.** Dimensionamento dos sistemas de dessalinização, com taxas de recuperação e eficiência.

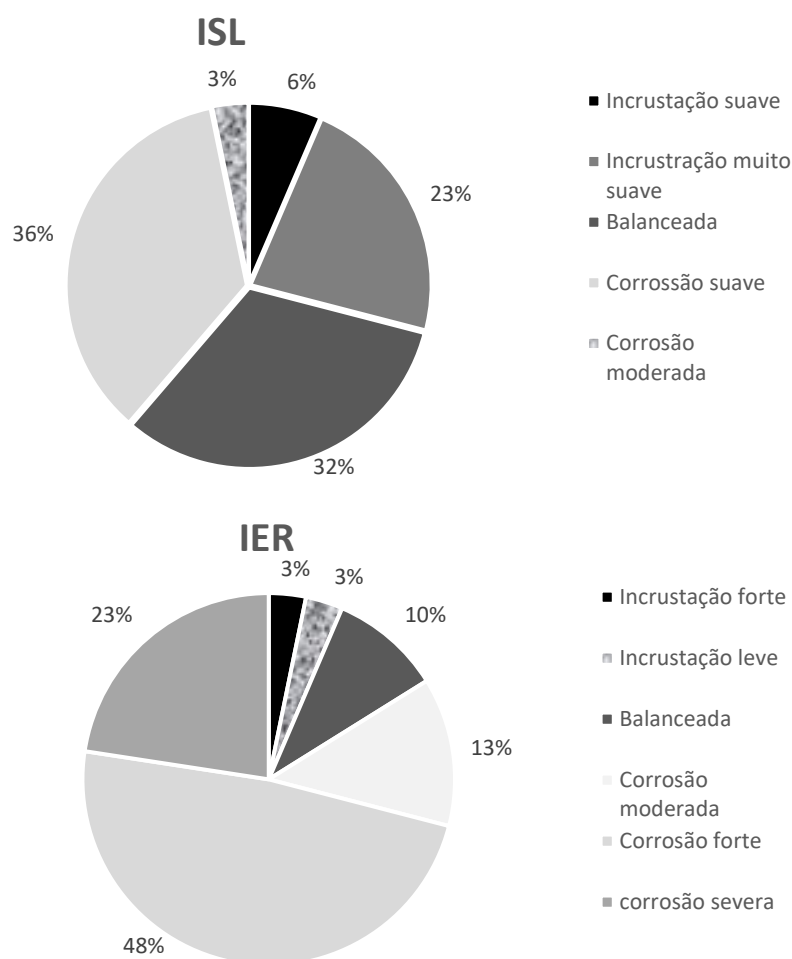
Dessalinizadores (n=31)	Média	Máximo	Mínimo
Vazão de alimentação (l/h)	2.143	3.000	1.740
Vazão de permeado (l/h)	605	1.000	550
Recuperação do permeado (%)	29	33	22
Eficiência da membrana (%)	94	99	79

Um dos fatores que influenciam na produção de concentrado é a qualidade da água de alimentação. Entre os poços avaliados, a maior parte (58%) apresentou águas do tipo sódico cloretada, seguido de mista cloretada (32%), magnésiana cloretada (6%) e sódico mista (4%). A concentração média de STD foi de 2.436 mg/L, com valores mínimos e máximos, variando entre 642 a 11.604 mg/L, respectivamente. Através das variações de pH, se observou águas com características variando de ácidas (5,9) a básicas (8,6), com valores médios de pH de 7,6 (Figura 4).



**Figura. 4.** Diagrama de Durov da água subterrânea de 31 poços tubulares, semiárido do Rio Grande do Norte.

Os poços avaliados apresentaram vazões mínimas e máximas, variando entre 550 a 20.000 l/h. O potencial de incrustação/corrosão destas águas foi verificado pelos Índices de Saturação de Langelier (ISL) e de Estabilidade de Ryznar (IER) (Figura 5). Através de tais índices, foi verificado que a maior parte dos poços apresentaram águas com tendências corrosivas. Valores negativos de ISL (-0,1 a -0,9) indicaram um potencial de corrosão indo de suave (36%) a moderado (3%). A outra parte das amostras apresentou ISL balanceado (-0,5 a 0,3) e incrustante, com potencial de incrustação variando de muito suave (0,5 a 0,7) a suave (1,1 a 1,6). O IER também indicou águas corrosivas (84%), com potencial de corrosão moderado (7,1 a 7,5), forte (7,8 a 8,9) e severo (9,2 a 12,6). Os demais poços exibiram águas com IER balanceado (6,1 a 6,7) e incrustante (4,0 a 5,6).



**Figura 5.** Determinação do potencial de corrosão/incrustação da água de 31 poços tubulares, através dos Índices de Saturação de Langelier (ISL) e Estabilidade de Ryznar (IER).

A caracterização física-química das fontes de alimentação, permeado e concentrado podem ser observadas na Tabela 5. De modo geral, o concentrado apresentou um valor médio de STD 1,3 vezes superior ao da água subterrânea. Entre estes dois tipos de fontes, foi observado uma diferença significativa nos valores médios de STD, CE, magnésio, potássio, cloreto, nitrato e pH. Já as concentrações de sódio, cálcio, carbonato, bicarbonato, sulfato e nitrito foram similares nas duas fontes.

Já o permeado e a água subterrânea apresentaram uma maior alteração entre a sua composição físico-química, havendo uma diferença significativa entre todos os parâmetros avaliados. A concentração total de sais, avaliada por STD, mostrou uma redução de 24 vezes entre as duas fontes, principalmente entre as concentrações de carbonato, sulfato e sódio, os

quais atingiram reduções de 70, 42 e 32 vezes, respectivamente, entre os valores médios encontrados.

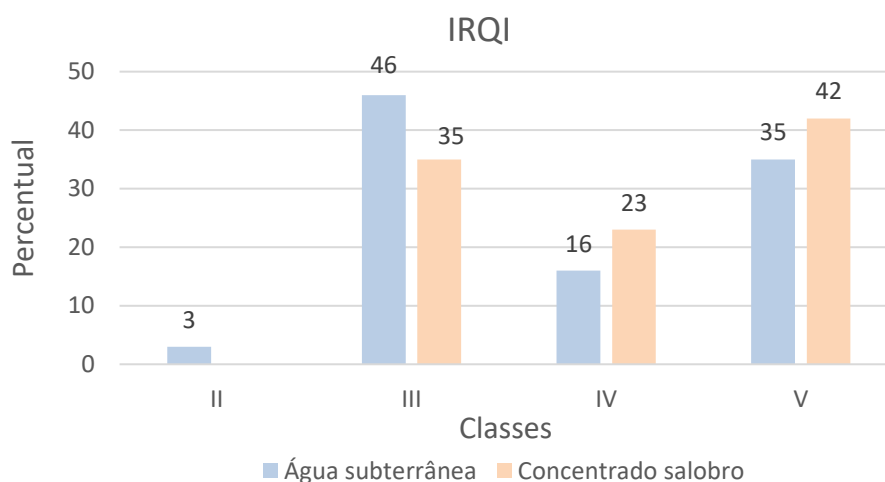
A maior parte das amostras de água dos poços (94%) e do concentrado (100%) apresentaram pH básico, enquanto as águas do permeado mostraram um comportamento inverso, com 97% de águas ácidas (Tabela 5). Os valores médios dos cátions avaliados demonstraram uma prevalência de sódio e magnésio nos três tipos de fontes avaliadas. Para ânions, cloreto e sulfato foram os dois íons mais predominantes, tanto na água subterrânea, como no concentrado salobro. Já para o permeado, observou-se uma predominância de cloreto e de bicarbonato sobre os demais ânions.

As características físico-químicas do permeado atenderam aos padrões de potabilidade para STD, N-amoniaco, nitrito, nitrato, sódio, ferro, sulfato e cloreto, quanto aos VMP estipulados pela Portaria de Consolidação do Ministério da Saúde Nº 05 de 2017 (Tabela 5). Apenas o pH apresentou valores abaixo da faixa estipulada ( $> 6,0$ ), em 19% das localidades amostradas. Já de acordo com as recomendações da Organização Mundial da Saúde (OMS), a qual indica valores mínimos para STD (100 mg/L), cálcio (20 mg/L) e magnésio (10 mg/L), a maior parte da água dessalinizada apresentou valores abaixo destes limites, correspondendo a 64%, 87% e 74% das amostras, respectivamente (WHO, 2011).

**Tabela 5.** Caracterização da água subterrânea, permeado e concentrado, com base na avaliação de parâmetros físico-químicos da qualidade da água, através dos valores médios ( $\pm$  Erro padrão), máximos e mínimos encontrados.

Variáveis	Água subterrânea			Permeado				Concentrado			
	Media $\pm$ EP	Máximo	Mínimo	Média $\pm$ EP	Máximo	Mínimo	Valor P	Média $\pm$ EP	Máximo	Mínimo	Valor P
<b>pH</b>	7,64 $\pm$ 0,07	8,60	5,90	6,25 $\pm$ 0,09	7,30	4,60	0,000	8,01 $\pm$ 0,07	8,70	7,50	0,000
<b>CE <math>\mu</math>S/cm</b>	3.515,71 $\pm$ 601,75	15.069,00	1.004,00	153,85 $\pm$ 29,00	604,00	21,00	0,000	4.575,20 $\pm$ 766,77	16.251,0	614,00	0,000
<b>RAS</b>	7,44 $\pm$ 1,00	18,50	0,20	-	-	-	-	9,20 $\pm$ 0,04	21,00	0,90	0,349
	<b>mg/L</b>										
<b>STD</b>	2.436,51 $\pm$ 477,26	11.604,00	642,56	100,25 $\pm$ 18,34	386,00	14,00	0,000	3.168,99 $\pm$ 604,71	13.975,0	393,00	0,000
<b>Na<sup>+</sup></b>	420,65 $\pm$ 75,46	1.586,77	51,85	13,83 $\pm$ 4,35	132,94	0,17	0,000	578,63 $\pm$ 154,97	2.994,14	39,20	0,349
<b>Ca<sup>2+</sup></b>	148,70 $\pm$ 42,23	920,80	10,80	6,90 $\pm$ 1,52	27,40	0,50	0,000	137,89 $\pm$ 23,18	458,50	20,00	0,614
<b>Mg<sup>2+</sup></b>	166,10 $\pm$ 60,64	1.769,23	17,22	13,20 $\pm$ 6,25	191,90	0,62	0,000	298,95 $\pm$ 63,78	1.518,00	17,22	0,003
<b>K<sup>+</sup></b>	18,31 $\pm$ 2,69	86,90	0,56	1,97 $\pm$ 0,30	6,24	0,30	0,000	23,86 $\pm$ 2,68	71,37	6,30	0,018
<b>CO<sub>3</sub><sup>2-</sup></b>	14,27 $\pm$ 2,89	50,00	0,00	0,19 $\pm$ 0,20	6,00	0,00	0,0001	16,66 $\pm$ 3,07	60,00	0,00	0,207
<b>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	190,80 $\pm$ 20,72	588,52	14,27	32,52 $\pm$ 9,39	218,30	3,00	0,000	202,15 $\pm$ 21,52	690,00	52,60	0,153
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	251,39 $\pm$ 116,90	2.976,48	4,03	6,88 $\pm$ 1,84	39,84	0,60	0,000	258,27 $\pm$ 77,74	2.017,44	1,93	0,102
<b>Cl<sup>-</sup></b>	1.267,18 $\pm$ 288,65	6.129,20	190,00	41,19 $\pm$ 12,50	378,20	8,00	0,000	1.614,71 $\pm$ 326,81	6.638,01	140,00	0,000
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	7,21 $\pm$ 0,73	23,82	4,00	1,01 $\pm$ 0,11	2,70	0,11	0,000	9,98 $\pm$ 0,48	15,60	3,94	0,001
<b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup></b>	0,00 $\pm$ 0,00	0,03	0,00	0,00 $\pm$ 0,00	0,00	0,00	0,000	0,01 $\pm$ 0,00	0,02	0,00	0,374

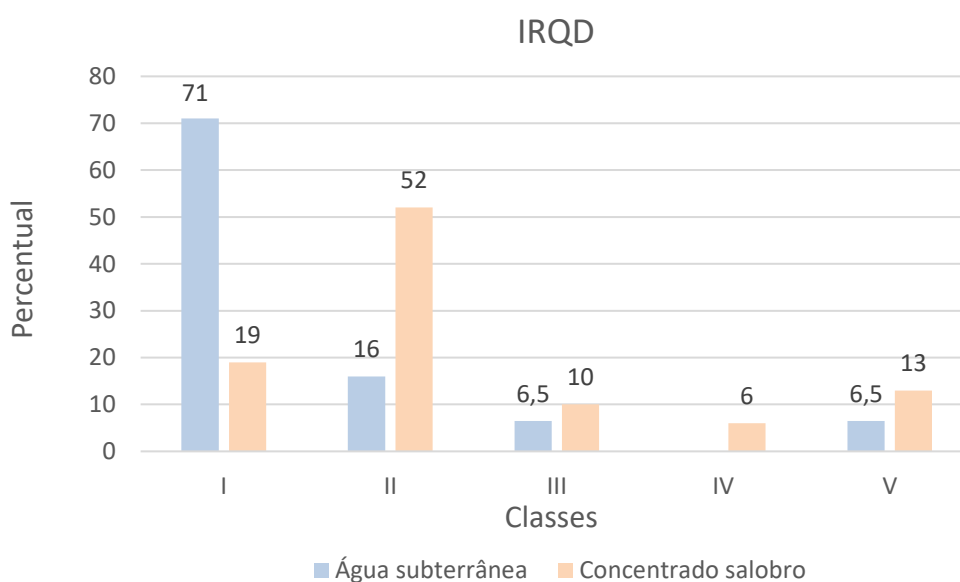
A avaliação da água subterrânea para fins de irrigação demonstrou que quase a metade da água dos poços pertenciam à Classe III, com qualidade razoável, requerendo condições específicas para a atividade, como a utilização de plantas resistentes a altas salinidades, e cultivo em solos com eficiente drenagem (Figura 6). Uma pequena parte dos poços (3%) apresentou águas de boa qualidade (Classe II), consideradas de risco ambiental moderado para irrigação. O restante das águas (Classes IV e V) foram avaliadas com qualidade ruim ou péssima, possuindo potencial elevado de ocasionar danos aos solos e aos cultivares. Nestas águas, o cloreto foi o parâmetro que apresentou a maior alteração, ultrapassando em até 57 vezes, o VPM recomendado. Posteriormente, sódio (23 vezes) e CE (21 vezes), também ultrapassaram os VPM empregados. O restante das variáveis apresentou alteração de valores em menor proporção, em até 6 vezes para bicarbonato e RAS, e oito vezes, para relação Ca/Mg. Para o concentrado salobro, observou-se uma maior perda da qualidade da água, com um aumento de 14% das amostras enquadradas nas Classes IV e V, e com uma redução de 11% de amostras na Classe III. Nenhuma amostra de concentrado integrou as Classes de melhor qualidade (Classes I e II).



**Figura 6.** Índice relativo de qualidade de água de irrigação (IRQI) de poços tubulares e do rejeito da dessalinização, de 31 comunidades rurais do Rio Grande do Norte.

Em relação à qualidade da água para pecuária, a maior parte das amostras de água subterrânea integraram as Classes I e II, sendo consideradas excelentes e boas para a dessedentação de variadas espécies de animais (Figura 7). Em tais classes, todos os parâmetros apresentaram concentrações abaixo dos VMP empregados, sendo ideais a espécies mais sensíveis, como as aves. Uma pequena parte dos poços avaliados possuíam águas com qualidade regular (Classe III), capaz de ocasionar danos às espécies sensíveis. Nenhuma

amostra integrou a Classe IV, no entanto, 6,5% dos poços foram classificados com águas de qualidade péssima (Classe V) para dessedentação animal. Nestas águas, os valores máximos de CE, magnésio e sulfato chegaram a ultrapassar, em aproximadamente 3 vezes, os VMP empregados (Figura 7 e Tabela 5). No concentrado, mais da metade das amostras foram enquadradas na Classe II, sendo consideradas de boa qualidade para os animais. Quando comparada a água subterrânea, este tipo de fonte apresentou uma redução do percentual de amostras enquadradas na Classe I e, conseqüentemente, um aumento nas demais classes. De modo geral, tanto as águas subterrâneas (6,5%), como o concentrado (19%), apresentaram um pequeno percentual de amostras com qualidade ruim e péssima para uso animal.



**Figura 7.** Índice relativo de qualidade de água de dessedentação (IRQD) de poços tubulares e do rejeito da dessalinização, de 31 comunidades rurais do Rio Grande do Norte.

Para irrigação, um total de 74% das amostras avaliadas permaneceu em classes de igual qualidade nas duas fontes hídricas avaliadas. Apenas 26% das amostras do concentrado passaram a integrar classes de inferior qualidade, quando comparadas com a água subterrânea. Já a avaliação da qualidade da água para dessedentação, demonstrou um comportamento inverso. Para 68% das amostras houve alteração da qualidade de classe, permanecendo 32% com características semelhantes entre água subterrânea e concentrado.

#### 4. DISCUSSÃO

A dessalinização é um processo de tratamento empregado para melhorar a qualidade de águas duras, salobras e salinas, removendo o excesso de sais, minerais dissolvidos e ou contaminantes da fonte de alimentação (COTRUVO et al., 2010). No tratamento por membranas, a osmose reversa possui um melhor custo benefício, principalmente, quando se reduz a pressão de alimentação e o número de membranas utilizadas. De acordo com Alghoul e colaboradores (2009), o tratamento de água salobra (1-5 mS/cm) realizado em diferentes países, como Austrália, Portugal, Oman, Israel e México, apresenta variações na pressão de alimentação (4 – 40 bar), eficiência (90-98%) e taxas de recuperação (2-70%). No presente trabalho, a pressão e recuperação permaneceram dentro das faixas acima descritas, apesar dos poços avaliados apresentarem águas salobras com condutividades mais elevadas. Por outro lado, verificou-se equipamentos com uma eficiência mais reduzida (79%), o que pode ter sido influenciado por fatores como, elevadas concentrações de sais na água e baixas faixas de pressão aplicada. Uma maior pressão de alimentação pode aumentar a recuperação do sistema, no entanto, desgastando sobremaneira a vida útil das membranas (VOUTCHKOV, 2018). Em sistemas com filtração por osmose reversa, as membranas são o item mais custoso de manutenção, chegando a representar 67% do valor total do aparelho (CAMPOS, 2007). Deste modo, em alguns sistemas, a sua configuração é realizada de modo a otimizar a recuperação e durabilidade das estruturas, mantendo uma boa qualidade do produto final do processo.

A característica do permeado deve atender os padrões de potabilidade, de acordo com a Portaria de Consolidação do Ministério da Saúde nº 05/2017 (MS, 2017). Alguns elementos químicos, como cálcio, magnésio, sódio, cloreto, selênio, potássio, boro, iodeto, fluoreto, cromo e manganês, são extremamente benéficos quando ingeridos na água potável (COTRUVO et al., 2010). No presente trabalho, verificou-se que a maior parte das localidades apresentaram águas dessalinizadas com reduzidas concentrações de cálcio e magnésio. Devido à osmose reversa reduzir consideravelmente a concentração de íons na água, facilmente se observa uma adequação aos padrões da qualidade, quanto aos VPM das normativas. Deste modo, íons como cloreto, sulfato e sódio, apresentaram suas concentrações abaixo dos VPM estipulados (MS, 2017). Por outro lado, quando se leva em consideração os valores mínimos recomendados pela OMS, a água dessalinizada pode apresentar uma drástica redução dos sais, como observado no presente estudo (WHO, 2011). De acordo com a literatura, baixas concentrações de cálcio e magnésio podem ocasionar danos à saúde como: hipertensão, alterações cardíacas (coronárias), úlceras gástricas/duodenais, gastrite crônica, bócio, desordem do crescimento, além da redução

na quantidade de hemácias em fetos, recém-nascidos e crianças (WHO, 2011; MONARCA et al., 2006; YANG et al., 2006; CICHELLA et al., 2010). Além dos íons acima citados, STD também apresentou concentrações fora dos limites mínimos recomendados pela OMS para várias localidades. Outros íons presentes na água, embora não influenciem tanto nas condições de saúde, por serem abundantes nos alimentos, podem ser considerados benéficos, quando ingeridos com a água potável. O sódio, por exemplo, pode auxiliar na reposição de eletrólitos, principalmente em pessoas fisicamente ativas, e que vivem em climas quentes (COTRUVO et al., 2010).

Do mesmo modo que há uma redução na concentração de íons no permeado, observa-se uma magnificação destes elementos no concentrado. O resíduo pode ser reutilizado, dependendo de suas características físico-químicas e também, dos fins pretendidos (JONES et al., 2019; QUIST-JENSEN et al., 2015; BIRNHACK & SHLESINGER, 2010). Pelos resultados encontrados neste estudo, a maior parte dos poços e do concentrado apresentaram águas com qualidade excelente e boa para dessedentação animal. Dentre os parâmetros avaliados, condutividade, sulfato e magnésio estiveram mais relacionadas com alterações na qualidade da água. Em geral, elevadas concentrações de sais na água ingerida podem reduzir o consumo de alimento pelos animais, influenciando no ganho de peso e, conseqüentemente, na produtividade (RAISBECK et al., 2008). Mais especificamente, sulfato e magnésio são íons naturalmente presentes nas águas subterrâneas do semiárido brasileiro, e podem ocasionar distúrbios gastrointestinais em variadas espécies de animais domésticos (BAGLEY et al., 1997; FERNANDES et al., 2010). No entanto, a região é caracterizada pela criação de espécies de animais mais tolerantes, as quais podem consumir águas com maiores concentrações destes elementos. No nordeste brasileiro, a criação de caprinos e ovinos representa um montante de 90% e 56,7% da produção nacional, respectivamente (ARAÚJO et al., 2010; ALMEIDA et al., 2012; FAO, 2015). De acordo com Araújo e colaboradores (2010), condutividades muito elevadas (>10 dS/m), associadas a concentrações altas de magnésio, podem ser tóxicas para os ovinos. Além disso, segundo Runyan e colaboradores (2016), águas com condutividades superiores a 8 dS/m devem ter fornecimento limitado a caprinos e ovinos, entre outros ruminantes. Em um estudo realizado na região semiárida da Paraíba, Melo e colaboradores (2017) observaram que os valores médios de condutividade (4,4 dS/m) e magnésio (278,6 mg/l) das águas subterrâneas da região eram toleradas por ovinos adultos, e um pouco prejudicial à bovinos e aves, podendo provar-lhes distúrbios gastrointestinais. No presente estudo, o concentrado apresentou médias de condutividade (4,6 dS/m) e magnésio (298,96 mg/L) similares ao do trabalho acima citado, e águas subterrâneas, valores inferiores a tais

concentrações. De acordo com diretrizes internacionais, águas com condutividades superiores a 9 dS/m são impróprias para qualquer espécie de bovino, sendo que no presente estudo, algumas localidades apesaram valores bem acima deste limite, chegando a até 16,25 dS/m (concentrado) (NRC, 2001).

Os compostos nitrogenados são parâmetros também empregados para averiguar a qualidade da água de dessedentação. Normalmente, encontram-se em baixas concentrações em águas subterrâneas não contaminadas. De acordo com a literatura, valores de nitrato superiores a 9 mg/L podem estar associados a poluição oriunda de fertilizantes e efluentes domésticos, sendo que no presente trabalho, os poços avaliados apresentaram uma concentração média abaixo deste valor (MUELLER & HELSEL, 1996; FEITOSA et al., 2008). Todas as fontes avaliadas também apresentaram concentrações de nitrito e nitrato abaixo dos valores máximos recomendados para dessedentação animal, 10 mg/L e 90 mg/L, respectivamente. Estes compostos possuem um grande poder oxidante, sendo o nitrito aproximadamente 10 vezes mais tóxico que o nitrato (AL-QUDAH et al., 2009; BAGLEY et al., 1997). O trato digestivo de espécies de ruminantes e herbívoros possuem bactérias capazes de converter nitrato em nitrito. O último composto é facilmente absorvido, ocasionando sinais clínicos de intoxicação como: falta de coordenação motora, respiração dificultada, descoloração das membranas mucosas e vômitos (FAN et al., 1996; SEZER et al., 2011).

Quanto à avaliação da qualidade da água para irrigação, os resultados demonstraram que a maior parte das fontes hídricas avaliadas apresentaram qualidade ruim e péssima para tal atividade. Cloreto, sódio e condutividade foram os parâmetros que mais se distanciaram dos limites recomendados nas duas fontes hídricas avaliadas. Resultados semelhantes foram obtidos por Antas (2017), em sete comunidades do oeste Potiguar. Aplicando o mesmo índice, o autor demonstrou que 39,29 % da água dos poços, e 78,57% do rejeito da dessalinização, integraram as classes de pior qualidade (Classe IV e V) (ANTAS, 2017). Já Cosme (2011), em um estudo realizado em trinta localidades rurais de Mossoró-RN, verificou que as águas dos poços e do rejeito possuíam níveis de restrição, variando de moderado a severo, quando avaliadas para irrigação. Ambas as fontes continham elevados teores de sódio, cloreto, cálcio, limitando a irrigação de superfície, como a de aspersão (COSME, 2011).

No estado do RN, grande parte dos sistemas de dessalinização encontram-se alocados sob poços perfurados em aquíferos com águas salobras, normalmente com reduzida capacidade de infiltração e armazenamento de água, como o Jandaíra e Cristalino (SILVA et al., 1999; SILVA, 2003; COSTA et al., 2006; MMA, 2012). A maior parte do estado (60%), 30.658 km<sup>2</sup>, é ocupada pelo aquífero Cristalino, caracterizado por apresentar baixa capacidade produção (até

3 m<sup>3</sup>/h), com águas chegando a salinidades de até 36.000 mg/L (IICA/RN, 2002; LOPES, 2006; MONTENEGRO & MONTENEGRO, 2012). O aquífero Jandaíra ocupa uma menor porção do território, aproximadamente 17.756 km<sup>2</sup>, possuindo uma maior capacidade de produção (até 50 m<sup>3</sup>/h), e águas com menores salinidades (até 5.000 mg/L) (IICA/RN, 2002). De acordo com Medeiros e colaboradores (2007), o número de poços perfurados no Jandaíra tem crescido a uma taxa muito elevada, tendo em vista a irrigação de culturas, e chegando a vazões de exploração de até 200 m<sup>3</sup>/h. No entanto, muitos poços perfurados nesse aquífero, como aqueles da região produtora de melão irrigado (Chapada do Apodi), apresentam elevadas concentrações de cloreto, afetando significativamente o rendimento de culturas mais sensíveis (MEDEIROS et al., 2003). No aquífero Cristalino do RN, Costa e colaboradores (2006) verificaram poços com elevadas concentrações de cloreto (14.714 mg/L) e sódio (6.183 mg/L), capazes de ocasionar danos às culturas mais tolerantes, e com águas impróprias para irrigação, de acordo com padrões internacionalmente estabelecidos (ANZECC, 2000; AYERS & WESTCOT, 1985). No entanto, as águas salobras podem ser empregadas para o cultivo de plantas halófitas, ou então, para a produção de espécies mais sensíveis, quando misturadas com outras fontes de menor salinidade. Silva e colaboradores (2014) verificaram que a diluição de águas salinas possibilitou a produção de forrageiras, sem reduzir o teor proteico das plantas. Ainda de acordo com alguns estudos, espécies cultivadas na região nordeste, como o milho (*Zea mays*), sorgo (*Sorghum bicolor*), figueira da índia (*Opuntia ficus-indica*), gliricídia (*Gliricidia sepium*, Jacq.), leucena (*Leucaena leucocephala*), capim-elefante (*Pennisetum purpureum Schum*) e erva-sal (*Atriplex nummularia*), apresentaram uma boa produtividade, mesmo quando irrigadas com águas de elevadas salinidades e com o rejeito da dessalinização (MORAES NETO, 2009; BARROSO et al., 2006; HERMES et al., 2014; DIAS et al., 2018).

Em países com problemas de escassez hídrica, o aproveitamento de águas salobras e salinas tem se tornado uma alternativa viável para o desenvolvimento de atividades agropecuárias (LIRA et al., 2020; DAGAR et al., 2019; JONES et al., 2019; SAGIB et al., 2019). No semiárido brasileiro, o cultivo de espécies halófitas (resistentes a sais), e a criação de animais mais rústicos, adaptados ao ambiente, pode ser uma alternativa para o aproveitamento das águas de baixa qualidade, adotando-se um correto manejo, e empregando as tecnologias apropriadas. Assim, a utilização de recursos locais é um fator de extrema importância, já que as pequenas comunidades rurais se encontram distantes dos centros urbanos, dos quais provêm os recursos necessários para o desenvolvimento de variadas atividades produtivas.

## 5. CONCLUSÃO

No presente trabalho, a água dos poços e do concentrado salobro apresentaram potencial de utilização para o desenvolvimento de atividades produtivas locais, tais como irrigação e dessedentação animal. As fontes hídricas avaliadas mostraram um menor grau de restrição para utilização na pecuária, quando comparada à agricultura. No entanto, torna-se necessário o correto manejo de tais recursos, com base nas suas características físico-químicas, tendo em vista evitar a redução da produtividade agropecuária, e os riscos ambientais associados a salinização dos solos e dos lençóis freáticos.

### Agradecimentos

Os autores agradecem ao Programa Água Doce (PAD) e a Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte (SEMARH), pelo fornecimento dos dados empregados no presente estudo. Agradecem também, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa de pesquisa.

### REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, R. F. Palma forrageira na alimentação de ovinos e caprinos no semi-árido brasileiro. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v.7. n.4: p. 08-14, 2012.
- AHMED, M.; ARAKEL, A.; HOEY, D.; THUMARUKUDY, M. R.; GOOSEN, M. F.; AL-HADDABI, M.; AL-BELUSHI, A. Feasibility of salt production from inland RO desalination plant reject brine: a case study. **Desalination**, v.158, n.1-3, p.109-117, 2003.
- AHMED, M.; SHAYYA, W. H.; HOEY, D.; MAHENDRAN, A.; MORRIS, R.; AL-HANDALY, J. Use of evaporation ponds for brine disposal in desalination plants. **Desalination**, v.130, n.2, p.155-168, 2000.
- AL-QUDAH, K. M.; ROUSAN, L. M.; EREIFEJ, K. I. Nitrate/nitrite poisoning in dairy cattle associated with consumption of forages irrigated with municipally treated wastewater. **Toxicological & Environmental Chemistry**, v.91, n.1, p.163-170, 2009.
- ANTAS, F. P. D. S.; DE FREITAS, J. J.; OLIVEIRA, A. M. D.; DIAS, N. D. S.; LIMA, A. D. O.; SOUSA NETO, O. N. D. Proposta de índice para avaliação da qualidade das águas de estações de dessalinização. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.22, n.10, p.667-672, 2018.

- ARAUJO, G. G. L.; VOLTOLINI, T. V.; TURCO, S. H. N.; PEREIRA, L. G. R. A água nos sistemas de produção de caprinos e ovinos. **In: Voltolini, T. V. (2011). Produção de caprinos e ovinos no Semiárido**. Embrapa Semiárido: Petrolina, Brazil, 2011.
- BAGLEY, C. V.; AMACHER, J. K.; POE, K. F. Analysis of water quality for livestock. **AH/Beef**, v. 28, p.1, 1997.
- BARROSO, D. D.; ARAUJO, G. G. L.; PORTO, E. R.; PORTO, F. R. Produtividade e valor nutritivo das frações forrageiras da erva-sal (*Atriplex nummularia*) irrigada com quatro diferentes volumes de efluentes da criação de tilápia em água salobra. **In: BARROSO, D. D.; ARAUJO, G. G. L.; PORTO, E. R.; PORTO, F. R. Artigo em periódico indexado (ALICE)**. Embrapa Semiárido, Petrolina-PE, 2006.
- BIRNHACK, L.; SHLESINGER, N.; LAHAV, O. A cost effective method for improving the quality of inland desalinated brackish water destined for agricultural irrigation. **Desalination**, v.262, n.1-3, p.152-160, 2010.
- CAMPOS, R. T. Avaliação benefício-custo de sistemas de dessalinização de água em comunidades rurais cearenses. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v.45, n.4, p.963-984, 2007.
- CICHELLA, D.; ALBANESE, S.; VIVO, B.; DINELLI, E.; GIACCIO, L.; LIMA, A.; VALERA, P. Trace Elements and Ions in Italian Bottled Mineral Waters: Identification of Anomalous Values and Human Health Related Effects, **Journal of Geochemical Exploration**, v.107, n.3, p.336-349, 2010.
- COSTA, A. M. B.; MELO, J. G.; SILVA, F. M. Aspectos da salinização das águas do aquífero cristalino no estado do Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil. **Águas Subterrâneas**, v. 20, n. 1, 2006.
- COTRUVO, J.; VOUTCHKOV, N.; FAWELL, J.; PAYMENT, P.; CUNLIFFE, D.; LATTEMANN, S. **Desalination technology: health and environmental impacts**. CRC Press., 2010, p.212.
- CUZICK, J. A Wilcoxon-type test for trend. **Statistics in medicine**, v. 4, n. 1, p. 87-90, 1985.
- DAGAR, J. C.; YADAV, R. K.; SHARMA, P. C. (Eds). **Research developments in saline agriculture**. Singapore: Springer Nature Singapore, 2019.
- DIAS, N. S.; QUEIROZ, R. N. F.; MELO, M. R. D. S.; FERNANDES, C. D. S.; FREITAS, J. M. C. Cultivo da erva sal fertirrigado com efluente da piscicultura de viveiros preenchidos com rejeito da dessalinização. **Irriga**, v.1, n.2, p.40-46, 2018.
- FAHY, M. P.; TANSEL, B. (Eds.). **Concentrate Management in Desalination: Case Studies**. American Society of Civil Engineers, 2012.
- FAN, A. M.; STEINBERG, V. E. Health implications of nitrate and nitrite in drinking water: an update on methemoglobinemia occurrence and reproductive and developmental toxicity. **Regulatory toxicology and pharmacology**, v.23, n.1, p.35-43, 1996.

FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Statistical Yearbook**. FAO, Rome, Italy, 2015.

FERNANDES, F. B. P.; DE ANDRADE, E. M.; DE BRITO FONTENELE, S.; MEIRELES, A. C. M.; RIBEIRO, J. A. Análise de agrupamento como suporte à gestão qualitativa da água subterrânea no semiárido cearense. **Revista Agro@mbiente On-line**, v.4, n.2, p.86-95, 2010.

FLINN, P. C. **Tolerance of livestock to saline drinking water in Western Victoria: results of a survey**. Department of Agriculture, 1980.

FOLDAGER, R. A. **Economics of desalination concentrate disposal methods in inland regions: deep-well injection, evaporation ponds, and salinity gradient solar ponds**. New Mexico State University, Las Cruces, NM, Fall, 2003.

GORENFLO, A.; BRUSILOVSKY, M.; FAIGON, M.; AND LIBERMAN, B. High pH operation in seawater reverse osmosis permeate: First results from the world's largest SWRO plant in Ashkelon. **Desalination**, v.203, p.82, 2007.

IICA/RN - INSTITUTO INTERAMERICANO DE COOPERAÇÃO PARA A AGRICULTURA/GOVERNO DO ESTADO DO RIO GRANDE DO NORTE. **Plano de desenvolvimento sustentável da Zona Homogênea do Litoral Norte**. Natal, v.1. 2002. 301p.

HERMES, L. C.; ARAÚJO, G. L. G.; FAY, E. F.; BOEIRA, R. C. Potencial de uso das águas salobras em sistemas produtivos visando o aumento da capacidade de suporte das comunidades difusas do Semiárido com mínimo impacto ambiental. **In: fórum de apresentação de resultados de pesquisa: avanços e oportunidades**. Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna., RE012. p.9, 2014.

JONES, E.; QADIR, M.; VAN VLIET, M. T.; SMAKHTIN, V.; KANG, S. M. The state of desalination and brine production: A global outlook. **Science of the Total Environment**, v.657, p.1343-1356, 2019.

LADEWIG, B.; ASQUITH, B. **Desalination concentrate management**. Springer Science & Business Media, 2011.

LEONG, J.; TAN, J.; CHARROIS, J.; LADEWIG, B. P. Review of high recovery concentrate management options. **Desalination and Water Treatment**, v.52, n.40-42, p.7609-7627, 2014.

LIRA, J. B. D.; ANDRADE, A. P. D.; RODRIGUES MAGALHÃES, A. L.; CAMPOS, F. S.; ARAÚJO, G. G. L. D.; DEON, D. S.; SILVA, T. G. F. D. Production of Pearl Millet Irrigated with Different Levels of Brackish Water and Organic Matter. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.51, n.5, p.701-709, 2020.

MALAEB, L.; AYOUB, G.M. Reverse osmosis technology for water treatment: state of the art review. **Desalination**, v.267, n.1, p.1-8, 2011.

MATSUMOTO, Y.; KAJIWARA, T.; FUNAYAMA, K.; SEKINO, M.; TANAKA, T.; IWAHORI, H. 50,000 m<sup>3</sup>/day Fukuoka Sea water RO desalination plant by a recovery ratio of 60%. **International Desalination Association Conference**, Topsfield, Massachusetts, 2001.

MELO, D. F.; FURTADO, D. A.; NETO, J. D.; MATOS, J. J. L.; LEITE, P. G.; SANTOS, R. T. Composição físico-química de água de diferentes fontes utilizadas para consumo animal no semiárido brasileiro. **Revista Espacios**, v. 38, n.38, p.4, 2017.

MEZHER, T.; FATH, H.; ABBAS, Z.; KHALED, A. Techno-economic assessment and environmental impacts of desalination technologies. **Desalination**, v.266, n.1–3, p.263–273, 2011.

MONARCA, S.; DONATO, F.; ZERBINI, I.; CALDERON, R. L.; CRAUN, G. F. (). Review of epidemiological studies on drinking water hardness and cardiovascular diseases. **European Journal of Cardiovascular Prevention & Rehabilitation**, v.13, n.4, p.495-506, 2006.

MORAIS NETO, L. B. **Avaliação temporal do acúmulo de fitomassa e trocas gasosas do capim-canarana em função da salinidade da água de irrigação**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 2009. 74p.

MORILLO, J.; USERO, J.; ROSADO, D.; EL BAKOURI, H.; RIAZA, A.; BERNAOLA, F. J. Comparative study of brine management technologies for desalination plants. **Desalination**, v.336, p.32-49, 2014.

MINISTÉRIO DA SAÚDE – MS. **Portaria 05 de 28 de setembro de 2017**. Brasília, DF, 2017. Disponível em: [http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2017/prc0005\\_03\\_10\\_2017.html](http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2017/prc0005_03_10_2017.html). Acesso em: 20/07/2018.

NRC - NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Nutrient requirements of dairy cattle**. 7th rev ed National Academy Press. Washington, DC, USA, 2001.

QUIST-JENSEN, C. A.; MACEDONIO, F.; DRIOLI, E. Membrane technology for water production in agriculture: Desalination and wastewater reuse. **Desalination**, v.364, 1p.7-32, 2015.

RUNYAN, R. C.; SALLENAVE, R.; BADER, J.; MATHIS, C. P. **Water quality for livestock and poultry**. NM State University Cooperative Extension Service, College of Agricultural, Consumer and Environmental Sciences, 2016.

SADHUKHAN, H. K.; MISRA, B. M.; TEWARI, P. K. Treatment to Augment Water. In: Goosen, M. F. A., Shayya, W. H. (Eds.). **Water Management Purification & Conservation in Arid Climates**. Technomic Publishing Company: Lancaster, PA, 2000, p.1-29.

SAQIB, M.; AKHTAR, J.; ABBAS, G.; WAHAB, H. A. Saline agriculture: a climate smart integrated approach for climate change resilience in degraded land areas. In: LEAL FILHO, W. (Ed.). **Handbook of climate change resilience**. Cham: Springer International, 2019, p.1-19.

SEZER, K.; ALBAY, M. K.; OZMEN, O.; HALIGUR, M.; SAHINDURAN, S.; MOR, F.; KÖKER, A. Haematological, biochemical and thyroid gland investigations in pregnant cows and in calves chronically intoxicated with nitrate. **Revue de Médecine Vétérinaire, Toulouse**, v. 162, n. 5, p. 223 - 228, 2011.

SILVA, J. L. D. A.; MEDEIROS, J. F. D.; ALVES, S. S.; OLIVEIRA, F. D. A. D.; SILVA JUNIOR, M. J. D.; NASCIMENTO, I. B. D. Uso de águas salinas como alternativa na irrigação e produção de forragem no semiárido nordestino. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.18, p.66-72, 2014.

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

SILVA, S. G. **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**. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP, 2003.

PRAMANIK, B. K.; SHU, L.; JEGATHEESAN, V. A review of the management and treatment of brine solutions. **Environmental Science: Water Research & Technology**, v.3, n.4, p.625-658, 2017.

PÉREZ-GONZÁLEZ, A.; URTIAGA, A. M.; IBÁÑEZ, R.; ORTIZ, I. State of the art and review on the treatment technologies of water reverse osmosis concentrates. **Water research**, v.46, n.2, p.267-283, 2012.

VAN DER BRUGGEN, B.; LEJON, L.; VANDECASTEELE, C. Reuse, treatment, and discharge of the concentrate of pressure-driven membrane processes. **Environmental science & technology**, v.37, n.17, p.3733-3738, 2003.

VOUTCHKOV, N. **Desalination system and method for integrated treatment of brackish concentrate and seawater**. U.S. Patent n. 8,p. 206-589, 2012.

VOUTCHKOV, N. **Desalination Project Cost Estimating and Management**. CRC Press. 2018.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for drinking water quality**. 4 Th. Ed. Geneva, 2011. Disponível em: <http://apps.who.int/iris/handle/10665/44584>>. Acesso em: 30 set. 2016.

XEVGENOS, D.; MOUSTAKAS, K.; MALAMIS, D.; LOIZIDOU, M. An overview on desalination & sustainability: renewable energy-driven desalination and brine management. **Desalination and Water Treatment**, v.57, n.5, p.2304–2314, 2014.

XU, P.; CATH, T. Y.; ROBERTSON, A. P.; REINHARD, M.; LECKIE, J. O.; DREWES, J. E. Critical review of desalination concentrate management, treatment and beneficial use. **Environmental Engineering Science**, v.30, n.8, p.502-514, 2013.

YANG, C. Y.; CHANG, C. C.; TSAI, S. S.; CHIU, H. F. Calcium and magnesium in drinking water and risk of death from acute myocardial infarction in Taiwan. **Environmental Research**, v.101, n.3, p.407-411, 2006.

## **CAPÍTULO III**

**Implantação de sistemas de dessalinização em comunidades rurais do semiárido do Rio Grande do Norte: percepção social da água potável e das ações voltadas a ampliar o seu acesso universal**

ESTE ARTIGO FOI SUBMETIDO E ACEITO PARA PUBLICAÇÃO NO PERIÓDICO DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE E, PORTANTO, ESTÁ FORMATADO DE ACORDO COM AS RECOMENDAÇÕES DESTA REVISTA

DESENVOLVIMENTO  
E MEIO AMBIENTEBIBLIOTECA  
DIGITAL  
DE PERIÓDICOS  
BDP | UFPR

revistas.ufpr.br

## **Implantação de sistemas de dessalinização em comunidades rurais do semiárido do Rio Grande do Norte: percepção social da água potável e das ações voltadas a ampliar o seu acesso universal**

### ***Installation of desalination systems in rural communities in the semi-arid region of Rio Grande do Norte: social perceptions of drinking water and actions aimed at expanding their universal access***

Karlia Dalla Santa AMARAL<sup>1</sup>, Nádia D'Paula Santos da Silva MACHADO<sup>2</sup>, Julio Alejandro NAVONI<sup>1,3\*</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), Natal, RN, Brasil.

<sup>2</sup> Secretaria do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte, Natal RN, Brasil.

<sup>3</sup> Programa de Pós-graduação em Uso Sustentável de Recursos Naturais, Instituto Federal do Rio Grande do Norte (IFRN), Natal, RN, Brasil.

\*E-mail de contato: navoni.julio@gmail.com

Artigo recebido em 13 de dezembro de 2019, versão final aceita em 29 de julho de 2020, publicado em X de xxx de 2020.

**RESUMO:** A implantação de obras de infraestrutura hídrica é uma das linhas de ações voltadas a amparar o desenvolvimento de atividades produtivas no semiárido brasileiro. O presente estudo teve como objetivo avaliar a percepção de comunidades rurais de 24 municípios do semiárido do Rio Grande do Norte, a respeito de tecnologias de dessalinização, voltadas a disponibilizar água para consumo humano. Foram entrevistados, através de três formulários semiestruturados, diferentes grupos de indivíduos de 42 comunidades beneficiadas pelo Programa Água Doce (PAD), dentre estes: gestores dos sistemas de dessalinização (n=42), além das famílias usuárias (n=160) e não usuárias (n=87) da água dessalinizada. De acordo com os resultados encontrados, 53% das famílias eram usuárias dos sistemas de dessalinização. Gastos mensais fixos como: tarifa de energia elétrica (62%), remuneração de operadores (90%) e fundo de reserva (100%) foram majoritariamente liquidados pela própria comunidade. Apenas 18% dos usuários consideravam o sistema de abastecimento de água potável adequado antes da instalação dos dessalinizadores. Após a implantação da tecnologia, o modelo de gestão implementado, a performance de serviços e os riscos que acometiam o funcionamento dos sistemas foram pontuados e avaliados. Apesar dos entrevistados reconhecerem a importância dos dessalinizadores na ampliação da segurança hídrica comunitária, o presente trabalho salienta a necessidade de uma maior sensibilização da população, quanto aos instrumentos regulatórios e de saúde pública, dirigidos para facilitar a incorporação destas fontes potáveis no semiárido brasileiro.

*Palavras-chave:* dessalinização; recursos hídricos; comunidades rurais; água potável.

**ABSTRACT:** Installing water infrastructure is one of the strategies to support the development of productive activities in Brazil's semiarid region. This study seeks to assess how rural community members, from 24 municipalities in the semiarid region of Rio Grande do Norte, perceive desalination technologies aimed at making water available for human consumption. Three semi-structured forms were used to interview different groups of individuals from 42 communities who benefited from the Água Doce Program (PAD), such as managers of desalination systems (n = 42), user families (n = 160), and non-users (n = 87). Results reveal that 53% of the families were users of desalination systems. Most of the fixed monthly expenses, such as an electricity tax (62%), the operator's salary (90%), and a reserve fund (100%), were paid by the communities. Only 18% of users considered that the potable water system was adequate before the desalination plants were installed. After the technology was installed, the management model was implemented, and both service performance and risks affecting how the systems function were scored and evaluated. Although the interviewees recognized the importance of technology in expanding community water security, the present work highlights the need for greater public awareness of regulatory and public health instruments, aimed at facilitating the incorporation of these potable sources in Brazil's semiarid region.

*Keywords:* desalination; water resources; rural communities; potable water.

## 1. Introdução

No Brasil, o semiárido corresponde a uma área de 10% do território nacional, concentrando-se a maior parte deste, no Nordeste do país (MMA, 2005). A região Nordeste, é considerada uma das regiões semiáridas mais populosas do planeta, abrigando uma população de 21 milhões de habitantes, dos quais 51,4% vivem em zona rural (Carvalho & Egler, 2003; ANA, 2005; Friedel, 2012; IPEA, 2012). Durante os períodos de seca, o abastecimento hídrico das populações rurais dá-se, principalmente, pela água de poços tubulares, já que os recursos hídricos superficiais se encontram indisponíveis ou com uma qualidade imprópria para consumo humano (França & Moreno, 2017). Percebe-se que as águas subterrâneas assumem um importante papel frente a cenários de risco hídrico, devido estarem mais protegidas de contaminação, fornecerem água por prolongadas estiagens e encontrarem-se mais próximas do usuário final (Cosme *et al.*, 2011; Hirata & Conicelli, 2012; Oliveira, 2012; Villar, 2016). No entanto, 70% da região geológica do semiárido brasileiro é representada pelo embasamento cristalino, o qual caracteriza-se por apresentar pouca disponibilidade hídrica (vazões de 1-3 m<sup>3</sup>/h), e águas com altos teores de sais (Manoel Filho, 1997; Souza Filho, 1998; Manoel Filho & Feitosa, 2000; Suassuna, 2002). De acordo com Suassuna (2002), estima-se que 35% dos 60.000 poços escavados nesse domínio geológico estejam secos, obstruídos ou com teores salinos inadequados ao consumo humano.

Dentre as estratégias utilizadas para a mitigação dos problemas referentes à qualidade de água na região, a instalação de dessalinizadores tem sido umas das alternativas empregadas, a fim de atender os usos prioritários da água, conforme as diretrizes da política nacional de recursos hídricos (Brasil, 1997). As tecnologias de dessalinização mundialmente empregadas

na atualidade são as de processos térmicos e de separação por membranas (Gharfour *et al.*, 2013). O primeiro tipo é mais utilizado para sistemas de médio e grande porte, enquanto o último, em sistemas de baixa capacidade de produção (Younos & Tulou, 2005; Karagiannis & Soldatos, 2008).

Dentre os processos que utilizam pressão hidráulica para separação (microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose reversa), a filtração por osmose reversa foi o tipo de sistema adotado como alternativa mais viável para a extração do excesso de sais, entre outros elementos traços, da água de poços da região semiárida brasileira (Voutchkov, 2004; Santos *et al.*, 2010).

Este tipo de sistema tem se destacado em número de instalações, devido à compactação e resistência do equipamento, além dos baixos custos de instalação e operação, quando utilizado para tratar de baixos a moderados volumes de água (Herold *et al.*, 1998; Porto *et al.*, 2001; Amorim *et al.*, 2004; Soares *et al.*, 2006). No entanto, as estimativas de valores dependem de fatores como a qualidade da água de alimentação e dimensionamento dos sistemas, podendo haver variações para cada localidade. Por exemplo, em sistemas de menores dimensões, alimentados com água salobra, os custos de produção ( $> 20 \text{ m}^3/\text{dia}$ ) chegam a variar de 5,30 a 12,90 dólares (Karagiannis & Soldatos, 2008).

Apesar de existirem diferentes tecnologias para tratamento de água, atualmente 1,1 bilhão de pessoas vivem sem acesso a água potável no planeta (Shaw & Thaitakoo, 2010). A escassez da água potável representa, junto com a falta de saneamento básico, um dos principais riscos à saúde humana, sendo acentuada por problemas globais atuais, como o aquecimento global (IPCC, 2007; Wheeler & Von Braun, 2013). Apesar da avaliação da vulnerabilidade de sistemas de água potável ser diversa e complexa, há uma unificação dos riscos, no que tange à socialização da natureza e de seus recursos, e das inseguranças introduzidas pela modernização (Beck, 1992; Giddens, 1990; Depla *et al.*, 2020). Deste modo, a gestão da demanda de água é hoje um dos principais problemas na agenda da política de vários países, principalmente para aqueles em desenvolvimento, com muitas áreas periurbanas e rurais, as quais normalmente abrigam populações socialmente excluídas (Franceys & Gerlach, 2011). A elucidação das relações intrínsecas entre indivíduos e meio ambiente, bem como dos riscos associados a esta interação, torna-se importante para a compreensão de problemas socioambientais (Larson *et al.*, 2016; Santos *et al.*, 2018). A identificação de grupos populacionais submetidos a situações de risco, bem como a inclusão destes em processos decisórios, é uma tarefa fundamental para a avaliação de exposições diferenciadas e para a elaboração de programas preventivos, auxiliando na remediação do processo (Barcellos *et al.*,

1998; Woodhouse & Muller, 2017). Deste modo, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a percepção de comunidades rurais do semiárido do Rio Grande do Norte, a respeito de tecnologias implantadas na região, voltadas para permitir o acesso universal da água, através da implementação dos sistemas de dessalinização

## 2. Metodologia

### 2.1. Caracterização da área de estudo

O semiárido brasileiro é uma região definida em lei federal (nº 7 827, de 27 de setembro de 1989) e delimitada pelo Ministério da Integração Nacional (MIN, 2005). Engloba o Sudeste e Nordeste do país, sendo que maior a parte deste território se concentra na última região (89,5%), abrangendo ao todo, nove unidades da Federação. O Rio Grande do Norte (RN) é um dos estados pertencentes a esta região, tendo como limites o Oceano Atlântico (norte a leste) e os estados da Paraíba (sul) e Ceará (oeste). É dividido em 167 municípios, possuindo uma área total de 52 811,126 km<sup>2</sup>, o que equivale a 3,42% da área do Nordeste, e a 0,62% da superfície do Brasil. Encontra-se subdividido em quatro mesorregiões: Oeste Potiguar (62 municípios); Central Potiguar (37 municípios); Agreste Potiguar (43 municípios); e Leste Potiguar (25 municípios) (IBGE, 2017). Do total de municípios, 147 estão inseridos na porção semiárida, representando 92,97% do seu território (Medeiros *et al.*, 2012; Figueiredo *et al.*, 2016).

O presente estudo abrangeu 24 municípios do RN, distribuídos nas seguintes Mesorregiões: Central Potiguar (n=12), Agreste Potiguar (n= 6), Oeste Potiguar (n=5) e Leste Potiguar (n=1). Dentre os municípios abrangidos, foram amostradas 42 localidades, distribuídas de acordo com a Figura 1.

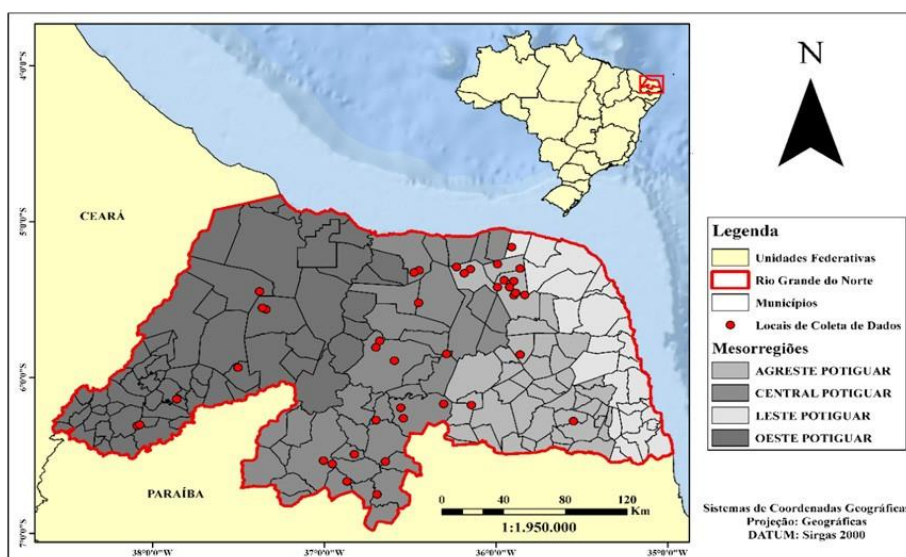


FIGURA 1 – Comunidades amostradas na análise de percepção, Rio Grande do Norte.

## *2.2. Base de dados*

A base de dados utilizada no presente estudo foi disponibilizada pelo Programa Água Doce (PAD), iniciativa governamental, que tem como objetivo garantir a pequenas populações rurais, o acesso a uma água de boa qualidade para consumo humano, através da implantação, recuperação e gestão de sistemas de dessalinização. As informações utilizadas foram coletadas no estado do Rio Grande do Norte (RN), e cedidas pela Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMARH), órgão responsável pela execução do PAD nesta unidade da Federação. Os dados foram obtidos por meio da aplicação de formulários semiestruturados, em 42 comunidades do RN, entre maio a julho de 2017. As amostragens foram realizadas em localidades que apresentavam sistemas de dessalinização implantados pelo PAD, com no mínimo três meses de funcionamento, a fim de proporcionar uma melhor percepção dos aspectos avaliados.

De acordo com a metodologia do PAD, a hierarquização dos municípios atendidos foi realizada através do Índice de Condição de Acesso à Água, fator calculado segundo as seguintes variáveis: menores índices pluviométricos e de desenvolvimento humano; maiores índices de mortalidade infantil (até 1 ano de idade) e de intensidade de pobreza; e ocorrência de águas subterrâneas salobras (MMA, 2012). Dentre os municípios, foi realizado, ainda, a seleção de comunidades, conforme alguns requisitos como: possuírem no mínimo 20 famílias; poço tubular instalado (vazão média superior a 1000 L/h); água subterrânea com Sólidos Totais Dissolvidos (STD) superior a 1000 mg/L; disponibilidade de energia elétrica e área para implantação do sistema. As regras de funcionamento do sistema foram estabelecidas pelo “Acordo de Gestão”, documento aprovado e assinado pelas famílias e representantes de instituições públicas, contendo direitos e deveres das pessoas beneficiadas pela água.

## *2.3. Estruturação das entrevistas*

A compilação das informações coletadas pelas entrevistas teve como objetivo verificar a percepção de pequenas comunidades rurais, em relação às tecnologias de dessalinização (osmose reversa) implementadas na região, a fim de mitigar a problemática da escassez hídrica local, avaliando pontos positivos e negativos de sua gestão/operação. Ao todo foram aplicados três formulários semiestruturados, sendo o público alvo constituído de gestores locais (operador do dessalinizador, membro do grupo gestor, ou presidente de associação comunitária) e famílias contempladas pelos sistemas de dessalinização implantados pelo

PAD. Estas famílias foram classificadas em dois grupos: “Usuárias” (n= 160) e “Não usuárias” (n=87), de acordo com a utilização ou não do serviço ofertado.

O primeiro formulário foi aplicado a um gestor (n=42) de cada localidade, a fim de caracterizar os sistemas de dessalinização, através de informações como: frequência semanal de distribuição de água e volume recebido/família; valor de contribuição mensal/família e existência de fundo de reserva comunitário; ente responsável pelo pagamento das taxas de energia elétrica e serviço de operação do sistema; e tipos de usos realizados com a água do rejeito salobro. No segundo formulário, voltado para as famílias usuárias, foram entrevistadas 160 famílias, sendo avaliada a percepção deste público em relação ao abastecimento de água potável, antes e após a instalação dos sistemas de dessalinização. Estas entrevistas também objetivaram identificar o grau de satisfação dos usuários perante o tipo de gestão implementada pelo PAD e regras estabelecidas (Acordo de Gestão), bem como averiguar sobre os problemas enfrentados pela comunidade. A atuação do PAD junto à comunidade foi avaliada através de dois componentes (mobilização social e sustentabilidade ambiental), responsáveis pela realização de reuniões/oficinas, visando à definição de regras, mediação de conflitos, e orientação para tópicos como saúde e meio ambiente. Em relação ao terceiro formulário, voltado para o público não usuário, foram entrevistadas 87 famílias, verificando o conhecimento destas, a respeito dos sistemas de dessalinização, além dos motivos para o não consumo da água dessalinizada. Os formulários foram compostos, em sua maior parte, por perguntas de resposta fechada, sendo realizada uma amostragem aleatória simples, contemplando  $\geq 10\%$  do total de famílias por localidade. Para o processamento e análise dos dados utilizou-se o software *SPSS Statistics (Statistical Package for the Social Science)*, versão 26.

### **3. Resultados**

#### *3.1. Percepção dos sistemas de dessalinização*

O diagnóstico dos sistemas de dessalinização demonstrou que, para o percentual amostrado (n=247), do total de famílias (n=2.391) residentes nas localidades contempladas neste estudo, 53% eram usuárias dos sistemas de dessalinização, enquanto 47% não usufruíam da benfeitoria.

Os sistemas instalados possuíam diferentes períodos de funcionamento, os quais variaram de 3 a 130 meses. De acordo com análise de correlação de Pearson, constatou-se que as variáveis “tempo de funcionamento dos sistemas” e “quantidade de famílias usuárias”

apresentaram uma baixa correlação (0,19), não sendo detectada uma associação relevante entre elas.

A maior parte dos sistemas (76%) possuía no máximo dois anos de funcionamento, sendo que 19% possuía de 3 a 4 anos atividade e 2%, um período superior a 10 anos.

A sustentabilidade financeira dos sistemas foi verificada pela análise econométrica, sendo discriminada a titularidade de gastos mensais fixos como: tarifa de energia elétrica, remuneração de operadores e fundo de reserva (recurso destinado a serviços de reparo/manutenção) (Figura 2).

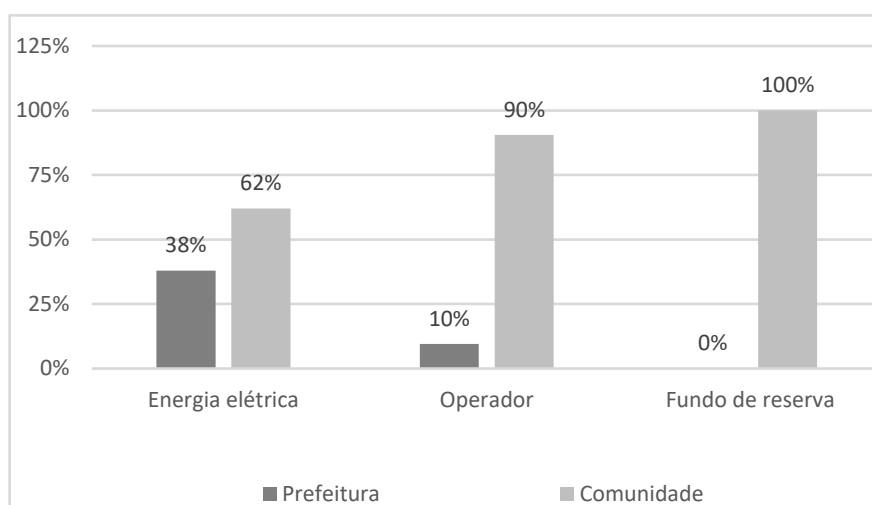


FIGURA 2 – Titularidade das despesas de manutenção dos sistemas de dessalinização de 42 comunidades do Rio Grande do Norte.

Na maior parte das localidades, a tarifa de energia elétrica foi liquidada pela própria comunidade (associação comunitária), enquanto que numa menor parte destas, as prefeituras assumiram o compromisso (Figura 2). Os valores pagos, referentes aos serviços de fornecimento de energia (funcionamento do poço e dessalinizador), obtiveram uma variação de até 15 vezes (Tabela 1). Em relação à remuneração do trabalho dos operadores dos sistemas, em 90% das comunidades o trabalho era voluntário (45%) ou remunerado pelo público usuário (45%), enquanto que em apenas quatro comunidades, as prefeituras assumiram a taxa (Figura 2). As gratificações para esta atividade obtiveram variação entre R\$ 3,00 a R\$ 870,00 (Tabela 1). Em relação ao fundo de reserva (taxa de contribuição mensal da comunidade para a manutenção dos sistemas), este foi estipulado por localidade, conforme o “Acordo de Gestão Compartilhada”, documento firmado entre poder público e a comunidade. De acordo com as entrevistas, foi observado que 73% das comunidades constituíram um fundo de reserva. A taxa mensal paga por família variou entre R\$ 1 a R\$ 5,00, com um fundo acumulado, oscilando num intervalo de até 200 vezes (Tabela 1). Em relação à utilização dos

produtos (água dessalinizada) e subprodutos (rejeito salobro) do processo de dessalinização, foi verificado que as famílias usuárias consumiam diariamente entre 10 a 120 litros de água dessalinizada, sendo o rejeito salobro utilizado por somente um terço das comunidades (33%). O subproduto era empregado para fins de dessedentação animal e irrigação, no entanto, a maior parte das comunidades aproveitava esta água apenas para a primeira finalidade (93%).

TABELA 1 – Despesas mensais e receitas de sistemas de dessalinização de 42 comunidades do Rio Grande do Norte.

<b>Despesa mensal (R\$)</b>			
	Média	Mínimo	Máximo
Nº de famílias usuárias	31	7	130
Tarifa de energia	404,2	80,00	1.200,00
Serviço de operação do sistema	190,26	3,00	870,00
Fundo de reserve	2,38	1,00	5,00
Taxa mensal paga por família	8,6	2,00	20,00
<b>Receita (R\$)</b>			
Fundo de Reserva			
Saldo acumulado	985,36	50,00	10.000,00

Em relação à percepção das famílias usuárias, verificou-se que menos de um quinto destas consideravam o sistema de abastecimento de água adequado (9% excelente e 9% bom), anteriormente à instalação dos sistemas de dessalinização. Um percentual elevado de entrevistados classificou o serviço como regular (24%), ruim (36%) e péssimo (22%), tendo em vista as necessidades da comunidade. Após a implantação dos sistemas, o desempenho de funcionamento foi avaliado mediante modelo de gestão aplicado e performance de serviços efetuados (Figura 3). Nenhum dos itens descritos recebeu avaliação péssima, sendo que uma minoria dos usuários os classificou como regular ( $\leq 6\%$ ) e ruim ( $\leq 1\%$ ). De maneira geral, as respostas dos entrevistados evidenciaram uma elevada satisfação, com mais de 90% de respostas satisfatórias (excelente e bom) para cada aspecto e/ou variável avaliada. Entre estes, a “qualidade da água dessalinizada” destacou-se por ser o item com maior percentual de classificação “excelente”, descrita nas palavras dos entrevistados, do seguinte modo: “(...) a água da máquina é muito boa por não ter gosto (...)”, “(...) parece com a água mineral comprada (...)”. No entanto, uma pequena parte dos entrevistados (4%) alegou sentir gosto de cloro na água dessalinizada, ou informou que a água permanecia com gosto salobro após o processo de osmose reversa. Quanto ao volume de água disponibilizado por família, considerando sua utilização apenas para consumo humano, a quantidade estipulada conseguiu atender a demanda destinada a esta finalidade, atingindo 94% de respostas satisfatórias (excelente e bom). O “horário de funcionamento” dos sistemas também se mostrou adequado, sendo que apenas 6% (regular e ruim) dos entrevistados mencionaram que o período de

distribuição de água ocorria matinalmente muito cedo, ou com intervalo de distribuição (horas/dia) muito reduzido, de forma a atender a todas as famílias, representada no seguinte relato: “(...) *minha casa é mais distante que as outras e por isso, chego mais tarde, e já tem muita gente para pegar água (...)*”. Em “serviços de operação dos sistemas”, 7% (regular e ruim) dos entrevistados mencionaram que o sistema poderia ser melhor operado pelo responsável, havendo um menor desperdício da água dessalinizada durante este processo. Em relação às “taxas de contribuição”, alguns usuários (4%) sugeriram tanto um aumento, como uma redução nos valores praticados.

A elevação dos valores foi justificada como alternativa de viabilizar a gratificação dos operadores, nas localidades onde o serviço era realizado de maneira voluntária. Frentes de ação incorporadas ao PAD, envolvendo aspectos relacionados à participação social (componente mobilização social) e ao meio ambiente (componente sustentabilidade ambiental), também foram abordadas neste estudo, mediante a avaliação de sua atuação junto à comunidade, por meio de reuniões e oficinas ministradas (Figura 3). A maior parte dos usuários avaliou as reuniões promovidas pelo primeiro componente como “excelente” e “bom”, com 97% de respostas satisfatórias. No entanto, quando estes entrevistados foram indagados acerca de sua presença nos eventos promovidos, somente 66% confirmaram participação. Em relação aos eventos promovidos pelo componente “Sustentabilidade ambiental”, nenhum dos entrevistados classificou-os negativamente (regular, ruim e péssimo), obtendo-se 100% de respostas satisfatórias (excelente e bom). No entanto, menos da metade (38%) dos usuários afirmaram ter participado das oficinas ministradas, através das quais foram repassadas informações referentes à qualidade da água, à saúde e ao meio ambiente, como representado nos seguintes relatos: “(...) *nas reuniões a gente fica sabendo porque o concentrado não pode ser jogado no solo (...)*”, “(...) *as reuniões da sustentabilidade ainda tem pouca gente (...)*”, “(...) *todo mundo deveria ficar sabendo sobre as doenças que a água não tratada traz (...)*”.

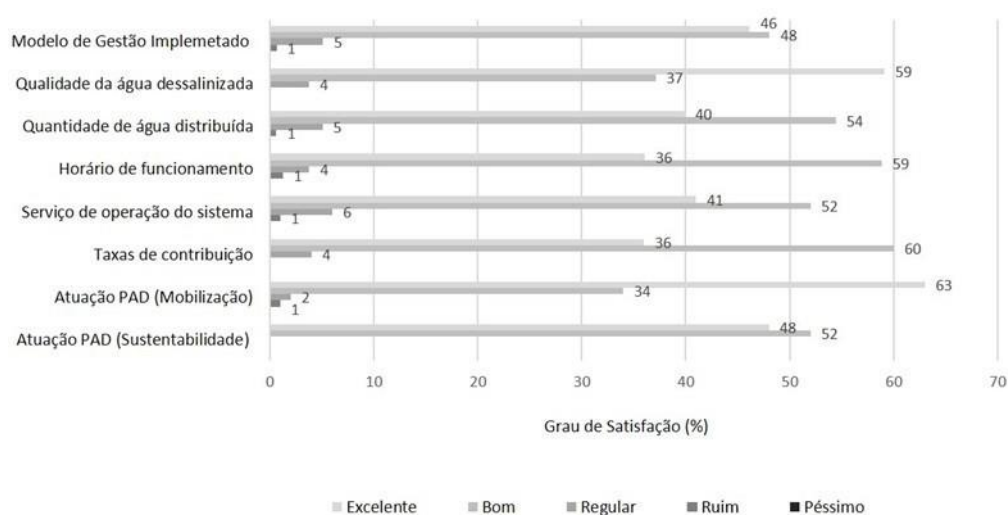


FIGURA 3 – Grau de satisfação dos usuários em relação a gestão/serviços referentes à sistemas de dessalinização implantados pelo Programa Água Doce (PAD), Estado do Rio Grande do Norte.

Para averiguar quais os principais riscos que acometiam o funcionamento dos sistemas, os usuários foram questionados em relação aos problemas que ocorreram durante a sua instalação e operação. Os problemas mencionados foram classificados em cinco categorias: manutenção, gestão, sustentabilidade, obras civis, entre outros. A maior parte das dificuldades foram classificadas como de “manutenção” (74%), incluindo relatos como: mau funcionamento da bomba do sistema e bomba do poço (bomba queimada ou com baixa potência, implicando em nenhuma ou baixa produção de água), entupimento dos filtros do dessalinizador e vazamentos das caixas d’água. Os problemas classificados como “gestão” (18%), relacionaram-se a conflitos interpessoais causados por fatores como: não pagamento da conta de energia, dificuldade de relacionamento com o operador do sistema e insatisfação em relação às regras estabelecidas pelo acordo de gestão (quantidade de água distribuída e horário de funcionamento do sistema). Já os referentes a “sustentabilidade” (5%), foram relativos à insatisfação, quanto à qualidade da água dessalinizada. Outras (3%) dificuldades, corresponderam a situações externas, como oscilação ou falta de energia elétrica. Não foram apontados problemas de “obras civis”.

Outro aspecto abordado foi o tipo armazenamento da água dessalinizada nas residências, devido a este fator possuir uma relação direta com a saúde comunitária. Foi observado que a maior parte dos entrevistados armazenava a água em recipientes com tampa (99%), o que reflete a assimilação das informações repassadas pelas oficinas promovidas pelo componente sustentabilidade ambiental” (Figura 4). De acordo com as entrevistas, baldes tampados e garrafões de 20 L foram os utensílios mais frequentemente empregados para o armazenamento da água. Uma menor parcela de entrevistados alegou armazenar água em

potes de barro, entre outras formas<sup>1</sup>. Apenas 1% entrevistados relatou armazenar água em recipientes abertos.

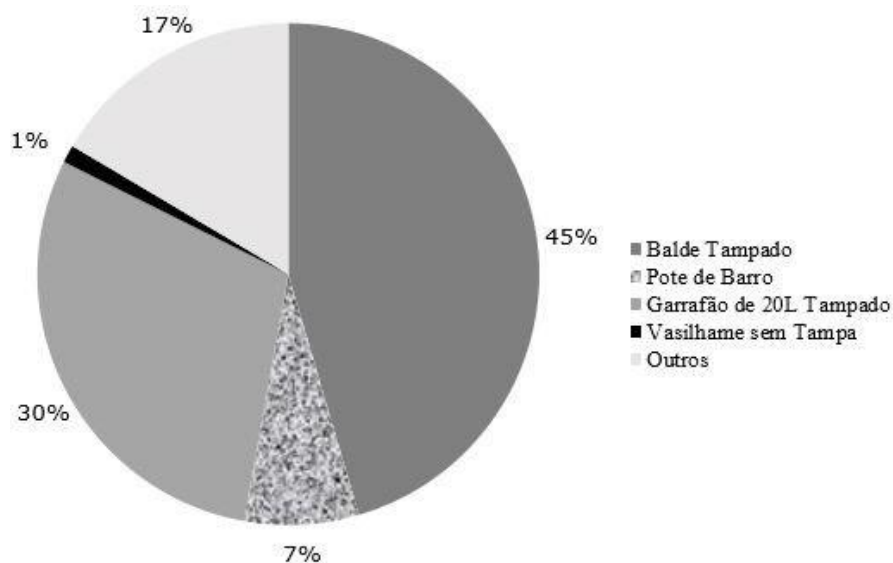


FIGURA 4 – Formas de armazenamento da água dessalinizada nas residências das famílias usuárias.

Informações relativas ao público “Não usuário”, o qual não consumia a água dessalinizada, foram levantadas através do formulário 3. Um percentual de 76% destas pessoas afirmou conhecer o sistema de dessalinização, no entanto, apenas 45% participaram das reuniões promovidas pelo componente mobilização social, encarregado por repassar as orientações gerais de funcionamento dos sistemas. Mais de 50% dos “Não usuários” não compareceram às reuniões, alegando como motivos: falta de tempo livre por afazeres gerais (47%); estar no trabalho (21%); falta de informação sobre o evento (17%); e falta de interesse (15%).

Em relação à não utilização da água dessalinizada, a maior parte do público “Não usuário” alegou ser o acesso a outras fontes hídricas, como a água de cisternas (61%) e de carros pipa (28%), o motivo de tal decisão. Uma menor parcela dos entrevistados (11%) atribuiu essa escolha a outros fatores<sup>2</sup>. Nenhuma família relatou não ter condições financeiras para contribuir com as taxas de manutenção dos sistemas. Por fim, foi observado que 77% do público “Não usuário” demonstrou interesse em consumir rotineiramente a água

<sup>1</sup>Forma de armazenamento de água descrita pelos “Usuários” como “Outros”: tambores, filtros de barro, caixas d’água, vasilhames e jarras, sendo todos estes recipientes com tampas;

<sup>2</sup>Motivos de não utilização da água dessalinizada descrita pelos “Não usuários” como “Outros”: distância percorrida até o dessalinizador, uso de água mineral industrializada, uso de água de poço e falta de recipientes adequados para coleta da água.

dessalinizada, enquanto uma menor parcela deste grupo (23%) se mostrou totalmente satisfeita com outras fontes de água potável disponíveis.

#### 4. Discussão

A maior parte do semiárido brasileiro encontra-se sobre a região geológica do cristalino, apresentando águas subterrâneas com elevadas concentrações de sais, entre outros elementos químicos (ABAS, 2003). Anteriormente o início da instalação dos sistemas de dessalinização nessa região, as comunidades rurais possuíam como fonte de abastecimento de água potável, a água advinda de cisternas e de carros pipas. Inicialmente, na década de 90 (Programa Água Boa), dessalinizadores foram instalados nas comunidades, sem que elas possuíssem qualquer orientação para sua manutenção a longo prazo, o que findava no sucateamento das máquinas (Oliveira, 2011; MMA, 2012).

Especialistas em percepção de risco, os quais realizaram estudos em diferentes países, demonstraram que o fator “confiança” é um dos responsáveis por moldar a aceitação ou rejeição de novas tecnologias implementadas (Ormerod & Scott, 2013; Feldman, 2012). De acordo com as experiências iniciais das comunidades rurais do semiárido brasileiro, os dessalinizadores eram instalados e funcionavam por um determinado tempo, e ao longo deste período, a água produzida piorava em qualidade, devido à falta de manutenção de filtros e membranas (MMA, 2012). De acordo com alguns estudos, foi verificado que em comunidades que enfrentaram problemas com a qualidade de água, o consumo de água mineral engarrafada era mais regular do que a de fontes locais, o que reforça a ideia de que experiências anteriores influenciam nos hábitos comunitários (Anadu & Harding, 2000; Butt, 2010).

Neste trabalho, a maior parte dos usuários entrevistados demonstrou um alto grau de insatisfação com as fontes de abastecimento de água potável, anteriormente à instalação dos sistemas de dessalinização. A água fornecida por carros pipa, além de ter fornecimento esporádico, por depender de iniciativas governamentais estaduais, também possui uma qualidade diferenciada, por advir de fontes superficiais ricas em matéria orgânica e microrganismos, assim como a água de cisternas (Silans, 2002; Correia *et al*, 2011). No entanto, verificou-se que após a instalação dos dessalinizadores, quase a metade da população estudada continuou consumindo somente a água destas fontes. Um fator que pode ter contribuído para este resultado, foi a maior parte das localidades estudadas (76%) possuir sistemas instalados há no máximo dois anos, o que representa um curto período de tempo, frente aos efeitos de ações de educativas a longo prazo. Além disso, foi observado um baixo

grau de adesão aos eventos promovidos, já que praticamente a metade das famílias entrevistadas não participaram destas ações.

Em relação ao público usuário, verificou-se uma elevada aceitação da tecnologia e modelo de gestão implantados, bem como do produto alvo do processo, a água dessalinizada. O pequeno grau de insatisfação foi devido ao sabor provocado pelos sais ou pelo cloro. As reclamações relativas aos sais foram provenientes de usuários de uma comunidade, onde foi instalado um sistema alimentado por energia solar, o qual encontrava-se em fase de teste. Inicialmente, este sistema não dispunha de bateria, sendo que em dias nublados, a energia gerada não era suficiente para promover um funcionamento contínuo da bomba do dessalinizador, o que contribuía para uma reduzida remoção dos sais. Apesar da concentração de sais (Sólidos Totais Dissolvidos) ser superior ao das outras localidades, sua concentração não ultrapassava os limites estabelecidos para consumo humano (1000mg/L) (Brasil, 2017). Em relação ao Cloro, uma parte dos entrevistados também relataram sentir um forte odor e sabor do produto na água. De acordo com as normas em vigor, uma concentração mínima de 0,2 mg/l de Cloro deve ser mantida na água, para que esta seja eficientemente desinfetada (Brasil, 2017). Devido ao Cloro evaporar e perder parte de sua ação, quando exposto ao calor, esse produto necessita ser adicionado com determinada frequência a água destinada ao consumo humano (Kitazawa *et al.*, 2006; Puget *et al.*, 2010). No caso da água do dessalinizador, a solução para sua cloração (Cloro granulado 60%) possuía uma renovação semanal, de acordo com as orientações repassadas aos operadores do sistema nos cursos de capacitação, o que explicaria a percepção dos usuários em relação a este elemento.

Apesar da dessalinização por osmose reversa ser um processo que garante a remoção de sais e de microrganismos da água, a sua qualidade pode ser alterada entre o ponto de produção e o ponto de consumo (Lee, 2013). Normalmente, a falta de limpeza das tubulações e caixas de armazenamento, a cloração inadequada da água e a ausência de treinamento dos operadores, são fatores fortemente relacionados com a contaminação do produto final (Abu Amr & Yassin, 2008; Fragkou & Mcevoy, 2016; Kumpel & Nelson, 2016). Além disso, no Brasil, as Soluções Alternativas Coletivas (SACs) de abastecimento de água potável, como os dessalinizadores, são consideradas uma das modalidades menos monitoradas pelo Programa Nacional de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (Vigiagua). De acordo com Raven e colaboradores (1998), a maior parte destes sistemas não são cadastrados no Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (Sisagua/Vigiagua), e quando são, em mais da metade destes, não é realizado qualquer tipo de tratamento na água de consumo. Neste trabalho, parte dos usuários detectou a presença de elementos que ocasionam gosto e odor à água, provocando insatisfação em relação a sua

qualidade. No entanto, a alteração de algumas propriedades organolépticas da água, nem sempre está associada à sua verdadeira condição de potabilidade. A presença de microrganismos, por exemplo, pode não ocasionar alterações sensorialmente perceptíveis, como cor e turbidez (WHO, 2011).

Em comunidades rurais do semiárido brasileiro, verifica-se que o funcionamento dos sistemas de dessalinização e a qualidade da água gerada dependem, em grande parte, da organização da própria comunidade (Hofmeister, 2002). Neste trabalho, os custos de operação e manutenção dos sistemas, na maioria das localidades, foi liquidado pelos próprios usuários, o que reflete a capacidade de gestão dos líderes. A maior parte das comunidades conseguiram constituir fundo de reserva, um fator de grande importância, já que a maior parte dos problemas relatados foram referentes a questões de manutenção. Em sistemas com filtração por osmose reversa (vazão de 1.800 litros/hora), o custo das membranas chega a representar 67% do valor total do aparelho, sendo o item mais caro de manutenção (Campos, 2007). Apesar de algumas das comunidades estudadas não terem constituído fundo de reserva, a troca de membranas dos sistemas estudados (variação de 3, 6 e 9 membranas por sistema) ocorre em média, a cada 6 anos, o que permite um planejamento a longo prazo, para arcar com tal custo de manutenção. No entanto, em comunidades com um número mínimo de usuários, nenhuma das taxas de fundo estipuladas se mostraram adequadas a proporcionar a substituição do nº mínimo de membranas (3), já que o custo unitário deste item gira em torno de R\$ 1.200,00.

Apesar dos problemas relacionados com a gestão serem os segundos mais citados, estes não perfizeram 20% da totalidade, o que demonstra a importância da incorporação da participação social e de modelos de gestão as tecnologias implementadas. O fortalecimento da autonomia comunitária pode ser visto como um dos pilares de programas efetivos de combate a riscos, como aqueles relacionados com a segurança hídrica. A compreensão dos riscos que acometem a sustentabilidade de ações voltadas a mitigar a problemática da escassez hídrica no semiárido, como a implantação de tecnologias de dessalinização, pode auxiliar numa melhor gestão compartilhada da água (comunidade, entes governamentais e sociedade civil), obtendo-se uma maior efetividade de ações a longo prazo (Marfai *et al.*, 2008).

## **5. Conclusão**

A qualidade hídrica reflete diretamente na vida das populações e no seu desenvolvimento. A universalização de fontes potáveis de água na região semiárida é, ainda, uma problemática de política pública atual. Neste trabalho foram detectados uma série de

fatores que necessitam ser abordados para maximizar a capacidades da instauração de sistemas de dessalinização em áreas de déficit hídrico, como no semiárido brasileiro. A falta de aderência reportada em algumas ações, demonstrou a necessidade de iniciativas voltadas para garantir a dessalinização como alternativa hídrica sustentável para comunidades rurais de baixa renda. Ações educativas de percepção do recurso hídrico ofertado, que melhore a confiança é um ponto relevante a ser tratado. Percebe-se que a escassez hídrica atua com um fator de vulnerabilidade das comunidades rurais difusas, tornando-as coadjuvantes nas decisões e políticas públicas implementadas na região. Intervenções locais, até mesmo aquelas capazes de gerar melhorias na qualidade de vida das populações, ainda refletem as estruturas históricas de poder nos espaços estudados, e a capacidade social das comunidades em conquistar seus interesses específicos. Além disso, estudos futuros dirigidos a avaliar a sustentabilidade hídrica, através dos monitoramentos da qualidade, são fatores diferenciais na otimização e viabilidade do processo de dessalinização, de modo a garantir a qualidade sanitária do produto final.

### **Agradecimentos**

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico (CNPq) pelo apoio financeiro da pesquisa.

### **Referências**

ABAS – Associação Brasileira de Águas Subterrâneas. *Água subterrânea: Minimização das consequências da seca no Nordeste*. São Paulo, ABAS Editora, 1. ed., 2003.

Abu Amr, S. S.; Yassin, M. M. Microbial contamination of the drinking water system and its impact on human health in Khan Yunis governorate, Gaza strip: seven years of monitoring (2000-2006). *Public Health*, 22(11), 1275–1283, 2008. doi: 10.1016/j.puhe.2008.02.009

Amorim, M. C. C.; Porto, E. R.; Matos, A. N. B.; Silva, D. F. Diagnóstico de sistemas de dessalinização de água salobra subterrânea em municípios do estado da Paraíba –Brasil. *Águas Subterrâneas*, 1, 1-17, 2004.

ANA – Agência Nacional de Águas. *Panorama da qualidade das águas subterrâneas no Brasil*. Brasília, 2005.

Anadu, E.; Harding, A. Risk perception and bottled water use. *Journal American Water Works Association*, 92(11), 82–92, 2000.

Barcellos, C.; Coutinho, K.; Pina, M. F.; Magalhães, M. M.; Paola, J. C.; Santos, S. M. Inter-relacionamento de dados ambientais e de saúde: análise de risco à saúde aplicada ao abastecimento de água no Rio de Janeiro utilizando Sistemas de Informações Geográficas.

*Cadernos de Saúde Pública*, 14, 597-605, 1998. Disponível em: <https://www.scielosp.org/pdf/csp/1998.v14n3/597-605/pt>

Beck, U. *The risk society*. Towards a new modernity. Londres: Sage, 1992.

Brasil. *Lei n. 9.433, de 8 de janeiro de 1997*. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Brasília: DOU de 9/1/1997.

Butt, K. D. *Perceptions of public drinking water in New-foundland and Labrador: A mixed methods study*. St. John's - Canadá, Tese (Doutorado), Memorial University of Newfoundland, 2010.

Campos, R. T. Avaliação benefício-custo de sistemas de dessalinização de água em comunidades rurais cearenses. *Revista Economia e Sociologia Rural*, 45(4), 963-984, 2007.

Carvalho, O.; Egler, C. A. G. (Orgs.). *Alternativas de desenvolvimento para o Nordeste semi-árido*. Fortaleza, Banco do Nordeste do Brasil, 2003.

Correia, R. C.; Kiill, L. H. P.; De Moura, M. S. B.; Cunha, T. J. F.; Junior, J.; Araújo, J. L. P. (Orgs.). *A região semiárida brasileira*. Petrolina, Embrapa Semiárido, 2011. Disponível em: <<https://www.alice.cnptia.embrapa.br/handle/doc/916891>>. Acesso em: Jan. 2019.

Cosme, C. R.; Dias, N. D. S.; de Oliveira, A. M.; Oliveira, E. M.; Sousa Neto, O. N. Produção de tomate hidropônico utilizando rejeito da dessalinização na solução nutritiva aplicados em diferentes épocas. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 15(5), 499-504, 2011.

Delpla, I.; Proulx, F.; Rodríguez, M. J. A methodology to prioritize spatio-temporal monitoring of drinking water quality considering population vulnerability. *Journal of environmental management*, 255, 109869, 2020. doi:10.1016/j.jenvman.2019.109869

Feldman, D. L. *Water*. Cambridge, UK, Polity Press., 2012.

Figueiredo, S. C. S.; Júnior, J. C. S.; Figueiredo, J. S. Política de combate dos efeitos da Seca no Semiárido Potiguar: o caso de Riacho do Sangue em Macaíba/RN, 2002-2010. *Caderno de Geografia*, 26(45), 201-223, 2016.

Fragkou, M. C.; Mcevoy, J. Trust matters: Why augmenting water supplies via desalination may not overcome perceptual water scarcity. *Desalination*, 397, 1-8, 2016. doi: 10.1016/j.desal.2016.06.007

Franceys, R. W.; Gerlach, E. Consumer involvement in water services regulation. *Utilities Policy*, 19(2), 61-70, 2011. doi: 10.1016/j.jup.2010.08.003

França, J. M. F.; Moreno, J. C. Uma reflexão sobre os impactos causados pela seca no Rio Grande do Norte de 2012 a 2016. *Parcerias Estratégicas*, 22(44), 213-232, 2017. Disponível em: <[http://seer.cgee.org.br/index.php/parcerias\\_estrategicas/article/viewFile/853/781](http://seer.cgee.org.br/index.php/parcerias_estrategicas/article/viewFile/853/781)>

Friedel, M. J. Data-driven modeling of surface temperature anomaly and solar activity trends. *Environmental Modelling & Software*, 37, 217-232, 2012. doi: 10.1016/j.envsoft.2012.04.016

Ghaffour, N.; Missimer, T. M.; Amy, G.L. Technical review and evaluation of the economics of water desalination: Current and future challenges for better water supply sustainability. *Desalination*, 309, 197-207, 2013. doi: 10.1016/j.desal.2012.10.015

Giddens, A. *As consequências da modernidade*. Sao Paulo: Editora da UNESP, 1990.

- Herold, D.; Horstmann, V.; Neskakis, A.; Plettner-Marliani, J.; Piernavieja, G.; Calero, R. Small scale photovoltaic de- salination for rural water supply—demonstration plant in Gran Canaria. *Renewable Energy*, 14(1–4), 293–298, 1998. doi: 10.1016/s0960-1481(98)00080-9
- Hirata, R.; Conicelli, B. Groundwater resources in Brazil: a review of possible impacts caused by climate change. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 84, 297-312, 2012. doi: 10.1590/S0001-37652012005000037
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Di- visão Regional do Brasil em regiões geográficas imediatas e regiões geográficas intermediárias* 2017. Rio de Janeiro, 2017. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/vi-sualizacao/livros/liv100600.pdf>>. Acesso em: Set. 2020.
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. *Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Working Group II Contributions to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007. Disponível em: <<https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ar4-wg2-chapter12-1.pdf>>. Acesso em: Mar. 2019.
- IPEA – Instituto de Pesquisas Econômicas Aplicadas. *A década inclusiva (2001-2011): desigualdade, pobreza e políticas de renda*. Relatórios do IPEA, n. 155. Brasília: IPEA, 2012. <Disponível em: <http://repositorio.ipea.gov.br/handle/11058/4639>>. Acesso em: Jul. 2019.
- Karangiannis, I. C.; Soldatos, P. G. Water desalination cost literature: review and assessment. *Desalination*, 223, 448- 456, 2008. doi: 10.1016/j.desal.2007.02.071
- Kitazawa, H. Keeping residual chlorine and decreasing unpleasant odor caused by disinfection of tap water. *Water Science and Technology: Water Supply*, 6(2), 193-199, 2006. doi: 10.2166/ws.2006.069.
- Kumpel, E.; Nelson, K. L. Intermittent water supply: prevalence, practice, and microbial water quality. *Environmental science & technology*, 50(2), 542-553, 2016. doi: 10.1021/acs.est.5b03973
- Larson, K. L.; Stotts, R.; Wutich, A.; Brewis, A.; White, D. Cross-cultural perceptions of water risks and solutions across select sites. *Society & Natural Resources*, 29(9), 1049-1064, 2016. doi: 10.1080/08941920.2015.1122132
- Lee, Y. An evaluation of microbial and chemical contamination sources related to the deterioration of tap water quality in the household water supply system. *International journal of environmental research and public health*, 10(9), 4143- 4160, 2013. doi: 10.3390/ijerph10094143
- Manoel Filho, J. Ocorrência das águas subterrâneas. In: Feitosa, A. C.; Manoel Filho, J. *Hidrologia: Conceitos e Aplicações*. Fortaleza: Serviço Geológico do Brasil - CPRM, p.13-33, 1997.
- Manoel Filho, J.; Feitosa, F. *Hidrogeologia: conceitos e aplicações*. Fortaleza: CPRM; Serviço Geológico do Brasil, 2000.
- Marfai, M. A.; King, L.; Sartohadi, J.; Sudrajat, S.; Budiani, S. R.; Yulianto, F. The impact of tidal flooding on a coastal community in Semarang, Indonesia. *The Environmentalist*, 28(3), 237–248, 2008. doi: 10.1007/s10669-007-9134-4
- Medeiros, S. D. S.; Pinto, T. F.; Hernan Salcedo, I.; Cavalcante, A. D. M. B.; Perez Marin, A. M.; Tinôco, L. B. D. M. *Sinopse do censo demográfico para o semiárido brasileiro*. Campina Grande: INSA, 2012. Disponível em: <<http://livroaberto.ibict.br/handle/1/941>>. Acesso em: Mar. 2020.

MIN – Ministério da Integração Nacional. *Portaria nº 89 de 16 de março de 2005*. Brasília: Dou de 21/4/2005.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. *Panorama da Desertificação do Rio Grande do Norte*. Natal: MMA/SERHID, 2005. Disponível em: <[http://www.mpggo.mp.br/portalweb/hp/9/docs/monografia\\_mma\\_-\\_panorama\\_da\\_desertificacao\\_no\\_rio\\_grande\\_do\\_norte.pdf](http://www.mpggo.mp.br/portalweb/hp/9/docs/monografia_mma_-_panorama_da_desertificacao_no_rio_grande_do_norte.pdf)>. Acesso em: 30 jul. 2020.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. *Programa Água Doce: Documento Base*. Brasília: MMA, 2012. Disponível em: <<https://aguadoce.mma.gov.br/anexos/documento-base.pdf>>. Acesso em: 15 mai. 2018.

MS – Ministério da Saúde. *Portaria 05 de 28 de setembro de 2017*. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Brasília: DOU de 05/10/2017.

Oliveira, A. M. *Potencial de utilização agrícola das águas “salobras” e residuárias da dessalinização por osmose reversa*. Mossoró, Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – UFERSA, 2011.

Oliveira, A. M. P. *Mobilização de íons em solos tratados com rejeito da dessalinização por osmose reversa*. Mossoró, Dissertação (Mestrado), UFERSA, 2012.

Ormerod, K. J.; Scott, C A. Drinking wastewater: Public trust in potable reuse. *Science, Technology, & Human Values*, 38(3), 351-373, 2013. doi:10.1177/0162243912444736

Porto, E. R.; Amorim, M. C. C.; Silva Júnior, L. G. A. Uso do rejeito da dessalinização de água salobra para irrigação da erva-sal (*Atriplex nummularia*). *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 5(1), 111-114, 2001.

Puget, S.; Beno, N.; Chabanet, C.; Guichard, E.; Thomas--Danguin, T. Tap water consumers differ from non consumers in chlorine flavor acceptability but not sensitivity. *Water research*, 44(3), 956-964, 2010. doi: 10.1016/j. watres.2009.10.009.

Raven, P. H.; Berg, L. R.; Johnson, G. B. (Orgs.). *Environment*. New York, USA, 2nd edition, Saunders College Publishing, 1998.

Santos, R. S. D. S.; Dias, N. D. S.; Sousa Neto, O. N. D.; Gurgel, M. T. Uso do rejeito da dessalinização de água salobra no cultivo da alface (*Lactuca sativa* L.) em sistema hidropônico NFT. *Ciência e Agrotecnologia*, 34(4), 983, 2010. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/cagro/v34n4/v34n4a26.pdf>>

Santos, M. N. R.; Navoni, J. A.; Amaral, V. S. Avaliação da percepção do risco em uma população do semiárido exposta a tóxicos ambientais. *Revista Educação Ambiental em Ação*, 62, 2018. Disponível em: <<http://www.revistaea.org/artigo.php?idartigo=3003>>.

Shaw, R.; Thaitakoo, D. (Orgs.). Chapter 1 Water communities: Introduction and overview. In: Shaw, R.; Thaitakoo, D. *Water communities*. Bingley, Emerald Group Publishing Limited, 2010, p. 1-13.

Sillans, A. P. Alternativas científicas e tecnológicas para abastecimento de água no semi-árido. In: Hofmeister, W. *Água e desenvolvimento sustentável no semi-árido*. 2002. Fortaleza, Fundação Konrad Adenauer, Séries debates, p. 133-160, 2002. Disponível em: <[https://www.kas.de/c/document\\_library/get\\_file?uuid=6868dcf0-2010-3626-b-134-81fb8d09fbec&groupId=252038](https://www.kas.de/c/document_library/get_file?uuid=6868dcf0-2010-3626-b-134-81fb8d09fbec&groupId=252038)>. Acesso em. Fev. 2020.

Soares, T. M.; da Silva, I. J.; Duarte, S. N. Destinação de águas residuárias provenientes do processo de dessalinização por osmose. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 10(3), 730-737, 2006. Disponível em: <[www.scielo.br/pdf/rbeaa/v10n3/v10n3a28.pdf](http://www.scielo.br/pdf/rbeaa/v10n3/v10n3a28.pdf)>

Souza Filho, O. A. *Geologia e Mapa de Previsão de Ocorrência de Água Subterrânea. Folha SA. 24-YDV Irauçuba, Ceará*. Dissertação (Mestrado), UFOP, 1998.

Suassuna, J. Água – um fator limitante para o desenvolvimento do Nordeste? In: Hofmeister, W. *Água e desenvolvimento sustentável no semi-árido*. Fortaleza, Fundação Konrad Adenauer, Séries debates, p. 117-131, 2002. Disponível em: <[https://www.kas.de/c/document\\_library/get\\_file?uuid=6868dcf0-2010-3626-b134-81fb8d09fbec&- groupId=252038](https://www.kas.de/c/document_library/get_file?uuid=6868dcf0-2010-3626-b134-81fb8d09fbec&-groupId=252038)>. Acesso em. Fev. 2020.

Villar, P. C. As águas subterrâneas e o direito à água em um contexto de crise. *Ambiente & Sociedade*, 19(1), 2016. Disponível em: [http://www.scielo.br/pdf/asoc/v19n1/pt\\_1809-4422-asoc-19-01-00085.pdf](http://www.scielo.br/pdf/asoc/v19n1/pt_1809-4422-asoc-19-01-00085.pdf).

Voutchkov, N. Seawater desalination costs cut through power plant co-location. *Filtration & Separation*, 41(7), 24-26, 2004. doi: 10.1016/S0015-1882(04)00317-9

Wheeler, T.; Von Braun, J. Climate change impacts on global food security. *Science*, 341(6145), 508-513, 2013. doi: 10.1126/science.1239402

WHO – World Health Organization. *Guidelines for drinking water quality*. 4 Th. Ed. Geneva, 2011. Disponível em: <<http://apps.who.int/iris/handle/10665/44584>>. Acesso em: Set. 2018.

Woodhouse, P.; Muller, M. Water governance - An historical perspective on current debates. *World Development*, 92, 225-241, 2017. doi: 10.1016/j.worlddev.2016.11.014

Younos, T.; Tulou, K. E. Overview of desalination techniques. *Journal of Contemporary Water Research & Education*, 132, 3-10, 2005. doi: 10.1111/?j.1936-704X.205.mp132001002.x

## **CAPÍTULO IV**

**Percepção da qualidade da água para consumo humano em comunidades rurais do semiárido do Rio Grande do Norte.**

ESTE ARTIGO FOI SUBMETIDO PARA PUBLICAÇÃO NO PERIÓDICO CADERNOS DE SAÚDE PÚBLICA E, PORTANTO, ESTÁ FORMATADO DE ACORDO COM AS RECOMENDAÇÕES DESTA REVISTA

## **Percepção da qualidade da água para consumo humano em comunidades rurais do semiárido do Rio Grande do Norte.**

### **RESUMO**

O presente estudo teve como objetivo verificar a percepção comunitária e a qualidade das fontes hídricas destinadas ao consumo humano, em quatro comunidades rurais do semiárido do RN. A qualidade da água dessalinizada e da água de cisternas foi avaliada através de parâmetros físico-químicos e microbiológicos. Um formulário semiestruturado, envolvendo aspectos higiênicos-sanitários, educativos, econômicos e ambientais, foi aplicado a 122 indivíduos, sendo as informações empregadas para uma avaliação de cenário, através da Matriz S.W.O.T. Dentre as fontes consumidas, a água dessalinizada (96%) foi a mais utilizada pela população. As duas fontes foram positivamente avaliadas, sendo classificadas como excelente ou boa (94.5%). No entanto, 46% dos entrevistados relatou perceber alterações nas propriedades organolépticas de tais fontes, principalmente, relacionadas com o sabor ocasionado pelo cloro e ou sais. Os resultados demonstraram contaminação microbiológica das duas fontes avaliadas. Cerca da metade dos entrevistados afirmou ter recebido informações sobre boas práticas higiênicos-sanitárias. Enfermidades, como diarreia e verminose, foram os exemplos mais citados. Mecanismos comunitários de gestão se mostraram como um importante instrumento na manutenção dos dessalinizadores. Interrupções na produção da água dessalinizada ocorreram com uma baixa frequência, estando mais relacionadas com a manutenção de rotina ou danos em partes do equipamento. No entanto, detectou-se a necessidade de uma maior sensibilização da população, através de abordagens educativas e de comunicação social, tendo em vista ampliar a percepção dos riscos associados à água de consumo humano.

**PALAVRAS-CHAVES:** Potabilidade da água; Soluções alternativas de abastecimento; Abastecimento de água.

**Perception of water quality for human consumption in rural communities from semiarid region of Rio Grande do Norte.**

**ABSTRACT**

This study aimed to verify water quality and community perception of water sources for human consumption in four rural communities from the semiarid region in RN. The quality of desalinated water and water from cisterns was evaluated through physical-chemical and microbiological parameters. A semi-structured form, involving hygienic-sanitary, educational, economic, and environmental aspects, was applied to 122 individuals, and the information used for a scenario evaluation, through the S.W.O.T. Matrix. Among the sources consumed, desalinated water (96%) was the most used by the population. Both sources were positively evaluated, being classified as excellent or good (94.5%). However, 46% of the interviewees reported changes in the organoleptic properties of such sources, mainly related to the taste caused by chlorine and/or salts. The results showed microbiological contamination of the two sources evaluated. About half of the interviewees said they had received information about good hygienic-sanitary practices. Diseases such as diarrhea and verminous were the most cited examples. Community management mechanisms proved to be an important tool in the maintenance of desalinators. Interruptions in the production of desalinated water occurred with a low frequency, being more related to routine maintenance or damage to parts of the equipment. However, it was detected the need for greater awareness of the population, through educational and media approaches, to broaden the perception of risks associated with drinking water.

**KEYWORDS:** Water potability; Alternative supply solutions; Water supply.

## INTRODUÇÃO

Desde a década de 80, a demanda de água doce vem aumentando a taxas de 1% ao ano, sendo impulsionada pelo crescimento populacional, desenvolvimento de atividades produtivas e mudança nos padrões de consumo <sup>1,2</sup>. Nas regiões hiperáridas, áridas, semiáridas e subúmidas, a escassez da água é agravada pelas características climáticas, geológicas e edáficas dessas regiões <sup>2</sup>. Eventos extremos, como as secas prolongadas, influenciam na qualidade de água disponível, potencializando os riscos para saúde humana, principalmente, de grupos populacionais que dependem diretamente deste recurso para a sua sobrevivência <sup>3,4</sup>.

Cerca de um terço da população mundial habita áreas de déficit hídrico, e desta parcela, 90% vivem em países em desenvolvimento, sob condições socioeconômicas restritas <sup>5,6</sup>. Até o final de 2010, mais de 400 milhões de pessoas encontravam-se nesta situação no mundo <sup>7,8</sup>. Nestes ambientes, a maior parte das comunidades bebe água diretamente de fontes naturais ou de sistemas simplificados de abastecimento de água, sem que haja qualquer tipo de tratamento <sup>2</sup>.

O semiárido brasileiro é considerado uma das regiões semiáridas mais populosas do planeta, englobando 22 milhões de habitantes, dos quais, mais da metade vivem na zona rural <sup>9,10</sup>. Nessa região, os pequenos núcleos populacionais utilizam a água de soluções alternativas individuais (SAI) e coletivas (SAC), como fontes de abastecimento de água potável <sup>11,12</sup>.

No Brasil, os municípios são os entes responsáveis pelo serviço de abastecimento humano, no entanto, em muitos estados da região nordeste, onde se concentra a maior parte do semiárido brasileiro, estas circunscrições territoriais não chegam a cumprir minimamente as metas estipuladas, sendo as SAIs e SACs os tipos de sistemas menos monitorados <sup>13</sup>. Fatores como a falta ou reduzida frequência de monitoramento, além do baixo grau de instrução da população, tem colaborado para que os padrões de qualidade da água potável raramente sejam atingidos <sup>14,13</sup>.

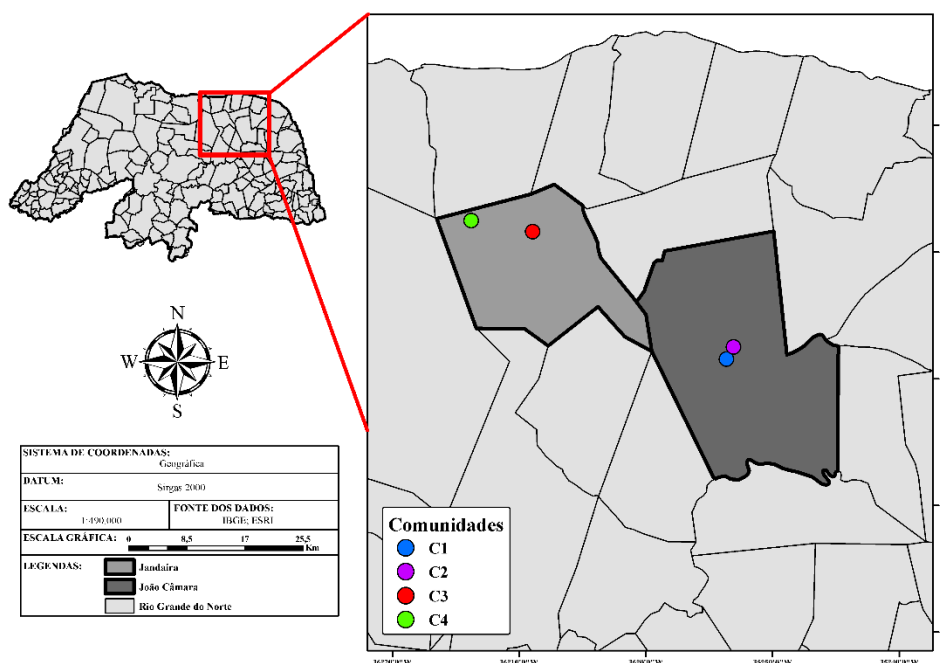
Estudos recentes têm demonstrado a devida importância da inserção da comunidade no processo de gestão da água destinada ao consumo humano, no fortalecimento e melhoria do serviço prestado <sup>15</sup>. Conhecimentos, sobre os hábitos e percepções dos indivíduos, podem ser utilizados para identificar as principais barreiras, em relação à escolha das fontes de água potável, contribuindo com o planejamento e intervenções necessárias para aumentar o seu acesso <sup>16</sup>. Desde modo, o presente estudo teve como objetivo, avaliar a percepção comunitária e a qualidade das fontes utilizadas para consumo humano, em comunidades rurais do semiárido Potiguar.

## METODOLOGIA

### Área de estudo

O presente estudo foi realizado nos Municípios de João Câmara e Jandaíra, ambos inseridos na Microrregião da Baixa Verde e Mesorregião do Agreste Potiguar, Estado do Rio Grande do Norte (Figura 1). Essa mesorregião possui um clima muito quente e semiárido, com ocorrência da estação chuvosa no primeiro semestre do ano, e com precipitações médias anuais inferiores a 880 mm<sup>17, 18, 19</sup>. Geologicamente, integra a região da Província Borborema, estando sob os domínios hidrogeológicos intersticial, cárstico-fissural e fissural<sup>18, 19</sup>. Quanto aos recursos hídricos superficiais, tem como principais rios, o Ceará-Mirim, o Potengi e seus afluentes, sendo configurada como uma rede hidrográfica intermitente<sup>20</sup>.

Para cada município foram escolhidas duas comunidades rurais beneficiadas por sistemas de dessalinização e cisternas, as quais empregavam estas fontes para seu abastecimento. Todas as comunidades abordadas foram caracterizadas como assentamentos rurais do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA), que possuíam como principal atividade produtiva, a agropecuária de subsistência. Nenhuma das comunidades possuía rede coletora de esgotos, de modo que os despejos sanitários eram armazenados em fossas sépticas, e aqueles oriundos de pias, tanques e água de banho, diretamente lançados ao solo<sup>21</sup>.



**Figura 1.** Comunidades rurais abrangidas pelo estudo, Municípios de Jandaíra e João Câmara, RN.

### **Análise de percepção ambiental – água e sistemas de abastecimento**

Através de uma entrevista semiestruturada, foi analisada a percepção dos moradores a respeito das fontes hídricas empregadas para consumo humano, em particular, de conhecimentos relacionados ao funcionamento dos sistemas de dessalinização, desde sua implementação. Questões relacionadas a aspectos higiênicos-sanitários, educativos, econômicos e ambientais foram abordados na pesquisa. Ao todo foram realizadas 122 entrevistas (jovens e adultos), por amostragem aleatória simples, abrangendo 10% do número total de famílias por localidade. As abordagens foram realizadas durante os finais de semana, devido haver uma maior probabilidade de as famílias encontrarem-se nas residências. A interação com os moradores foi realizada nos próprios domicílios, permitindo corroborar o discurso dos entrevistados, com as suas práticas reais de armazenamento da água para consumo humano. O formulário foi previamente aprovado pelo Comitê Central de Ética em Pesquisa (CEP) da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), de modo a manter o respeito pela dignidade humana e a proteção dos indivíduos participantes de pesquisa (CAEE 25690819.8.0000.5537/2020). O discurso das questões abertas foi interpretado com base na Análise de Conteúdo<sup>22</sup>. Todas as informações coletadas nas entrevistas foram empregadas para uma avaliação geral do cenário, por uma análise das fortalezas, fraquezas, oportunidades e ameaças, mediante a composição de uma Matriz S.W.O.T.<sup>23</sup>. Para esta análise, também foram empregados dados secundários obtidos para as localidades, como diagnósticos e informações da literatura<sup>24,21,25</sup>. A análise categorial dos dados foi realizada pelo software “Statistical Package for the Social Science” (SPSS *Statistics*), versão 26.

### **Caraterização da qualidade da água utilizada para consumo humano**

A avaliação da qualidade das fontes de água foi realizada a partir de dados primários e secundários. As informações de campo foram obtidas por meio de uma amostragem de água dessalinizada e da água de cisternas para cada localidade, em fevereiro de 2020. A água dessalinizada foi coletada diretamente do chafariz, local onde a água é distribuída para a comunidade. As mesmas foram submetidas a análises físico-químicas e microbiológicas, seguindo as recomendações pela “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater”<sup>26</sup>. As análises físico-químicas da água incluíram a aferição dos seguintes parâmetros: Cloreto, Ferro, Potássio, Sódio, Magnésio e Cálcio Sulfato, Bicarbonato, Carbonato, Compostos Nitrogenados, Dureza, Alcalinidade, Sólidos Totais Dissolvidos (STD), Condutividade, pH, Cor, Turbidez e Temperatura. Através das análises microbiológicas, técnica do Número Mais Provável (NMP), foi realizada a quantificação de coliformes totais e termotolerantes (*Escherichia coli*). Os dados secundários foram fornecidos pela Secretaria de

Recursos Hídricos do Estado do Meio Ambiente do Rio Grande do Norte (SEMARH-RN), da base de dados do Programa Água Doce (PAD), responsável pela implantação e monitoramento de sistemas de dessalinização no Estado. Essas informações foram referentes à qualidade da água dessalinizada, assim que os sistemas entraram em funcionamento (2015/2016).

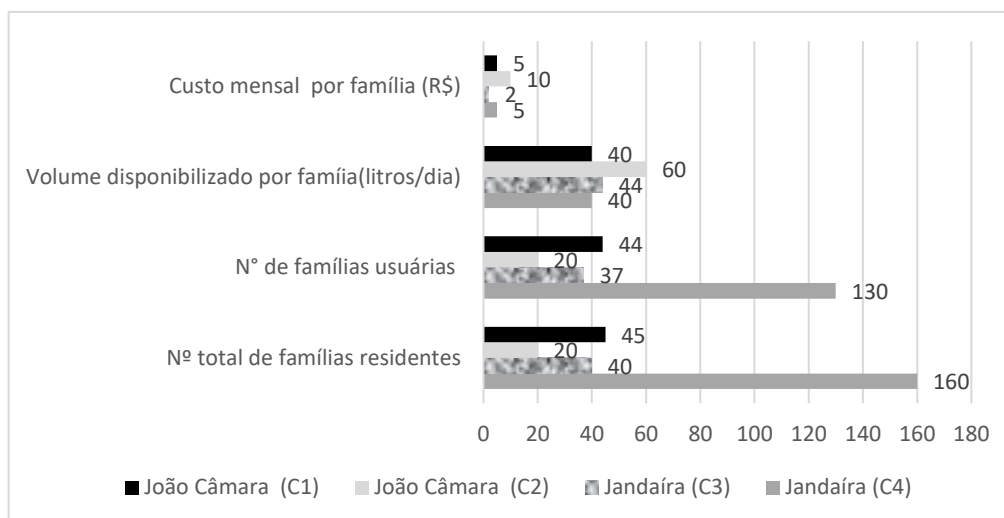
## RESULTADOS

A caracterização das fontes hídricas destinadas ao consumo humano foi realizada com base na percepção organoléptica de sua qualidade, além da verificação de aspectos relacionados a sua origem, disponibilidade e custos de obtenção. Foram entrevistadas 122 pessoas, dos sexos feminino (n=77) e masculino (n=45), com idade variando entre 18 a 83 anos. Nas comunidades amostradas, duas fontes de água eram consumidas pelos entrevistados: água dessalinizada (96%) e água de cisternas (4%). A qualidade da água consumida foi positivamente avaliada pela população, sendo classificada pela maior parte dos usuários, como excelente (47%) ou boa (47,5%). Apenas 5,5 % classificou o recurso como regular, não ocorrendo nenhuma avaliação ruim ou péssima. No entanto, quase a metade dos entrevistados (46%) relatou perceber, pontualmente, algum tipo de alteração nas propriedades organolépticas da água (sabor, odor e cor) durante o seu consumo. A maior frequência de relatos foi em relação ao sabor (87%), seguida do odor (10%) e da cor (3%). Em relação ao sabor, o cloro (38%) e a condição salobra da água (36%), foram mencionados como principais motivos de insatisfação, tendo em vista a qualidade do recurso avaliado. Um percentual de 13% não soube identificar o fator responsável pela alteração do sabor. Para odor, o cloro foi o único agente mencionado pelos entrevistados, enquanto para cor, não foi feita nenhuma associação com agente de origem.

A maior parte dos entrevistados (90%) relatou consumir, anteriormente à instauração do sistema de dessalinização, outras fontes hídricas, como a água de cisternas (57%), poços (37%) e água mineral industrializada (11%). A permuta das fontes de consumo foi ocasionada por fatores, tais como: qualidade e custos do produto. Além disso, em situações de escassez ou alteração da qualidade das fontes principais, alguns moradores mencionaram optar secundariamente por outras fontes alternativas. O consumo de água mineral industrializada, por exemplo, era adotado como medida provisória, quando os dessalinizadores estavam parados ou em manutenção.

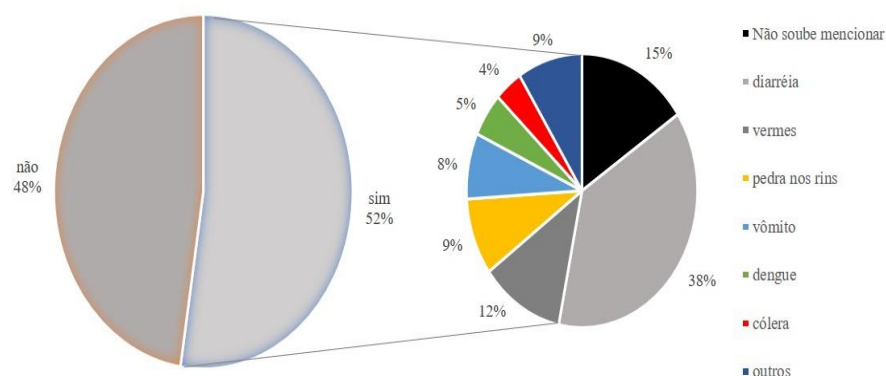
Quanto à origem da água consumida, apenas a água das cisternas advinha de outras localidades, de fontes superficiais, e em ocasiões de seca prolongada. No entanto, todos os usuários desse tipo de solução alternativa empregavam, prioritariamente, a água da chuva para abastecer os seus reservatórios. Deste modo, apenas a água dessalinizada possuía algum custo

rotineiro para seus consumidores, o qual variava entre as comunidades, de acordo com o número de famílias usuárias da tecnologia e volume de água produzida (Figura 2). O dimensionamento dos sistemas (nº de membranas) e a remuneração dos operadores, onde o trabalho não era realizado de modo voluntário, também influíam nos valores atrelados.



**Figura 2.** Caracterização da produção de água dessalinizada em quatro comunidades (C1 a C4) do Rio Grande do Norte, segundo: custos de aquisição, volume produzido e população atingida.

Em relação aos aspectos relacionados com a saúde, mais da metade do público entrevistado afirmou possuir algum conhecimento sobre possíveis doenças de veiculação hídrica. No entanto, parte deste grupo não soube exemplificar quais enfermidades eram transmitidas por esse meio, e ainda, citou-as erroneamente, mencionando sintomas ou organismos causadores, ao invés da própria enfermidade (Figura 3). Diarreia e verminose foram os exemplos mais citados (50%), sendo mencionado com menor frequência: leptospirose, pressão alta, doenças de pele, toxoplasmose e bacterioses.

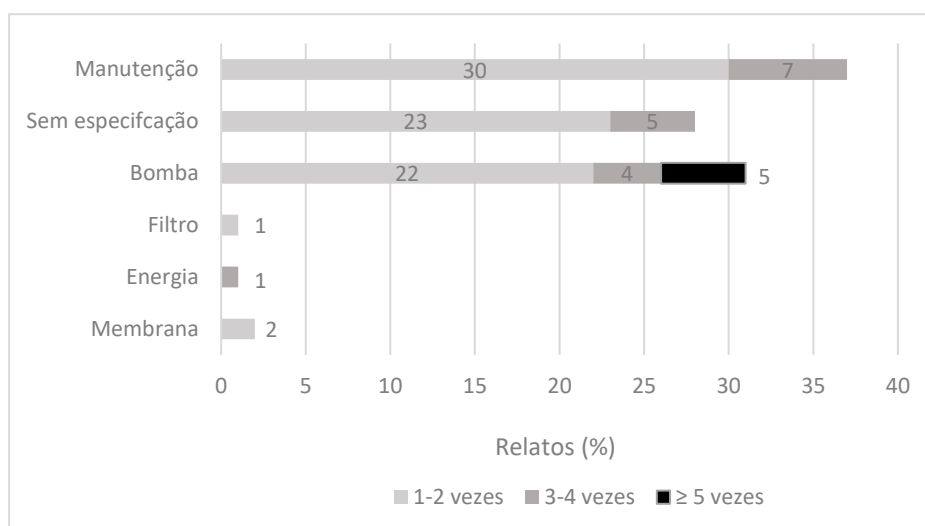


**Figura 3.** Percepção dos entrevistados, relacionada a doenças de veiculação hídrica.

A incorporação de boas práticas higiênico-sanitárias, voltadas para a manutenção da qualidade da água potável, foi analisada por meio de informações relacionadas com a participação dos indivíduos em evento de orientação, tipos de informações/treinamentos recebidos e caracterização do armazenamento da água potável na residência (recipientes utilizados). Quase metade dos entrevistados (47%) afirmou ter recebido informações/treinamento acerca boas práticas de manejo da água potável, principalmente de profissionais da saúde e da Secretaria do Estado do Meio Ambiente e dos Recursos hídricos do RN, sendo mais frequentemente citadas: a utilização de produtos químicos para desinfecção (48%) e procedimentos de limpeza dos recipientes de armazenamento (43%). Processos de desinfecção física, como a fervura da água e modos de armazenamento, também foram mencionados por alguns participantes (9%). A partir de relatos e observações “*in loco*”, comprovou-se que baldes (32%), garrafões (23%) e tambores (19%) foram os tipos de recipientes mais empregados para armazenar a água potável, seguidos de garrafas pet (9%), bombonas (6%), potes de barro (6%) e filtros caseiros (5%). Em todas as residências estes eram tampados, de forma prevenir a contaminação da água.

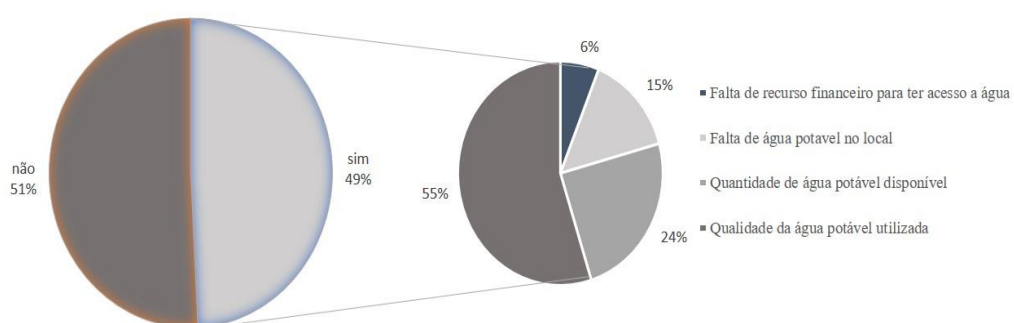
A percepção comunitária, acerca de tecnologias de produção de água potável, como os sistemas de dessalinização (osmose reversa), demonstrou que estas foram consideradas importantes por todos os entrevistados, incluindo os usuários de água de cisternas, os quais não consumiam água dessalinizada. O grau de adesão às tecnologias introduzidas foi verificado pelo tempo de consumo de água dessalinizada, desde a implantação dos sistemas. Verificou-se que 78% dos moradores antigos, os quais residiam na comunidade anteriormente à implantação da obra (>4 anos), consumiam a água dessalinizada desde o início da sua produção. Apenas 16% passaram a consumir a fonte um período após a implantação da obra. O restante dos usuários (6%), eram moradores mais recentes, residindo na localidade há menos de 4 anos, de modo que consumo não ocorreu concomitantemente ao funcionamento das benfeitorias.

Em relação à operação dos sistemas, desde a sua implantação, 82% dos entrevistados relatou que os deslizadores pararam de funcionar em algum momento. Parte das interrupções foram ocasionadas pelas revisões de rotina, ou por problemas em partes do equipamento (Figura 4). Essas interrupções ocorreram com uma baixa frequência (1-2 vezes), estando mais relacionadas com questões de manutenção ou danos nas bombas do sistema. No entanto, uma elevada proporção de entrevistados não soube relatar o motivo que ocasionou a cessação do serviço.



**Figura 4.** Motivos e frequência das interrupções do serviço de fornecimento de água dessalinizada.

Levando em consideração o histórico de enfrentamento de problemas de abastecimento hídrico das localidades, foi analisada a percepção dos entrevistados, quanto aos riscos relacionados com as fontes de consumo. Quase metade do público abordado detectou alguma ameaça relacionada com a água potável, sendo as mais frequentemente mencionadas, alterações na qualidade e na quantidade da água disponível (Figura 5). Além disso, parte dos entrevistados citaram a renda familiar, como um fator determinante no acesso às fontes de água de sua preferência, devido seu custo de aquisição.



**Figura 5.** Percepção comunitária acerca dos riscos relacionados com a água de consumo humano.

### **Qualidade das fontes hídricas empregadas para consumo humano**

Em relação as análises físico-químicas, laudos atuais demonstraram que todos os parâmetros de potabilidade, se encontraram dentro da normalidade para as duas fontes hídricas avaliadas, de acordo com a normativa em vigor, Portaria MS, 05/2017 (Tabela 1) <sup>27</sup>. No entanto, os valores de pH (5,0) e Ferro (0,36 mg/l) ultrapassaram os limites nas amostragens iniciais da água dessalinizada, em ambas as comunidades (C3 e C4) do Município de Jandaíra (Tabela 1).

Parâmetros como Cálcio e Magnésio não possuem valor determinado pela legislação brasileira, no entanto, a Organização Mundial da Saúde recomenda concentrações mínimas de 20 e 10 mg/l, respectivamente <sup>28</sup>. Todas as localidades apresentaram água dessalinizada com íons abaixo das concentrações recomendadas. Para água de cisternas, valores baixos de Cálcio foram observados nas comunidades C2 e C4, enquanto o Magnésio, apresentou baixas concentrações em todas as localidades. Valores mínimos de 100 mg/l de Sólidos Totais Dissolvidos (STD), também são recomendados pela OMS. Algumas amostras da água dessalinizada (C3 e C4), e da água de cisternas (C2 e C4), também apresentaram valores de STD abaixo deste limite.

**Tabela 1.** Parâmetros físico-químicos e microbiológicos da qualidade da água dessalinizada e da água de cisternas de quatro comunidades (C1 a C4) rurais do Rio Grande do Norte.

Parâmetros	ÁGUA DESSALINIZADA								ÁGUA DE CISTERNAS				VPM <sup>1</sup>
	João Câmara				Jandaíra				João Câmara		Jandaíra		
	C1		C2		C3		C4		C1	C2	C3	C4	
	inicial	Atual	inicial	atual	inicial	Atual	inicial	atual	Atual	atual	atual	atual	
<b>Cor, Uh</b>	2,5	<0,1	0,0	<0,1	0,0	<0,1	0,0	<0,1	9,3	7,6	<0,1	<0,1	15
<b>Turbidez, Ut</b>	0,0	<0,1	0,0	<0,1	0,1	<0,1	0,0	<0,1	1,0	0,4	<0,1	<0,1	5
<b>pH</b>	6,7	7,9	6,7	6,9	7,5	7,7	5,0	7,2	7,0	7,1	8,3	8,4	6,0 - 9,5
	mg/L												
<b>STD</b>	80,9	100,1	316,4	131,7	47,2	59,1	20,4	40,07	201,0	85,4	109,8	85,2	1000
<b>Dureza</b>	19,9	24,7	51,2	8,2	2,6	13,3	5,1	17,5	144,2	70,0	82,4	61,8	500
<b>N amoniacal</b>	0,00	<0,05	0,02	<0,05	0,00	<0,05	0,00	<0,05	<0,05	<0,05	0,12	0,17	1,5
<b>Nitrito</b>	0,00	<0,02	0,00	<0,02	0,00	<0,02	0,00	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	1,0
<b>Nitrato</b>	0,6	1,2	2,8	1,5	0,9	<0,1	0,0	<0,1	4,22	0,7	0,7	0,4	10
<b>Sódio</b>	15,0	25,1	53,3	38,1	6,9	15,2	4,0	5,2	5,6	2,7	5,9	2,2	200
<b>Ferro</b>	0,03	<0,05	0,00	<0,05	0,36	<0,05	0,02	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,3
<b>Sulfato</b>	12,8	<0,10	14,0	<0,10	0,30	<0,10	0,00	2,61	6,93	3,12	0,44	0,71	250
<b>Cloreto</b>	23,6	37,7	101,3	57,2	18,1	18,3	9,9	10,8	17,2	10,8	7,5	8,6	250
<b>Cálcio</b>	3,1	6,6	8,0	1,6	0,9	2,8	0,0	3,7	54,4	18,9	28,9	2,0	ND <sup>5</sup>
<b>Magnésio</b>	3,0	2,0	7,6	<0,5	5,9	1,5	1,2	2,0	2,0	5,5	2,5	0,5	ND
	UFC/100ml <sup>2</sup> ou NMP/100ml <sup>3</sup>												
<b>Coliformes totais</b>	74	230	5.900	23	Aus.	16	Aus.	<1,1	1.100	140	<1,1	400	Aus <sup>4</sup> . (UFC)
<b>Escherichia coli</b>	36	17	38	12	Aus.	5,1	Aus.	<1,1	110	40	<1,1	110	<1,1 (NMP)

<sup>1</sup>Valor Máximo Permitido (VMP), conforme a Portaria do Ministério da Saúde 05/2017.

<sup>2</sup> Unidade Formadora de Colônia (UFC) em 100ml, determinado pela Técnica da Membrana Filtrante; determinação de microrganismos nas análises iniciais de água dessalinizada; fonte de dados secundários (SEMARH, 2015/2016).

<sup>3</sup> Número Mais Provável (NMP) em 100 ml, determinado pela técnica do NMP; determinação de microrganismos nas análises atuais de água dessalinizada e da água de cisternas; fonte de dados primários.

<sup>4</sup>Ausência.

<sup>5</sup> Não Determinado (ND) pela norma em vigor.

Em relação à avaliação da qualidade microbiológica da água consumida, a presença de coliformes, indicadores da presença de microorganismos patogênicos, foi observada tanto em amostras da água dessalinizada, como na água das cisternas (Tabela 1). A avaliação mais recente da qualidade microbiológica da água dessalinizada, demonstrou contaminação por microorganismos, em três (C1, C2, C3) das comunidades incluídas neste estudo. Pelas análises realizadas no início da implantação dos sistemas, observou-se a presença de microorganismos em duas comunidades (C1 e C2), ambas pertencentes a João Câmara. Para a água de cisternas, apenas uma comunidade (C3) apresentou concentrações de coliformes (totais e termotolerantes) dentro dos limites estipulados. As cisternas da comunidade C1 apresentaram a maior concentração de microorganismos. Nesta localidade, a concentração de coliformes totais e *E. coli* ultrapassaram, em 4,7 e 6,5 vezes, respectivamente, os valores encontrados na água dessalinizada.

#### **Avaliação de percepção – Matriz S.W.O.T**

As informações obtidas através das entrevistas foram analisadas através de uma matriz S.W.O.T, sendo caracterizados dois ambientes. O ambiente interno, correspondeu às expectativas da comunidade, em relação as suas fontes de água potável. Já o ambiente externo, relacionou-se a ações de convivência com a seca, voltadas para promover melhorias na qualidade de vida da população. Para o ambiente interno, foram listadas as fortalezas e fraquezas, e para o ambiente externo, as oportunidades e ameaças (Quadro 1). As variáveis foram apontadas de acordo com a percepção dos entrevistados, diagnósticos socioambientais das localidades e informações da literatura<sup>19,17,20</sup>.

**Quadro 1.** Matriz S.W.O.T para as variáveis indicadas no ambiente externo e interno

<b>Ambiente interno</b>	<b>Ambiente externo</b>
<b>Fortalezas</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>➤ Organização comunitária;</li> <li>➤ Capacidade de gestão pelas entidades associativas;</li> <li>➤ Confiabilidade nos líderes comunitários e parceiros externos.</li> </ul>	<b>Oportunidades</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>➤ Fortalecimento da autonomia comunitária pela expansão de projetos pilotos autossustentáveis.</li> </ul>
<b>Fraquezas</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>➤ Dependência de agentes externos para o monitoramento e adequação dos sistemas alternativos de abastecimento;</li> <li>➤ Heterogeneidade na absorção e propagação do conhecimento entre os indivíduos da comunidade;</li> <li>➤ Reduzida aplicação do conhecimento repassado, tendo em vista a manutenção da qualidade das fontes de água de consumo.</li> </ul>	<b>Ameaças</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>➤ Redução de investimentos destinados à programas sociais, voltados a ampliar o acesso universal da água, e a autonomia das comunidades difusas.</li> </ul>

As fortalezas estiveram relacionadas ao nível de organização comunitária. Todas as localidades possuíam associação comunitária estabelecida, constituindo-se como um ponto forte da organização interna, e da sua articulação com o ambiente externo, atraindo políticas públicas e ações sociais, voltadas para promover melhorias locais. Os sistemas de dessalinização do PAD, por exemplo, somente eram implantados em comunidades com associação comunitária previamente constituída. Outro ponto observado, foi a confiabilidade nos líderes comunitários, demonstrada pelo elevado grau de adesão às tecnologias e obras implantadas. Além disso, todas as comunidades possuíam dessalinizadores funcionando por mais de 4 anos, refletindo a capacidade de gestão, por parte das entidades associativas.

Em relação às fraquezas, observou-se que estas podem estar interligadas, em parte, com as próprias ações de convivência com a seca. As melhorias efetuadas por estas ações, promovem mudanças no cenário local, propiciando o surgimento de novos riscos. Um exemplo a ser citado, é a dependência de agentes externos para o monitoramento e adequação das SACs e SAIs. Devido estas modalidades de abastecimento serem as menos monitoradas, a qualidade da água potável encontra-se diretamente atrelada ao nível de conhecimento, e práticas higiênico-sanitárias adotadas pela própria população. Apesar de alguns programas sociais realizarem o

treinamento dos líderes comunitários, a propagação deste conhecimento não atinge os indivíduos de forma uniforme. O PAD realiza o treinamento dos operadores dos sistemas e promove reuniões comunitárias, voltadas para tratar de aspectos socioambientais, pelo período de um ano, após a implantação dos sistemas. Apesar deste acompanhamento ser um grande diferencial, em relação a outros programas governamentais, parte dos entrevistados relataram não ter participado de qualquer tipo de evento/treinamento, além de não vislumbrarem sobre os potenciais riscos relacionados com os temas abordados. Ressalta-se ainda, o fato de as comunidades apresentarem fontes de água não adequadas a alguns parâmetros de potabilidade, o que reforça a sua dependência de agentes externos, e da necessidade de uma maior difusão do conhecimento transferido.

Dentre as oportunidades observadas, salienta-se o fortalecimento da autonomia comunitária, através da sustentabilidade de suas atividades produtivas, e aproveitamento das condições ambientais locais. Em uma das comunidades amostradas, pertencente ao município de João Câmara, o uso de energia fotovoltaica tem minimizado os custos de produção de água potável pelo dessalinizador. No Rio Grande do Norte, a expansão de projetos pilotos bem sucedidos, como os de aproveitamento da energia solar e da utilização do rejeito da dessalinização, exemplificam a potencialidade de valorização dos próprios recursos, permitindo um maior fortalecimento comunitário.

Por último, observou-se que as ameaças, estiveram relacionadas com o enfraquecimento ou mesmo a desestruturação dos programas sociais. Dentro destes programas, as atividades efetuadas dependem diretamente da vigência e manutenção de convênios e contratos, envolvendo entes estatais e pessoas jurídicas. A paralisação, ou mesmo a não continuidade de algumas ações de programas desenvolvidos na comunidade, como relatado por alguns entrevistados, acaba afetando a qualidade de vida das famílias, e o próprio processo de autossuficiência comunitária. Deste modo, mudanças desfavoráveis no cenário socioeconômico, a exemplo da pandemia do coronavírus, podem ocasionar o redirecionamento de investimentos no país, prejudicando os segmentos sociais mais vulneráveis, como as populações rurais do semiárido.

## DISCUSSÃO

A percepção dos riscos relacionados com a água potável é influenciada por diferentes fatores como: suas propriedades organolépticas, problemas de saúde associados, fontes de informação e grau de confiabilidade nos fornecedores <sup>29</sup>. A água dessalinizada não é influenciada por condições climáticas e características biogeoquímicas, diferentemente de outras

fontes naturais, como a água armazenada nas cisternas<sup>30</sup>. Uma das propriedades organolépticas indesejáveis mais percebidas pelos consumidores de água dessalinizada, como relatado na presente pesquisa, advém do processo de cloração ou cloraminação<sup>31,32</sup>. O processo de osmose reversa, reduz também, a concentração de minerais e carbono orgânico na água, deixando-a corrosiva a materiais metálicos, e com características conhecidas por atenuar pouco a sensação de sede. Alguns estudos demonstraram que STD abaixo de 100 mg/L conferem à água, um sabor amargo e metálico, enquanto concentrações superiores a 350 mg/L, ocasionam uma percepção salobra e adstringente<sup>33,34</sup>. Cátions alcalinos (Sódio) e alcalinos terrosos (Cálcio e Magnésio), entre outros elementos traços, são os principais responsáveis pelas propriedades de sabor da água, enquanto os ânions, apenas o intensificam<sup>35,36,37</sup>.

Nenhum dos entrevistados descreveu as características negativas associadas à baixa concentração de sais, apesar de alguns valores de STD permanecerem próximos ou abaixo ao limite mínimo recomendado pela OMS. Por outro lado, o sabor salobro foi percebido de forma desagradável, mesmo com os valores de STD dentro dos padrões de potabilidade. Para a água dessalinizada, esta percepção pode estar pontualmente relacionada com o desgaste de filtros e membranas do equipamento. Além disso, em uma das comunidades estudadas, o dessalinizador era alimentado por energia solar, sendo que por determinado período de tempo, esse sistema permaneceu sem fontes de bateria. A ausência destas fontes ocasionava oscilações no funcionamento da bomba do equipamento, e uma menor remoção dos sais, o que explicaria em parte, a percepção organoléptica descrita.

Tanto a ausência, como o excesso de minerais pode ocasionar alterações nos organismos vivos, sendo prejudicial a sua integridade<sup>36,38,39</sup>. Apesar das normas brasileiras determinarem apenas VMP para íons, valores muito reduzidos de minerais, como Cálcio e Magnésio, podem afetar a saúde humana, ocasionando problemas como: hipertensão, alterações cardíacas (coronárias), úlceras gástricas/duodenais, gastrite crônica, bócio, desordem do crescimento, além de provocar anemia em fetos, recém-nascidos e crianças<sup>40,41,42,28</sup>. De acordo com alguns estudos, mesmo que a população tenha uma alimentação balanceada, os minerais ingeridos por esta via, não suprem aqueles ausentes na água potável<sup>43,28,44</sup>. Águas pobres em minerais são quimicamente instáveis, chegando a retirar os íons dos alimentos, quando os mesmos são tratados com este tipo de água. Estas águas podem interagir também, com alguns compostos dos recipientes de seu armazenamento, potencializando a toxicidade destes<sup>28</sup>.

Neste trabalho, apesar de parte dos entrevistados relacionarem a água salobra com problemas de saúde, como pressão alta, a concentração de sais permaneceu dentro do padrão de normalidade nas fontes hídricas avaliadas. Já os relatos de ocorrência de diarreias podem estar, de certa forma, vinculados ao não atendimento dos padrões de potabilidade, verificado

pela presença de microrganismos nas fontes avaliadas. No entanto, a presença de coliformes, nem sempre ocasiona alterações nas propriedades organolépticas da água, como a turbidez, sendo imperceptível aos olhos do consumidor <sup>45, 46</sup>.

Estudos indicam que os parâmetros microbiológicos (coliformes totais e termotolerantes) são os que menos encontram-se dentro do padrão em áreas rurais, devido à constante exposição da água a despejos domésticos, excremento de animais, aliada à não adoção de práticas higiênico-sanitárias pelos pequenos núcleos populacionais <sup>47, 48, 49</sup>. No Estado do Rio Grande do Norte (RN), por exemplo, apenas 10% dos municípios realizaram a verificação dos indicadores básicos (turbidez, coliformes termotolerantes/totais e cloro residual livre) da qualidade de água de sistemas de abastecimento de água (SAAs) em 2016, não havendo informações sobre as SACs e SAIs monitoradas para o mesmo ano <sup>50</sup>.

Percepções associadas ao gosto e odor da água potável, muitas vezes ocasionados por produtos de desinfecção e outros compostos inócuos, são as que mais trazem insatisfação junto aos consumidores, colocando em risco a confiabilidade no processo de gestão e operação de sistemas de fornecimento e distribuição <sup>51, 52</sup>. De acordo com Benetti e colaboradores <sup>53</sup>, a presença de gosto e odor é considerado apenas um problema estético, não trazendo, necessariamente, riscos à saúde da população.

A cloração é uma das formas mais eficientes de eliminar a proliferação de doenças infecciosas, sendo as cloraminas, dióxido de cloro e hipoclorito, os produtos de desinfecção mais utilizados em água dessalinizada e água de cisternas <sup>54, 55, 56</sup>. O reconhecimento da importância deste processo, está em grande parte, relacionado com o conhecimento adquirido a respeito das doenças de veiculação hídricas, e com os graves problemas de saúde que estas possam vir a ocasionar <sup>57, 58, 59</sup>. Para garantir a eficiência e segurança do uso de desinfetantes, concentrações mínimas e máximas devem ser monitoradas, a fim de minimizar os riscos de contaminação por doenças de veiculação hídrica, e de intoxicação por subprodutos da cloração <sup>60</sup>.

Neste estudo, a contaminação microbiológica de amostras de água, indica que a desinfecção e ou limpeza das estruturas de armazenamento, captação e distribuição, podem não estar sendo realizadas de modo adequado. De modo geral, o cloro foi relatado de maneira negativa pelos moradores, de forma a prejudicar a percepção da qualidade da água consumida. A limpeza semestral das caixas/tubulações, assim como a cloração da água, tem sido considerados procedimentos eficientes para a manutenção da qualidade do produto final da dessalinização, após o processo de osmose-reversa <sup>61, 24, 62, 63</sup>. Nas cisternas, a recomendação é que o reservatório seja limpo uma vez ao ano, e que a retirada da água seja realizada através de tubulações e bombas (manuais ou elétricas), de forma a evitar maiores riscos sanitários <sup>54, 64, 65</sup>.

No entanto, na área objeto de estudo, a água era retirada por meio de baldes acoplados a cordas, o que pode ter contribuído para a elevada contaminação.

Apesar de existirem muitos riscos relacionados com a água no semiárido, principalmente, de indisponibilidade e inadequação deste recurso ao consumo, também pode haver a “escassez perceptiva”, termo introduzido por Robbins e colaboradores <sup>66</sup>. De acordo com alguns estudos, isso ocorre quando há disponibilidade de fontes locais de água potável, no entanto, a população adere ao consumo de fontes industrializadas, por estas serem supostamente mais seguras <sup>67, 68, 69, 61</sup>. De acordo com Napier e colaboradores <sup>70</sup>, um dos motivos que mais incentiva o consumo de água mineral envazada, é a ausência de compostos que alteram suas propriedades organolépticas.

Neste trabalho, foi observado que fontes industrializadas de água eram utilizadas apenas em situações de alteração de qualidade ou escassez das fontes locais, o que demonstra confiabilidade nas soluções alternativas de abastecimento. Em parte, isso pode estar relacionado com o fato da própria comunidade ser incorporada ao processo de gestão, como no caso dos dessalinizadores <sup>24</sup>. De acordo com Veiga e colaboradores <sup>71</sup>, a presença de um dessalinizador não é suficiente para garantir a oferta de água, sendo necessário investir na organização de mecanismos de gestão, que viabilizem a disponibilidade do recurso a médio e longo prazo <sup>71</sup>. A percepção comunitária sobre a água potável, e de aspectos relacionados com as suas capacidades adaptativas e proativas, pode auxiliar na implementação de programas de gerenciamento de riscos, mitigando possíveis riscos sanitários relacionados ao recurso <sup>57, 72, 73</sup>.

## CONCLUSÃO

A qualidade de vida das populações rurais do semiárido brasileiro depende diretamente da qualidade de recursos naturais da região, como a água. Nessas localidades, implantação de soluções alternativas de abastecimento, como dessalinizadores e cisternas, vem ampliado o acesso a uma água potável de melhor qualidade. As comunidades estudadas demonstraram reconhecer a importância da implantação destas obras de infraestrutura hídrica, sendo os mecanismos de gestão comunitária, determinantes na adesão das ações implementadas. No entanto, verificou-se a necessidade de uma maior sensibilização da população, assim como de uma maior ênfase no desenvolvimento de abordagens educativas e de comunicação social, relacionadas com as boas práticas higiênicas-sanitárias. A aplicação de mecanismos diferenciados de aprendizagem, que reflitam o a relação cultural da água com a saúde, é um fator primordial na gestão do recurso, a fim de melhorar a percepção dos riscos associados às fontes locais de consumo humano.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Programa Água Doce (PAD) e a Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte (SEMARH), pelo fornecimento dos dados empregados no presente estudo. Agradecem também, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão de bolsa de pesquisa, e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo apoio financeiro ao trabalho de campo.

## REFERÊNCIAS

- 1 - Liang W, Yang M. Urbanization, economic growth and environmental pollution: Evidence from China. *SUSCOM* 2019; 21:1–9.
- 2 - United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. The United Nations world water development report 2019: Leaving no one behind. World Water Assessment Programme. 2019.
- 3 - Bertone E, Sahin O, Richards R, Roiko A. Extreme events, water quality and health: A participatory Bayesian risk assessment tool for managers of reservoirs. *J Clean Prod* 2016; 135:657–67.
- 4 - Khan SJ, Deere D, Leusch, FDL, Humpage A, Jenkins M, Cunliffe D. Extreme weather events: Should drinking water quality management systems adapt to changing risk profiles? *Water Res* 2015; 85:124–36.
- 5 - Environment Management Group, U. N. Global drylands: a UN system-wide response. Environment Management Group of the United Nations Geneva; 2011.
- 6- Henderson-Sellers A, Pitman A J. Vegetation and climate interactions in semi-arid regions (Vol. 12). Springer Science & Business Media; 2012.
- 7 - World Health Organization, United Nations International Children's Emergency Fund. Progress on sanitation and drinking-water; 2014.
- 8 - World Health Organization; United Nations International Children's Emergency Fund. Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene; 2017.
- 9 - Rocha R, Soares RR. Water scarcity and birth outcomes in the Brazilian semiarid. *J Dev Eco* 2015; 112:72-91.
- 10 - Silva PCG, Moura, MSB, Kiill, LHP, Brito, LDL, Pereira, LA, Sá IB. Guimarães Filho, C. Caracterização do Semiárido brasileiro: fatores naturais e humanos. Embrapa Semiárido-Capítulo em livro científico (ALICE); 2010.

- 11- França JMF, Moreno JC. Uma reflexão sobre os impactos causados pela seca no Rio Grande do Norte de 2012 a 2016. *P E* 2017; 22 (44):213-32.
- 12 - Suassuna J. Água – um fator limitante para o desenvolvimento do Nordeste? In: *Água e desenvolvimento sustentável no semi-árido*. Fundação Konrad Adenauer, Séries debates. Fortaleza 2002: 24:117-31.
- 13 - Ministério da Saúde. *Avaliação da Vigilância da Qualidade da Água no Estado do Rio Grande do Norte Ano Base 2011*. Brasília; 2012.
- 14 - Dillingham R, Bern C, Guerrant RL. Childhood stunting: measuring and stemming the staggering costs of inadequate water and sanitation. *Lancet* 2004; 363(9403):94-5.
- 15 - Akolgo EA, Ayentimi DT. Community-level mechanisms and strategies for managing sustainable water supply systems: lessons from Bongo district of northern Ghana. *Environ Dev Sustain* 2019; 1-18.
- 16 - Ravindra K, Sarwa A, Bhatnagar N, Kaur R, Mor S. Public perception about community reverse osmosis-treated water, its acceptability, and barriers in choice of safe drinking water. *Environ Dev Sustain* 2019; 1-13.
- 17 - Lucena R L, Cabral Júnior J B, Steinke E T. Comportamento Hidroclimatológico do Estado do Rio Grande do Norte e do Município de Caicó. *Ver. Bras. de Meteorol*, 2018; 33(3): 485-496.
- 18 - Beltrão B A, da Rocha D E G, Mascarenhas J D C, Souza Junior L C D, Pires S D T M, Carvalho V G D D. Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea, estado do Rio Grande do Norte: diagnóstico do município de Jandaíra. CPRM. 2005.
- 19 - Beltrão B A, da Rocha D E G, Mascarenhas J D C, Souza Junior L C D, Pires S D T M, Carvalho V G D D. Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea, estado do Rio Grande do Norte: diagnóstico do município de João Câmara. CPRM. 2005.
- 20 - Gonçalves S C. Disponibilidade hídrica potencial em face da distribuição espaço-temporal das precipitações no Estado do Rio Grande do Norte. *Dissertação (Pós-graduação em Engenharia Sanitária) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte; 2009. 165 p.*
- 21 - Programa Água Doce (PAD), Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos (SEMARH). *Diagnósticos técnico, social e ambiental de comunidades do semiárido potiguar, considerando necessidade de implantação ou recuperação de sistemas de dessalinização*. 2014.
- 22 - Bardin L. *Análise de conteúdo*. 3ª. Lisboa: Edições 70, 2004.
- 23 - Gerner M. Assessing and managing sustainability in international perspective: corporate sustainability across cultures–towards a strategic framework implementation approach. *Int. J. of Corp. Soc. Responsib.* 2019; 4(1):1-34.
- 24 - Ministério do Meio Ambiente. *Programa Água Doce: Documento Base*. 2012. p.321.

- 25 - Amaral KDA, Machado DDPS, Navoni JA. Implantação de sistemas de dessalinização em comunidades rurais do semiárido do Rio Grande do Norte: percepção social da água potável e das ações voltadas a ampliar o seu acesso universal. *Revista Desenvolvimento e Meio Ambiente* 2020; 54:362-378.
- 26 - American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater. Water Environment Federation, Secaucus, NJ, USA; 2012.
- 27 - Ministério da Saúde. Portaria de Consolidação Nº 05, de 28 de setembro de 2017. Brasília; 2017.
- 28 - World Health Organization. Guidelines for drinking-water quality. *WHO chronicle* 2011; 38(4):104-8.
- 29 - Duranceau SJ, Wilder RJ, Douglas SS. Guidance and recommendations for posttreatment of desalinated water. *J Am WATER Work Assoc* 2012; 104(9):E510-E520.
- 30 - Marcussen H, Holm P E, Hansen HCB. Composition, flavor, chemical foodsafety, and consumer preferences of bottled water. *Compr Rev Food Sci Food Saf* 2013;12(4): 333-352.
- 31 - Duguet JP, Mallevalle J, Ho J, Suffet IH. Oxidation processes. *Advances in Taste and Odor Treatment and Control*. 1995.
- 32 - Kim D, Amy GL, Karanfil T. Disinfection by-product formation during seawater desalination: a review. *Water Res* 2015; 81:343-55.
- 33 - Teillet E, Schlich P, Urbano C, Cordell S, Guichard E. Sensory methodologies and the taste of water. *Food Qual Prefer* 2010a; 21:967–976.
- 34 - Teillet E, Urbano C, Cordelle S, Schlich P. Consumer perception and preference of bottled and tap water. *J Sens Stud* 2010b; 25:463–80.
- 35 - Lawless HT, Rapacki F, Horne J, Hayes A. The taste of calcium and magnesium salts and anionic modifications. *Food Qual Prefer* 2003; 14(4) 319-325.
- 36- Appel LJ, Baker D, Bar-Or O, Minaker KL, Morris RC, Resnick L M, Whelton PK. Dietary reference intakes for water, potassium, sodium, chloride, and sulfate. Washington, DC: Institute of Medicine, 2005.
- 37- Koseki M, Fujiki S, Tanaka Y, Noguchi, H.; Nishikawa, T. Effect of water hardness on the taste of alkaline electrolyzed water. *JFS* 2005; 70:249–253.
- 38- Talukder, MRR, Rutherford S, Huang C, Phung D, Islam MZ, Chu C. Drinking water salinity and risk of hypertension: A systematic review and meta-analysis. *Arch Environ Occup Health* 2017; 72(3):126-138.
- 39 - Javed MA, Paul A, Nath TK. Peoples' perception of the water salinity impacts on human health: A case study in South-Eastern Coastal Region of Bangladesh. *Expos Health* 2018;1-10.
- 40 - Monarca S, Donato F, Zerbini I, Calderon RL, Craun GF. (). Review of epidemiological studies on drinking water hardness and cardiovascular diseases. *Eur J Prev Cardiol* 2006; 13(4):495-506.

- 41 - Yang CY, Chang CC, Tsai SS, Chiu HF. Calcium and magnesium in drinking water and risk of death from acute myocardial infarction in Taiwan. *Environ Res* 2006; 101(3):407-411.
- 42 - Cicchella D, Albanese S, Vivo B, Dinelli E, Giaccio L, Lima A, Valera P. Trace Elements and Ions in Italian Bottled Mineral Waters: Identification of Anomalous Values and Human Health Related Effects, *J Geochem Explor* 2010; 107(3):336-349.
- 43 – Al-Mudhaf HF, Al-Hayan MN, Selim MI, Abu-Shady ASI. Mineral content of bottled and desalinated household drinking water in Kuwait. *CLEAN–Soil, Air, Water* 2011; 39 (12):1068-1080.
- 44 – World Health Organization, Chemical safety of drinking water: assessing priorities for risk management; 2007.
- 45 - Edzwald, J. K. *Water quality and treatment: A handbook on drinking water*. McGrawHill; 2010.
- 46 - Shomar B, Hawari J. Desalinated drinking water in the GCC countries–The need to address consumer perceptions. *Environ Res* 2017; 158:203-211.
- 47 - Tavares AC. Aspectos físicos, químicos e microbiológicos da água armazenada em cisternas de comunidades rurais no Semi-Árido Paraibano. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal da Paraíba e Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande; 2009. p.165.
- 48 - Luna CF, Brito AMD, Costa AM, Lapa TM, Flint JA, Marcynuk P. Impacto do uso da água de cisternas na ocorrência de episódios diarreicos na população rural do agreste central de Pernambuco, Brasil. *Rev. Bras. de Saude Matern. Infant* 2011; 11(3):283-292.
- 49 – Dias AP, Calegar D, Carvalho-Costa FA, Alencar MDFL, Ignacio CF, Silva MECD, Moraes Neto AHA. Assessing the Influence of Water Management and Rainfall Seasonality on Water Quality and Intestinal Parasitism in Rural Northeastern Brazil. *J Trop Med* 2018.
- 50 – Departamento do Sistema Único de Saúde do Brasil. Sistema de informação de vigilância da qualidade da água para consumo humano, Rio Grande do Norte, ano base 2016; 2017.
- 51 – Ferreira Filho SS, Alves R. Técnicas de avaliação de gosto e odor em águas de abastecimento: método analítico, análise sensorial e percepção dos consumidores. *Eng Sanit e Ambient* 2006; 11(4):362-370.
- 52 – Young WF, Horth H, Crane R, Ogden T, Arnott M. Taste and odour threshold concentrations of potential potable water contaminants. *Water Res* 1996; 30(2):331-340.
- 53 – Benetti AD, De Luca SJ, Cybis LF. Remoção de Gosto e odor em. *In: Água, remoção de microorganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano*. ABES, Rio de Janeiro, 2009; p.392.
- 54 – Brito LDL, Silva ADS, Cavalcanti NDB, Leite WDM. Manejo da água armazenada em cisterna. *Embrapa Semiárido - Comunicado Técnico (INFOTECA-E)*; 2008.

- 55 – Agus E, Voutchkov N, Sedlak DL. Disinfection by-products and their potential impact on the quality of water produced by desalination systems: a literature review. *Desalination* 2009; 237(1-3): 214-237.
- 56 - Ammar TA, Abid KY, El-Bindary AA, El-Sonbati, AZ. Chlorine dioxide bulk decay prediction in desalinated drinking water. *Desalination*, 2014; 352:45-51.
- 57 – Afroz R, Banna H, Masud MM, Akhtar R, Yahaya SR. Household's perception of water pollution and its economic impact on human health in Malaysia. *Desalination Water Treat.* 2016; 57(1):115-123.
- 58 – Mayet-Comerón T, Torres-Barandela E, Salgado-Castillo A, Alonso-Berenguer I. Educación para la percepción del riesgo de contaminación ambiental por el recurso agua. Su situación en el municipio de Mella. *Maestro y Sociedad* 2016;13(4):643-654.
- 59 – Khalid S, Murtaza B, Shaheen I, Ahmad I, Ullah MI, Abbas T, Imran M. Assessment and public perception of drinking water quality and safety in district Vehari, Punjab, Pakistan. *JCP* 2018; 181:224-234.
- 60 – Medeiros LC, Alencar FLS, Navoni, JA, Araujo ALC, Amaral VS. Toxicological aspects of trihalomethanes: a systematic review. *Environ. Sci Pollut Res* 2019; 26(6):5316-5332.
- 61 – Fragkou MC, Mcevoy J. Trust matters: Why augmenting water supplies via desalination may not overcome perceptual water scarcity. *Desalination* 2016; 397:1-8.
- 62 – Richardson SD, Postigo C. Drinking water disinfection by-products. In *Emerging organic contaminants and human health* (pp. 93-137). Springer, Berlin, Heidelberg; 2011.
- 63 - Fosten A. Control of chemical dosing in wastewater treatment. *World Pumps* 2007; 490:16-19.
- 64 - Andrade Neto CO. Aspectos sociais, tecnológicos e sanitários dos avanços e desafios do uso da água de chuva no setor rural. *Captação, manejo e uso de água de chuva*. Campina Grande: Insa 2015. p.273-292.
- 65 - Cohim E, Orrico Sem, Sipert S, Leão AS, Fernades LM. O uso da bomba manual em cisternas de água de chuva. *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais* 2017; 5(2):173-180.
- 66 - Robbins P, Hintz J, Moore S. A. *Environment and society: a critical introduction*. John Wiley & Sons; 2014.
- 67 - Hobson WL, Knochel ML, Byington CL, Young PC, Hoff CJ, Buchi KF. Bottled, filtered, and tap water use in Latino and non-Latino children. *Arch Pediatr Adolesc Med* 2007; 161(5):457-461.
- 68 – Ormerod KJ, Scott CA. Drinking wastewater: Public trust in potable reuse. *Sci Technol Human Values* 2013; 38(3)351-373.
- 69 – Feldman DL. *Water*. Polity Press, Cambridge, UK; 2012.

70 – Napier GL, Kodner CM. Health risks and benefits of bottled water. *Prim Care* 2008; 35(4) 789-802.

71 – Veiga HP, Ferreira RS, Cunha LH. O papel da mobilização social na gestão de sistemas de dessalinização no Semiárido brasileiro. *RevBEA* 2012;7(1):16-20.

72 - Ochoo B, Valcour J, Sarkar A. Association between perceptions of public drinking water quality and actual drinking water quality: A community-based exploratory study in Newfoundland (Canada). *Environ Res* 2017;159: 435-443.

73 - Hooks T, Schuitema G, Mcdermott F. Risk Perceptions Toward Drinking Water Quality Among Private Well Owners in Ireland: The Illusion of Control. *Risk Anal* 2019; 39(8)1741-1754.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Conhecer o semiárido brasileiro, através da minha atuação como consultora do Programa Água Doce, nos anos de 2015 e 2016, me permitiu ter contato com uma realidade muito diferente da qual vivenciei, residindo em diferentes capitais e regiões do Brasil. Ao presenciar que ainda existem tantas comunidades remotas, as quais carecem até mesmo do recurso mais básico para sua sobrevivência, a água, me fez refletir sobre a importância das ações sociais implantadas nessa região do Brasil. As condições ambientais são desafiadoras por si sós, e quando aliadas a um panorama socioeconômico adverso, favorece o surgimento de um cenário de fragilidade e dependência. No entanto, durante as visitas e palestras realizadas nos diferentes municípios, verifiquei que a proatividade, empatia e grau de capacitação dos líderes comunitários, é um diferencial na organização e autonomia das localidades. Ao mesmo tempo que capacitamos, recebemos de volta subsídios para compreender o ambiente, e trazer à tona questionamentos que podem contribuir para pesquisas científicas transdisciplinares. Apesar do conhecimento empírico indicar o Norte dos questionamentos deste estudo, é devidamente importante a sua sistematização, de modo a contribuir com a formação de uma base teórica, e de sua transformação em um conhecimento mais aproximado da realidade, o conhecimento científico. Conhecer o ambiente e maneja-lo adequadamente, empregando as tecnologias apropriadas, pode trazer uma melhor qualidade de vida a pequenas populações rurais, já que muitas delas dependem de suas atividades produtivas de subsistência. A qualidade da água empregada em tais atividades, influencia na produtividade e qualidade do produto final, conseqüentemente, afetando a qualidade de vida da população. No entanto, em tempos de pandemia, a do coronavírus, falar de qualidade de vida se torna um tema desafiador, ainda mais, em se tratando das populações mais vulneráveis, as quais já careciam, antes mesmo do referido episódio de calamidade pública, das condições mais básicas de saúde e saneamento. Nesse momento, as conjunturas de desigualdade ficam ainda mais expostas, e o novo direcionamento das políticas públicas e a sua reconfiguração, representa uma incógnita até o estabelecimento de uma nova estabilização. De fato, o momento pede um maior controle e eficiência das ações governamentais, através de indicadores de resultado, assim como um maior ativismo da sociedade, em prol da garantia de direitos sociais primordiais.