

Artigos

Avaliação das águas subterrâneas salobras do semiárido do Rio Grande do Norte: qualidade e impactos sob atividades agropecuárias de subsistência

Assessment of brackish groundwater of the semi-arid region of Rio Grande do Norte: quality and impacts on subsistence farming activities

Karla Amaral¹; Douglasnilson Morais Ferreira²; Julio Alejandro Navoni² ✉

¹ Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), Natal, RN, Brasil.

² Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte (IFRN), Natal, RN.

✉ kdsa5@yahoo.com.br, douglasnilson.morais@ifrn.edu.br, navoni.julio@gmail.com

Palavras-chave:

Comunidades rurais;
Qualidade da água;
Dessedentação animal;
Irrigação.

Keywords:

Rural communities;
Water quality;
Animal watering;
Irrigation.

Revisão por pares.
Recebido em: 23/09/2021.
Aprovado em: 12/11/2021.

Resumo

A qualidade da água empregada em atividades agropecuárias influencia diretamente na produtividade, e na qualidade de vida das populações rurais da região semiárida. O objetivo deste trabalho foi o de avaliar a qualidade da água de 47 poços tubulares do Rio Grande do Norte, tendo em vista o uso do recurso para irrigação agrícola e dessedentação animal. A variabilidade da composição físico-química da água foi realizada através da Análise dos Componentes Principais e diagramas de Durov e Schoeller-Berkaloff. Sua classificação para irrigação foi determinada pela Razão da Adsorção do Sódio (RAS). A concentração de elementos químicos foi comparada com os limites descritos em documentos de referência. Sete componentes principais permitiram representar aproximadamente 69% da variância dos dados. A classificação dos tipos de água demonstrou que mais da metade dos poços (56%) apresentaram águas do tipo mista clorurada. Grande parte dos poços apresentou risco alto (43%) de salinização, porém, baixo para sodificação (45%). Todas as fontes hídricas analisadas mostraram-se inadequadas ao rendimento de plantas mais sensíveis ($RAS \geq 2$), e com níveis de sódio ($> 115 \text{ mg L}^{-1}$) capaz de ocasionar-lhes algum grau de lesão foliar. Os parâmetros pH, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos (STD), cloreto, manganês, urânio e zinco apresentaram concentrações acima dos limites recomendados para culturas vegetais. Para a produção de animais, STD, magnésio, sulfato e manganês apresentaram concentrações acima dos valores máximos recomendados. A maior parte das restrições de uso foram relacionadas à atividade de irrigação, quando comparada à dessedentação animal.

Abstract

The quality of water used in agricultural activities directly influences productivity and the quality of life of rural populations in the semiarid region. The objective of this work was to evaluate the water quality of 47 tubular wells in Rio Grande do Norte, considering the use of the resource for agricultural irrigation and animal watering. The variability of the physicochemical composition of water was performed using Principal Component Analysis and Durov and Schoeller-Berkaloff diagrams. Its classification for irrigation was determined by the Sodium Adsorption Ratio (SAR). The concentration of chemical elements was compared with thresholds described in reference documents. Seven principal components allowed to represent approximately 69% of the data variance. The classification of water types showed that more than half of the wells (56%) had mixed chlorinated water. A large part of the wells presented a high risk (43%) of salinization, but a low risk for sodification (45%). All water sources analyzed were inadequate for the yield of more sensitive plants ($SAR \geq 2$), and with sodium levels ($> 115 \text{ mg L}^{-1}$) capable of causing some degree of leaf damage. The parameters pH, electrical conductivity, TDS (totals dissolved solids), chloride, manganese, uranium and zinc showed concentrations above the recommended limits for plant cultures. For animal production, TDS, magnesium, sulfate and manganese showed concentrations above the maximum recommended values. Most of the use restrictions were related to the irrigation activity, when compared to animal watering.

DOI: <http://doi.org/10.14295/ras.v35i3.30077>

1. INTRODUÇÃO

A economia do semiárido baseia-se principalmente na agricultura e na pecuária, e as tecnologias sociais de aproveitamento da água da chuva, assumem um papel fundamental no desenvolvimento de tais atividades. A soma total de bens e serviços nessa região representa 21,6% do Produto Interno Bruto do Nordeste brasileiro, e os pequenos estabelecimentos rurais, com área inferior a 100 hectares, são considerados de grande

relevância para a produtividade local, devido contribuírem com mais de 70% da produção de alimentos (BEZERRA, 2002; SUDENE, 2015). A estrutura fundiária é extremamente concentrada, embora haja um grande número de pequenos estabelecimentos ou unidades de produção familiar (SUDENE, 2015).

O principal fator limitante do território semiárido está relacionado a disponibilidade hídrica, sendo que durante a maior

parte do ano, observa-se um balanço hídrico negativo (2-3 mm dia⁻¹) (MARENGO *et al.*, 2011). As fontes hídricas superficiais frequentemente encontram-se com disponibilidade e qualidade reduzida, assumindo a água subterrânea, um importante papel frente ao desenvolvimento de atividades produtivas. No entanto, devido as características hidrogeológicas do semiárido brasileiro, as taxas de recarga dos aquíferos subterrâneos são altamente variáveis e difíceis de quantificar, fator este, que contribui para frequentes alterações na quantidade e qualidade da água disponível (SCANLON *et al.*, 2006; EDMUNDS, 2009; HE *et al.*, 2016).

O acúmulo de sais na água e no solo é um dos principais problemas que tem afetado a produção agrícola em regiões semiáridas. Estima-se que 11–30% da área irrigada nessa região seja afetada pela salinização, representando uma ameaça para a segurança alimentar e ambiental (SINGH, 2013; FAO, 2016). O excesso de sais, entre outros elementos, também pode provocar efeitos adversos ao organismo de plantas e animais, ocasionando deficiências ou toxicidade, dependendo da concentração e frequência à que estes são expostos (AL-KHAZA'LEH *et al.*, 2020; AMIN *et al.*, 2021).

As plantas podem ser afetadas pelo aumento do potencial osmótico do solo, com um maior gasto energético para absorção de água e nutrientes, ou pela toxidez de determinados elementos, os quais provocam distúrbios fisiológicos nestes organismos (YANG & GUO, 2018). Perdas anuais no setor agrícola, ocasionadas pela redução de produtividade e abandono de áreas salinizadas, chegam ao patamar de 27,3 milhões de dólares, representando um elevado impacto na produção global de alimentos (QADIR *et al.*, 2014; CUEVAS *et al.*, 2019). Deste modo, a avaliação de águas para irrigação, requer a determinação dos riscos de salinização/sodificação dos solos, assim como da toxicidade de determinados íons para as culturas.

Já a tolerância animal aos sais pode variar com fatores como: espécie, idade, frequência de consumo e condição fisiológica do indivíduo (SCHLINK *et al.*, 2010; ABDELNOUR *et al.*, 2020). Elevadas salinidades reduzem o consumo de água pelos animais, afetando, conseqüentemente, o seu desempenho zootécnico (ALVES *et al.*, 2017). Além dos sais, outros íons e com postos específicos, como o magnésio, sulfato, nitrito e nitrato influenciam na saúde animal, devido estarem relacionados a alterações fisiológicas, como desidratação, intoxicação e distúrbios gastrointestinais (SCHLINK *et al.*, 2010; SAHOO *et al.*, 2016).

Nas últimas décadas, uma maior atenção vem sendo dada ao estudo da concentração natural de elementos químicos em águas subterrâneas, permitindo averiguar as fontes geogênicas que afetam a qualidade da água para diversos tipos de usos (RAMESH; ELANGO, 2012; NASEEM *et al.*, 2014). Contudo, em virtude da grande heterogeneidade entre as regiões do planeta, a elucidação do risco de exposição à compostos químicos é extremamente complexa, principalmente pela inviabilidade de adoção de modelos padronizados de análise de risco (LIANG *et al.*, 2018). Deste modo, o presente trabalho

teve como objetivo, avaliar a qualidade da água de poços tubulares instalados em comunidades rurais do semiárido do Rio Grande do Norte, visando o seu aproveitamento para atividades agropecuárias de subsistência.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Caracterização da área de estudo

O Rio Grande do Norte (RN) é um dos estados pertencentes a região semiárida, sendo que dos seus 167 municípios, um total de 147 estão inseridos nesta região, representando 92,97% do seu território. Em relação às características hidrogeológicas do Estado, existem cinco sistemas de aquíferos, classificados em porosos (Formação Barreiras e Aluvião), cársticos (Formação Jandaíra e Açú) e fraturados (Cristalino), os quais diferem entre si em relação à qualidade e disponibilidade hídrica (TROLEI & SILVA, 2018). Para execução deste trabalho foram obtidas informações de 47 poços tubulares, perfurados em 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) (Figura 1).

As informações relativas à qualidade da água subterrânea foram cedidas pela Secretaria do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte (SEMARH/RN), da base de dados do Programa do Programa Água Doce (PAD), o qual realiza a recuperação, implantação e manutenção de sistemas de dessalinização em comunidades rurais da região semiárida. Todos os laudos utilizados foram referentes a amostragens realizadas no início da instalação dos sistemas de dessalinização, em uma única coleta, entre os anos de 2014 e 2018.

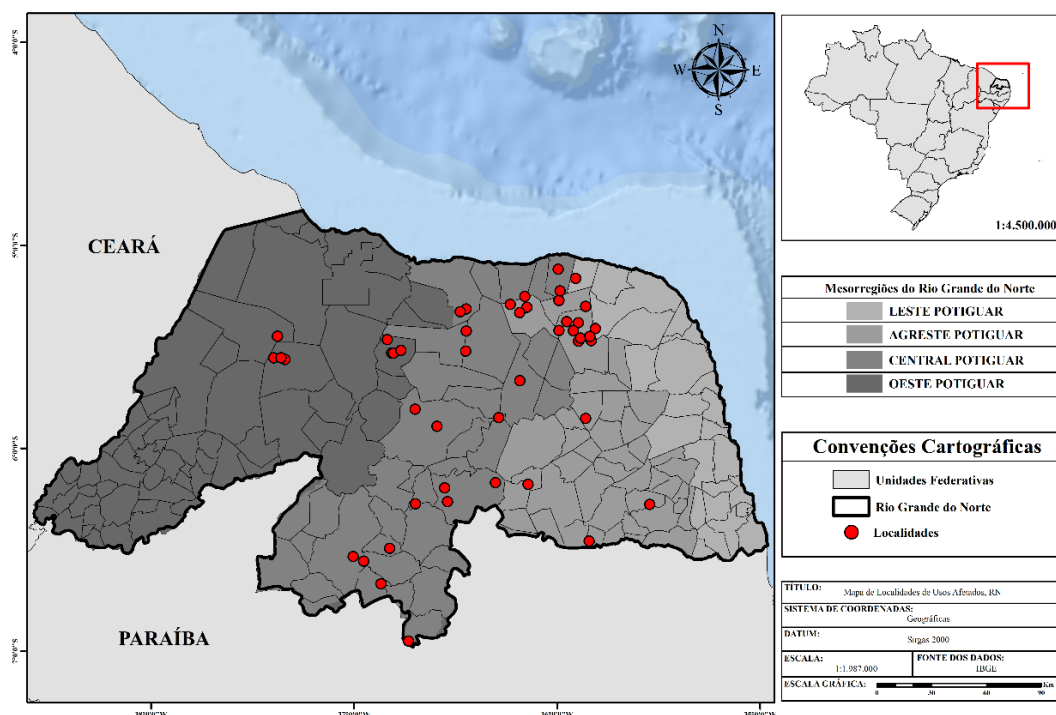
Os laudos físico-químicos da água subterrânea incluíram a aferição dos parâmetros: alcalinidade, bicarbonato, cálcio, carbonato, cloreto, compostos nitrogenados, condutividade elétrica (CE), dureza, ferro, magnésio, potássio, sílica, sódio, sólidos totais (ST), sólidos totais dissolvidos (STD), sólidos suspensos (SS), sulfato, pH, temperatura e turbidez. Análises de elementos traços, como alumínio (Al), antimônio (Sb), arsênio (As), bário (Ba), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobre (Cu), cromo (Cr), estrôncio (Sr), manganês (Mn), mercúrio (Hg), níquel (Ni), selênio (Se), urânio (Ur) e zinco (Zn), também foram empregadas para a avaliação da água subterrânea.

A consistência dos resultados laboratoriais foi verificada pela análise de balanço iônico e de regressão linear (CUSTÓDIO & LLAMAS, 1983). A variação das características hidroquímicas foi averiguada pelos Diagramas de Durov e Schoeller-Berkaloff, bem como pela Análise dos Componentes Principais (PCA). A classificação da água para uso na irrigação foi realizada pelo método de Richards (1954), utilizando a Razão da Adsorção do Sódio (RAS) e a CE da água, para verificação do risco de sodificação e salinização do solo. A análise do índice RAS sobre rendimento das culturas, e da toxicidade do sódio sobre as plantas (dano foliar), foi realizada de acordo com a classificação proposta por Pearson (1960) e Mass (1990), res

pectivamente. Para o processamento e análise dos dados utilizou-se o software Qualigraf, da Fundação Cearense de Me-

teologia e Recursos Hídricos, e SPSS Statistics 20.0.

Figura 1 - Localidades amostradas, e suas respectivas mesorregiões geográficas de abrangência (IBGE, 2016), Rio Grande do Norte



2.2. Avaliação da qualidade da água para irrigação e dessedentação animal

Para a identificação dos perigos relativos à qualidade físico-química da água subterrânea foram empregadas as recomendações contidas em instruções normativas nacionais e internacionais, bem como informações da literatura, para os usos de dessedentação animal e irrigação.

Como bibliografias de referência, empregou-se a Resolução CONAMA nº 396 de 2008, devido esta norma dispor sobre as diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas. Quanto às normas internacionais, foram empregadas as disposições utilizadas na Nova Zelândia/Austrália (ANZECC, 2000), Canadá (CCME, 1993) e África do Sul (DWA, 1996), além de documentos gerados pela "Food and Agriculture Organization of the United Nations" (FAO) (AYERS & WESTCOT, 1985).

Os valores recomendados pela literatura foram listados nas tabelas 2 e 3, para fins de comparação com as informações encontradas na presente pesquisa. Na avaliação da qualidade da água, para cada parâmetro físico-químico, foram empregados os valores mais restritivos de uso. Posteriormente, os resultados foram georreferenciados (software ArcGIS 10.3), com o objetivo de descrever os usos afetados, por área de influência.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Caracterização físico-química da água subterrânea

A análise de regressão linear, para a soma total de ânions e cátions, demonstrou uma alta relação entre estes componentes, ($R^2=0,96$) validando a qualidade da informação utilizada. As distintas variáveis foram analisadas pela análise de PCA, sendo que a redução dimensional dos dados resultou na conformação de 7 componentes principais, os quais descreveram 69,1% da variância total hidroquímica observada (Tabela 1).

O primeiro componente (PC1) representou 24,674 % da variância total, com forte correlação com a CE, ST, STD, dureza total, cálcio, magnésio e cloreto. Verificou-se que parte da variabilidade das amostras (PC1) teve relação com STD, além dos íons cloreto, cálcio e magnésio, variáveis relacionadas com constituintes naturalmente transferidos do solo e rochas, por processos de solubilização e lixiviação (CHANDIO *et al.*, 2015; GAO *et al.*, 2015).

Já os componentes de 2 a 4 (PC2 a PC4) representaram 27,372 % da variância total observada, com maior representatividade da alcalinidade total, alcalinidade de bicarbonatos, alcalinidade de carbonatos, bicarbonato, carbonatos e bário. Os últimos três componentes (PC5, PC6 e PC7) apresentaram relação com alguns elementos traços (chumbo, cobre e alumínio) e turbidez, não sendo influenciados pelos demais parâmetros físico-químicos descritos.

Tabela 1 - Análise de PCA da água de 47 poços tubulares, Rio Grande do Norte

Variáveis	Fatores							Comunicabilidades
	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	
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
Autovalor	8,389	3,558	2,94	2,809	2,329	1,748	1,719	
Variância explicada	24,674	10,46	8,646	8,262	6,851	5,141	5,057	
Variância acumulada	24,674	35,14	43,78	52,05	58,9	64,04	69,1	

A classificação dos tipos de água, através do diagrama de Durov, demonstrou que mais da metade dos poços (56%) apresentaram águas do tipo mista cloretada, seguido de águas sódico cloretada (38%), mista (4%) e magnésiana cloretada (2%) (Figura 2). Em geral, houve uma grande variação da concentração de STD, a qual oscilou entre 284,70 e 12478,80 mg L⁻¹. No entanto, o pH se manteve próximo da neutralidade, apresentando um valor médio de 7,53. Monitoramentos de poços tubulares (n=48) do RN, abrangendo diferentes aquíferos, demonstraram que 44% das amostras apresentaram STD superiores a 1000 mg L⁻¹, com águas atingindo salinidades acima de 5000 mg L⁻¹ (PROGRAMA ÁGUA AZUL, 2016). No referido

trabalho, cloreto e sódio também foram os íons mais predominantes na água subterrânea, atingido concentrações elevadas em 42% (>250 mg L⁻¹) e 18% (> 200mg L⁻¹) das amostras, respectivamente (PROGRAMA ÁGUA AZUL, 2016; BRASIL, 2017).

O diagrama de Schoeller-Berkaloff mostrou uma elevada concentração de cloreto na água de todos os poços, com valores mínimos e máximos, variando entre 127,50 mg L⁻¹ e 5412,15 mg L⁻¹. Os valores médios de cloreto (1067,20 mg L⁻¹) foram superiores à média de outros ânions, como sulfato (168,78

mg L⁻¹), carbonato (6,80 mg L⁻¹) e bicarbonato (249,60 mg L⁻¹). Para cátions, os valores médios de sódio (354,65 mg L⁻¹) foram superiores aos de magnésio (125,12 mg L⁻¹), cálcio

(144,73 mg L⁻¹) e potássio (16,58 mg L⁻¹), com valores mínimos e máximos oscilando entre 47,74 mg L⁻¹ e 1586,77 mg L⁻¹.

Figura 2 - Diagrama de Durov de 47 poços tubulares

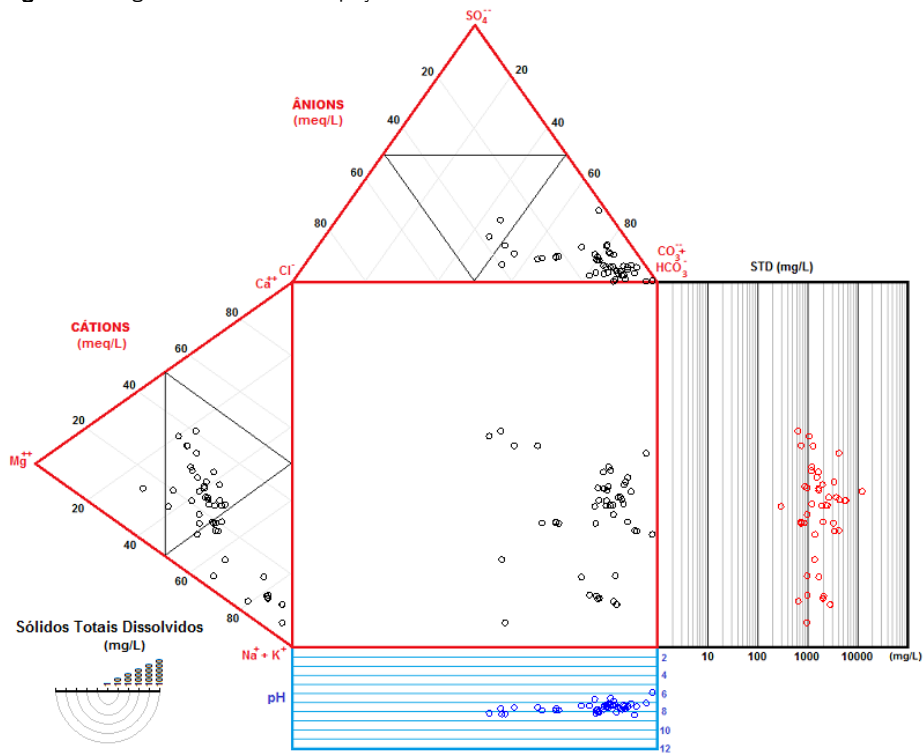
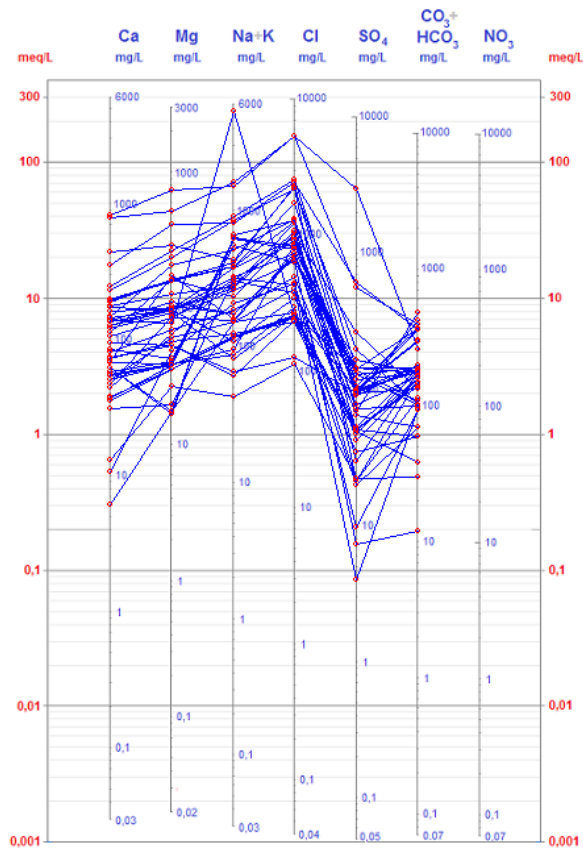


Figura 3 - Diagrama de Schoeller-Berkaloff de 47 poços tubulares



3.2. Avaliação da qualidade da água para atividades agropecuárias

avaliada carece de valores de referência para parâmetros como CE, STD, cálcio, magnésio e ferro.

Os parâmetros de qualidade de água avaliados para dessedentação animal, bem como suas concentrações limites, podem ser observadas na Tabela 2. Conforme os valores apresentados, a instrução normativa brasileira (Conama, 2008)

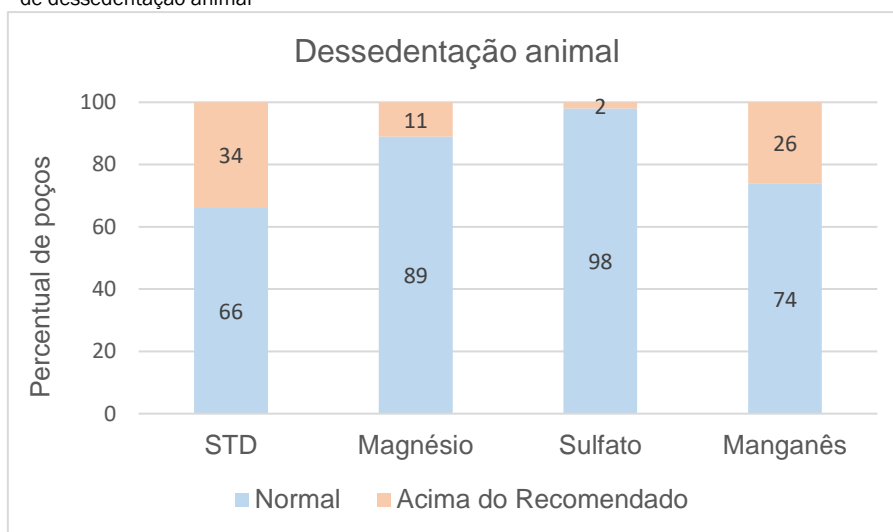
Dentre os parâmetros de qualidade de água avaliados, STD, magnésio, sulfato e manganês apresentaram concentrações acima dos valores máximos recomendados para a produção de animais (Figura 3).

Tabela 2 - Parâmetros de qualidade de água e concentrações limites recomendados para dessedentação animal

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

*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).

Figura 3 - Percentual de poços com parâmetros de qualidade de água acima dos valores recomendados para águas de dessedentação animal



Um total de 34% dos poços apresentou concentrações de STD superiores a 2.000 mg L⁻¹, ultrapassando os valores máximos permitidos (VMP) estabelecidos pela Austrália/Nova Zelândia e África do Sul, voltadas à dessedentação de organismos menos tolerantes a sais, como as aves (Tabela 2). No entanto, para a dessedentação de ovelhas, cavalos, porcos e gado de corte, um percentual menor de poços (4,5%) apresentou concentrações superiores a 4.000 mg L⁻¹, limite estabelecido pelos países acima citados. O excesso de sais, em geral, pode gerar disfunções fisiológicas, principalmente hepáticas e renais, ocasionadas pela desidratação e pela toxicidade de íons específicos (RUNA *et al.*, 2020).

Alguns íons, como magnésio e sulfato, estão relacionados com distúrbios gastrointestinais, sendo que concentrações acima de 250 mg L⁻¹ e 1.000 mg L⁻¹, respectivamente, já podem ser consideradas prejudiciais (Tabela 2). Levando em consideração esses limites, um pequeno percentual de localidades apresentou poços com magnésio (11%) e sulfato (2%) a níveis prejudiciais à saúde animal. O primeiro elemento é um dos principais íons presentes em águas naturais, relacionado com as alterações fisiológicas acima citadas (WARD & MCKAGUE, 2007; SILVA, 2006; VORMANN, 2003).

Animais como ovinos e caprinos, espécies normalmente criadas no semiárido brasileiro, toleram concentrações mais elevadas de magnésio, ao redor de 500 mg L⁻¹ (AYERS & WES-TCOT, 1985). Esses animais apresentam algumas adaptações anatomofisiológicas que permitem reduzir o metabolismo. Deste modo, em elevadas temperaturas, ingerem uma menor quantidade de alimentos e água, além de produzirem fezes

como uma menor concentração aquosa (CARDOSO, 2018; YOUSFI *et al.*, 2016).

De acordo com Melo e colaboradores (2017), poços da região semiárida da Paraíba apresentaram concentrações médias de magnésio variando de 116 a 278 mg L⁻¹, não afetando as espécies criadas na região. Já o sulfato de forma isolada, quando em concentrações iguais ou superiores a 700 mg L⁻¹, também pode ocasionar problemas crônicos e agudos de saúde a várias espécies, apesar do Brasil e Canadá apresentarem VMP superiores a esta concentração (CHURCH, 1979; VALENTE-CAMPOS *et al.*, 2014). De modo geral, os valores máximos de magnésio (753,21 mg L⁻¹) e sulfato (2.976,48 mg L⁻¹) chegaram a ultrapassar, em até 3 vezes, os limites para dessedentação animal.

Para elementos traços, apenas o manganês (>0,05 mg L⁻¹) excedeu os valores recomendados, e em 26% das localidades. Quando em concentrações elevadas, pode ocasionar perda de peso e anemia aos animais (PARARILLO *et al.*, 2021). No entanto, a África do Sul estabelece limites muito superiores para manganês, quando comparados aos limites estabelecidos pela FAO e Brasil, o que demonstra a grande disparidade entre os estudos que tratam dos efeitos adversos de compostos químicos da água sobre a saúde animal.

Além do uso de dessedentação animal, a água subterrânea dos poços do semiárido é frequentemente empregada para fins de irrigação. A Tabela 3 apresenta os parâmetros mais utilizados para avaliação da qualidade de águas de irrigação, e seus limites de restrições de uso.

Tabela 3 - Parâmetros de qualidade de água e concentrações limites recomendados para águas de irrigação

Parâmetros	Irrigação		
	Brasil*	Outros países*	FAO*
pH	-	-	6,5 - 8,5 (adequado)
CE (mS cm ⁻¹)	-	-	> 3.000 (adequado) 3.000 - 7.000 (moderado) > 7.000 (severo)
STD (mg L ⁻¹)	-	-	> 450 (adequado) 450 - 2000 (moderado) > 2000 (severo)
Sódio (mg L ⁻¹)	-	< 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 ⁻¹)	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)	1,0	-	-
Nitrato (mg L ⁻¹)	-	-	> 5 (adequado) 5 - 30 (moderado) > 30 (severo)
Bicarbonato (mg L ⁻¹)	-	-	< 91 (adequado) 91-518 (moderado) >518 (severo)
Ferro (mg L ⁻¹)	5,0	0,2 - LP ¹ ; 10 - CP ² (AU/NZ)	-
Boro (mg L ⁻¹)	0,5	0,5 - LP ¹ ; > 0,5 a 15 - CP ² (AU/NZ)	>0,7 (adequado) 0,7- 3,0 (moderado) <3,0 (severo)
Fluoreto (mg L ⁻¹)	1,0	1,0 - LP ¹ ; 2,0 - CP ² (AU/NZ)	1,0
Alumínio (mg L ⁻¹)	5,0	5,0 - LP ¹ ; 20 - CP ² (AU/NZ)	5,0
Arsênio (mg L ⁻¹)	-	0,1 - LP ¹ ; 2,0 - CP ² (AU/NZ)	0,1
Bérblio (mg L ⁻¹)	0,1	0,1 - LP ¹ ; 0,5 - CP ² (AU/NZ)	0,1
Cádmio (mg L ⁻¹)	0,01	0,01 - LP ¹ ; 0,05 - CP ² (AU/NZ)	0,01
Chumbo (mg L ⁻¹)	5,0	2,0 - LP ¹ ; 5,0 - CP ² (AU/NZ)	5,0
Cobalto (mg L ⁻¹)	0,05	0,05 - LP ¹ ; 0,1 - CP ² (AU/NZ)	0,05
Cobre (mg L ⁻¹)	0,2	0,2 - LP ¹ ; 5,0 - CP ² (AU/NZ)	0,2
Cromo (mg L ⁻¹)	0,1	0,1 - LP ¹ ; 1 - CP ² (AU/NZ)	0,1
Lítio ((mg L ⁻¹)	2,5	2,5 - LP ¹ ; CP ² (AU/NZ)	2,5
Manganês (mg L ⁻¹)	0,2	0,2 - LP ¹ ; 10 - CP ² (AU/NZ)	0,2
Merúrio (mg L ⁻¹)	0,002	0,002 - LP ¹ ; CP ² (AU/NZ)	-
Molibidênio (mg L ⁻¹)	0,01	0,01 - LP ¹ ; 0,05 - CP ² (AU/NZ)	0,01
Níquel (mg L ⁻¹)	0,2	0,2 - LP ¹ ; 2,0 - CP ² (AU/NZ)	0,2
Selênio (mg L ⁻¹)	0,02	0,02 - LP ¹ ; 0,05 - CP ² (AU/NZ)	0,02
Urânio (mg L ⁻¹)	0,01	0,01 - LP ¹ ; 0,1 - CP ² (AU/NZ)	-
Vanádio (mg L ⁻¹)	0,1	0,1 - LP ¹ ; 0,5 - CP ² (AU/NZ)	0,1
Zinco (mg L ⁻¹)	2,0	2,0 - LP ¹ ; 5,0 - CP ² (AU/NZ)	2,0

*Literatura empregada: Brasil (CONAMA, 2008); Austrália/AU e Nova Zelândia/NZ (ANZECC, 2000); FAO (AYERS & WESTCOT, 1985); ¹LP: concentração máxima tolerada por um longo período de tempo de irrigação (100 anos); ²CP: concentração máxima tolerada por um curto período de tempo de irrigação (20 anos).

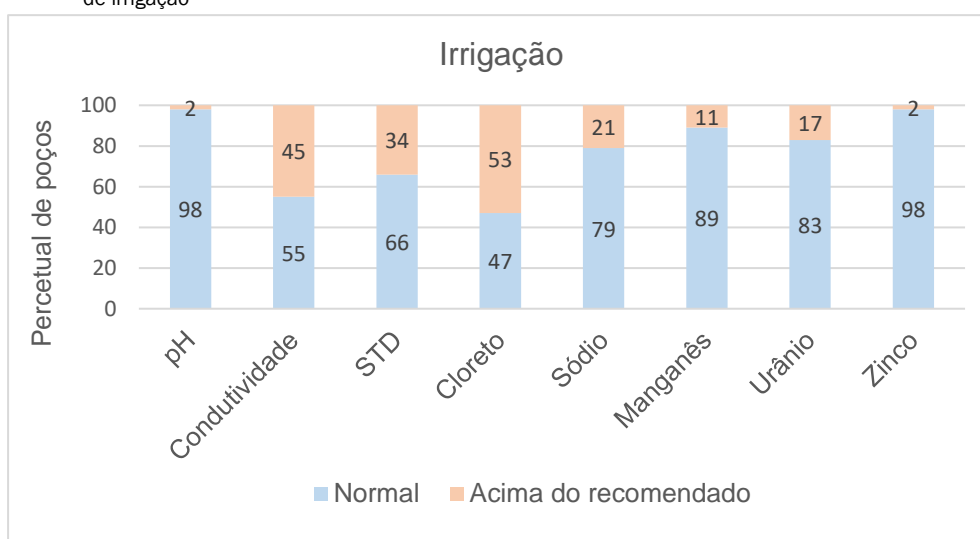
De acordo com a Tabela 3, as águas dos poços avaliados apresentaram valores de pH, CE, STD, cloreto, manganês, urânio e zinco acima dos limites recomendados para culturas vegetais (Figura 4). Para pH, somente a FAO estabeleceu um intervalo de valor adequado à irrigação. No presente trabalho, 98% dos poços apresentaram águas com pH próximos à neutralidade, sendo ideais ao desenvolvimento das plantas (BARLOW *et al.*, 2020).

Quanto à concentração de sais na água, o Brasil e demais países não apresentaram limites de referência para águas de irrigação. No entanto, a FAO indica que elevados valores de CE (> 3.000 mS cm⁻¹) e STD (>2.000 mg L⁻¹) podem ocasionar danos severos às culturas (Tabela 3). Considerando estas com

centrações, parte dos poços avaliados apresentaram CE (45%) e STD (34%) em níveis prejudiciais às plantas.

Dentre os ânions avaliados, o cloreto foi o íon mais elevado, ultrapassando em até 54 vezes, o limite mínimo (100 mg L⁻¹) considerado pela legislação brasileira (Tabela 3). Há um consenso de que valores de cloreto acima de 700 mg L⁻¹, já podem ocasionar danos, até mesmo às espécies mais tolerantes, como a beterraba, o algodão e o trigo. Neste trabalho, 53% das amostras apresentaram valores de cloreto superiores a esta concentração (Figura 4). Esse elemento também é conhecido por acentuar a absorção do cádmio, devido ocasionar uma maior mobilidade entre solo e a raiz (RODRIGUES *et al.*, 2008; MAK *et al.*, 2019).

Figura 4 - Percentual de poços com parâmetros de qualidade de água acima dos valores recomendados para águas de irrigação

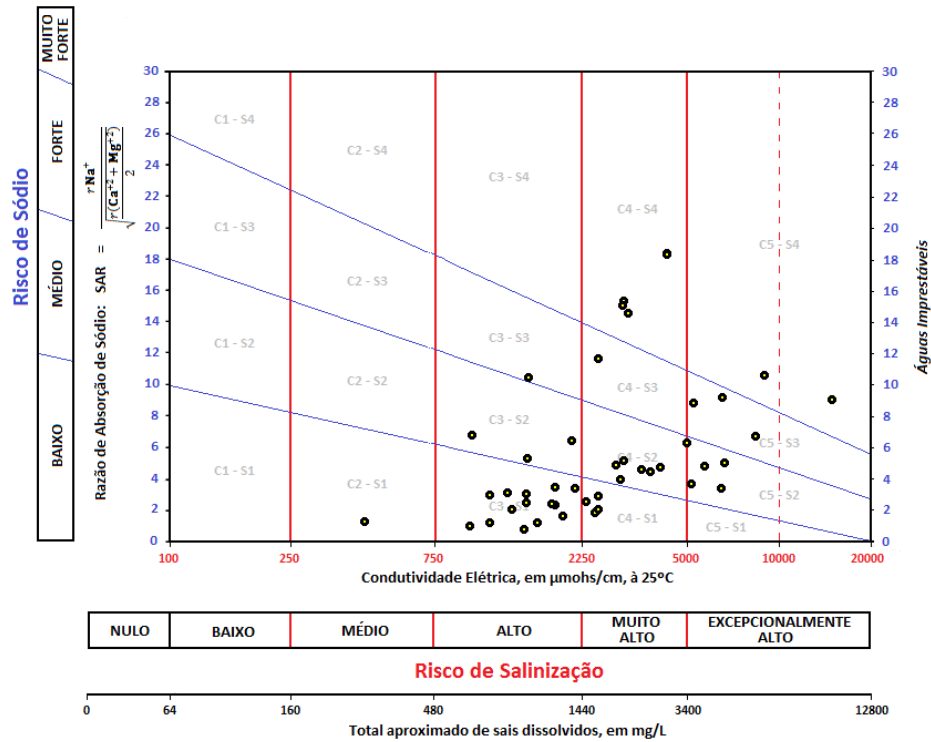


Assim como o cloreto, o sódio também se apresenta em concentrações naturalmente elevadas nas águas subterrâneas do semiárido, interferindo na qualidade do solo, bem como no desenvolvimento das culturas (SILVA *et al.*, 2010; MACHADO & SERRALHEIRO, 2017). De acordo com instruções normativas internacionais (Austrália/Nova Zelândia), valores de sódio acima de 460 mg L⁻¹ ocasionam danos às plantas mais tolerantes. No presente trabalho, 21% dos poços apresentaram concentrações de sódio acima deste valor.

O risco de salinização do solo, determinado pelo índice RAS, pode ser observado na Figura 5. As águas subterrâneas avaliadas apresentaram riscos variando de médio (2%) a excepcionalmente alto (19%) de salinização, com a maior frequência

dos poços sendo classificados entre os níveis alto (43%) e muito alto (36%). Já pelo risco de sodificação, foi verificado águas com potencial de baixo (45%) a muito forte (14%). Níveis de risco intermediários, com classificação média (30%) e forte (1%), foram observados no restante das amostras. Antas (2017), em um estudo realizado em sete localidades do Oeste Potiguar, verificou que amostras da água subterrânea apresentaram risco de uso, variando de moderado a severo, considerando a salinização do solo e a sua toxicidade (cloreto e sódio) para as plantas. Oliveira *et al.* (2017), avaliando a água de poços da mesma região, demonstraram que cerca de metade das amostras apresentaram águas com alto risco salinização (Classe C₃), porém, baixo de sodificação (Classe C₃S₁).

Figura 5 - Determinação do risco de salinização do solo pela água subterrânea de 47 poços tubulares



A análise dos índices RAS sobre rendimento das culturas, e da toxicidade do sódio sobre as plantas (dano foliar) pode ser observada na Figura 6. Nenhuma amostra de água apresentou classificação de RAS (47-102) capaz de afetar o rendimento de espécies tolerantes, sendo, portanto, adequada ao cultivo destas. No entanto, a concentração de sódio das amostras demonstrou que 26% (>460 mg L⁻¹) dos poços possuíam águas capazes de ocasionar algum grau de lesão foliar, até mesmo às espécies mais resistentes, segundo Pearson (1960) e Maas (1990). Além disso, toda água subterrânea avaliada se mostrou inadequada ao rendimento de plantas mais sensíveis (RAS ≥ 2), e com níveis de sódio (> 115 mg L⁻¹) capaz de ocasionar-lhes algum grau de lesão foliar. Alguns estudos demonstraram que culturas como milho, sorgo, capim bermuda, girasol, cevada, trigo, algodão e beterraba, mantiveram uma boa produtividade, mesmo quando irrigadas com águas salobras no semiárido (EMBRAPA, 2000; MORAIS NETO, 2009; SILVA *et al.*, 2014). No entanto, a resposta fisiológica intraespecífica dependente também, das características físicas do solo, sendo que solos com um menor teor de argila, são mais favoráveis à adaptação aos sais (SILVA *et al.*, 2014).

Em relação aos elementos traços, manganês (11%), urânio (17%) e zinco (2%) apresentaram concentrações elevadas para irrigação, considerando os valores estipulados para longos períodos de irrigação (Figura 4). Em solos com características mais ácidas, como latossolos e neossolos litólicos, os quais predominam no semiárido brasileiro, pode ocorrer uma maior toxicidade do manganês para as plantas (CUNHA *et al.*, 2010). Além disso, este elemento faz parte de um grupo de elementos traços, os quais a planta não consegue restringir a translocação e entrada na cadeia alimentar, podendo assim,

ocasionar danos a vários organismos da cadeia trófica (SILVA *et al.*, 2006).

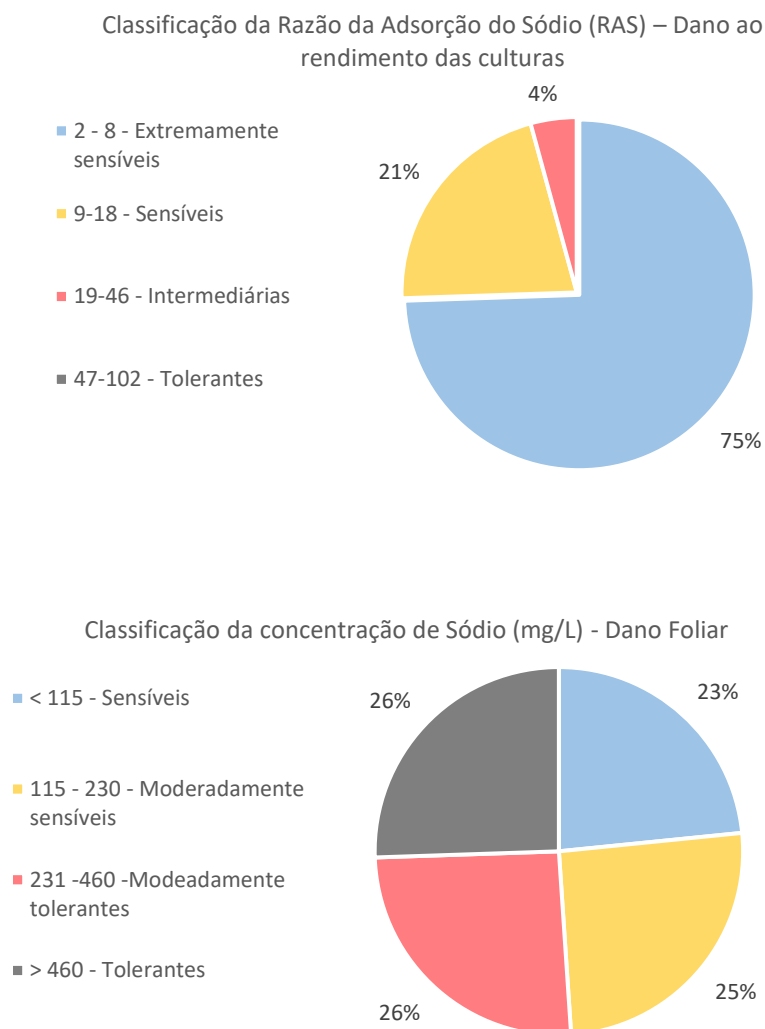
Já o Urânio, é um elemento naturalmente encontrado em águas subterrâneas, e devido à sua alta mobilidade e solubilidade (condições oxidantes), a principal via de exposição é a água (ALAM & CHENG, 2014; LIESCH *et al.*, 2015). Nas plantas, uma maior concentração deste elemento é encontrada nas raízes e sementes (RODRÍGUEZ *et al.*, 2006; BOGHI *et al.*, 2018; LAI *et al.*, 2020; WETLE *et al.*, 2020). Neves e Abreu (2010), avaliando a concentração de urânio em diferentes espécies de plantas, demonstraram que o milho (*Zea mays* L) e o feijão (*Phaseolus vulgaris*), espécies normalmente cultivadas no semiárido, não se revelaram acumuladoras do elemento, mesmo quando em condições de água de rega e solo bastante contaminados (68 a 258 mg L⁻¹). Em outro estudo, o qual avaliou a assimilação de urânio pela alface (*Lactuca sativa* L.), foi verificado que as taxas de absorção representaram de 10% a 20% da dose diária tolerável pelo ser humano (NEVES *et al.*, 2008). Porém, a capacidade de absorção depende das características de cada espécie, frequência/tempo de exposição e ainda, das características do solo, já que em solos mais alcalinos, há uma maior solubilidade do elemento (DUQUÊNE *et al.*, 2006; CHEN *et al.*, 2021).

Já a presença do zinco na água, normalmente está associado a problemas de poluição ou contaminação, devido à sua propriedade de bioacumulação e biomagnificação nos ecossistemas (KWON *et al.*, 2017). A toxicidade para as plantas ocorre em faixas de concentrações de 0,4-6,5 mg L⁻¹, provocando clorose, diminuição do tamanho das folhas e inibição da germinação das sementes (WILL & SUTER, 1994; BALAFREJ *et al.*,

2020). Diferentes estudos comprovaram que estas faixas de concentração são capazes de ocasionar uma diminuição da produtividade de gramíneas utilizadas como forrageiras (Pen-

nisetum glaucum e Avena strigosa Schreb), entre outras espécies, como o milho (*Zea mays*) (LEITE et al., 2003; WOLFF et al., 2009; SILVA et al., 2010).

Figura 6 - Classificação da capacidade de dano as culturas, conforme o índice de Razão de Adsorção de Sódio (RAS) e concentração de sódio (mg L^{-1}) na água subterrânea



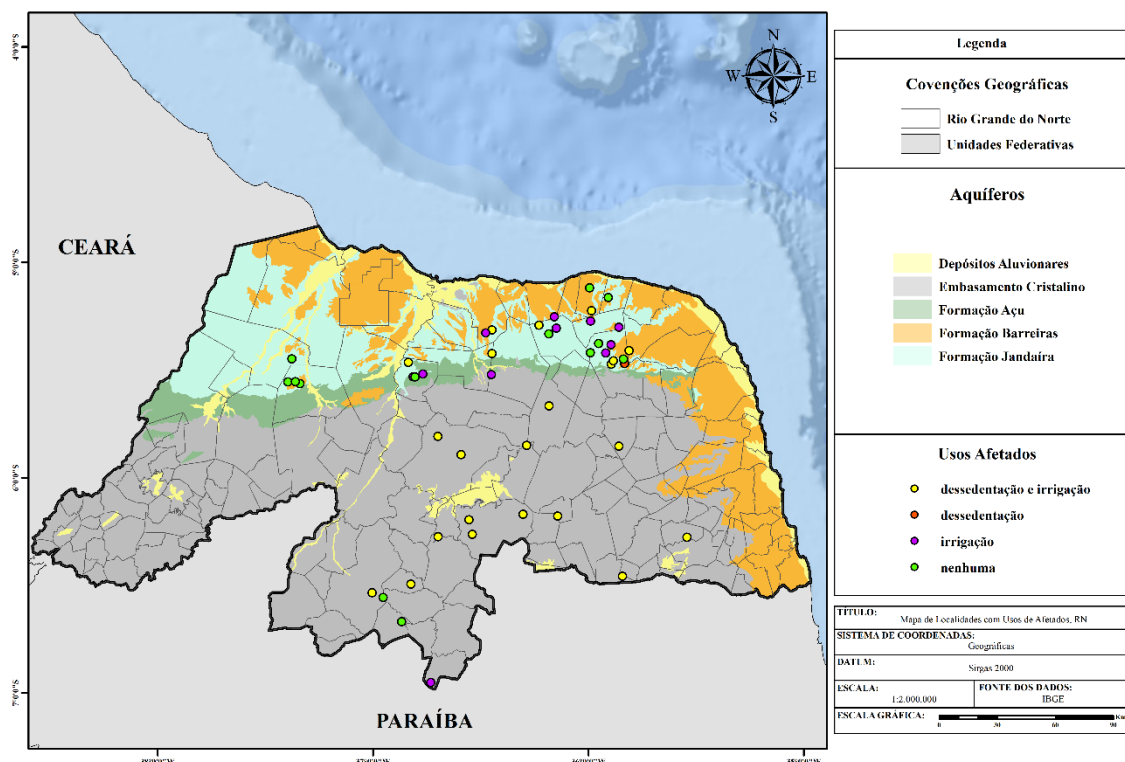
Considerando ambos os usos avaliados neste trabalho, um total de 16 dos poços (34%) apresentaram algum elemento traço em concentrações acima dos limites recomendados. Para outros parâmetros físico-químicos, um percentual maior de localidades (72% ou $n=34$) apresentou águas subterrâneas com características incompatíveis àquelas recomendadas pela literatura empregada.

Os parâmetros físico-químicos mais relacionados a qualidade inadequada da água dos poços foi CE/STD e alguns elementos, como cloreto e manganês. Estes estão naturalmente pre-

sentes nas águas subterrâneas da região, devido fazerem parte da constituição dos solos, e serem transferidos para o meio aquoso por lixiviação (TROLEI & SILVA, 2018).

De modo geral, apenas 28% dos poços ($n=13$) apresentaram parâmetros de qualidade de água dentro dos valores de aceitabilidade para ambos os usos avaliados (Figura 6). A maior parte das restrições de uso foram relacionadas à atividade de irrigação ($n=33$), quando comparada à dessedentação animal ($n=23$). A Figura 7 demonstra os usos afetados por localidade, conforme a região hidrogeológica de abrangência.

Figura 7 - Poços tubulares com usos agropecuários afetados, conforme a qualidade da água e região hidrogeológica de abrangência



4. CONCLUSÃO

Verificou-se que alguns parâmetros da qualidade da água apresentaram diferentes VMP para o mesmo uso, não havendo uma padronização entre a literatura empregada. As normas avaliadas também careciam de informações sobre parâmetros de relevante importância para avaliação da água para dedsedentação animal (CE, STD, Magnésio) e irrigação (CE, STD, sódio, cálcio e magnésio).

Na área de estudo, uma pequena parte dos poços de águas salobras, aproximadamente um terço, apresentou águas adequadas para ambos os usos avaliados. A maior parte das restrições de uso foram para a atividade de irrigação de plantas, quando comparado à dedsedentação de animais. Devido alguns elementos químicos serem naturalmente elevados nas águas subterrâneas da região, torna-se necessário um manejo adequado da água e solo, tendo em vista reduzir o impacto no ambiente e a perda de produtividade. Além disso, monitoramentos mais criteriosos, envolvendo amostras biológicas da própria população, devem ser levados com consideração, dada a exposição dos indivíduos, a certos elementos traços tóxicos (Urânio), naturalmente encontrados na região.

5. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao PAD e a SEMARH-RN 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

- ABDELNOUR, S. A.; EL-HACK, A.; MOHAMED, E.; NORELDIN, A. E.; BATIHA, G. E.; BESHBIHY, A. M.; SWELUM, A. A. High salt diet affects the reproductive health in animals: an overview. *Animals*, v.10, n.4, p.590, 2020. <https://doi.org/10.3390/ani10040590>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.jchyd.2014.06.001>
- AL-KHAZA'LEH, J.; ABDELQADER, A.; ABUJAMIEH, M.; HAYAJNEH, F. M. F. Assessment of water source availability and quality for small ruminant consumption in the Northern Badia region of Jordan. *Veterinary World*, v. 13, n. 6, p. 1073, 2020. <https://doi.org/10.14202/vetworld.2020.1073-1082>
- AMIN, I.; RASOOL, S.; MIR, M. A.; WANI, W.; MASOODI, K. Z.; AHMAD, P. Ion homeostasis for salinity tolerance in plants: a molecular approach. *Physiologia Plantarum*, v. 171, n.4, p. 578-594, 2021. <https://doi.org/10.1111/ppl.13185>
- 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 Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand. *Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality*. 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.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. *Water quality for agriculture*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), v. 29, 1985.
- BALAFREJ, H.; BOGUSZ, D.; TRIQUI, Z. E. A.; GUEDIRA, A., BENDAOU, N.; SMOUNI, A.; FAHR, M. Zinc hyperaccumulation in plants: A review. *Plants*, v. 9, n. 5, p. 562. 2020. <https://doi.org/10.3390/plants9050562>
- BARLOW, K. M.; MORTENSEN, D. A.; DROHAN, P. J. Soil pH influences patterns of plant community composition after restoration with native-based seed mixes. *Restoration Ecology*, v. 28, n.4, p. 869-879, 2020. <https://doi.org/10.1111/rec.13141>
- BEZERRA, N. F. Água no semi-árido nordestino. Experiências e desafios. In: HOFMEISTER W. (HRS.G.) *Água e desenvolvimento sustentável no Semiárido*. Fortaleza-CE, p. 35-51, 2002.
- BOGHI, A.; ROOSE, T.; KIRK, G. J. A model of uranium uptake by plant roots allowing for root-induced changes in the soil. *Environmental science & technology*, v.52. n.6, p.3536-3545, 2018. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06136>
- BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. *Portaria nº 05, de 28 de setembro de 2017*. Brasília, 2017.
- CCREM - CANADIAN COUNCIL OF RESOURCE AND ENVIRONMENT MINISTERS. *Canadian water quality guidelines*. Inland Water Directorate, Environment Canada, Ottawa, 1987.
- CCME - CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. *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.
- CARDOSO, E. D. A. *Características adaptativas de caprinos nativos em ambiente termoneutro e de estresse consumindo água salina*. Tese (doutorado). Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande- PB, 2018.
- 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. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4753-6>
- CHEN, L.; LIU, J.; ZHANG, W.; ZHOU, J.; LUO, D.; LI, Z. Uranium (U) source, speciation, uptake, toxicity and bioremediation strategies in soil-plant system: A review. *Journal of Hazardous Materials*, v.413, p.125-319, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125319>
- CHURCH, D. C. *Digestive physiology and nutrition of ruminants*. V. 2. Ed. Nutrition O & B Books, Inc., 1979.
- 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. 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. 2018.
- CUEVAS, J.; DALIAKOPOULOS, I. N.; DEL MORAL, F., HUESO, J. J.; TSANIS, I. K. A review of soil-improving cropping systems for soil salinization. *Agronomy*, v. 9, n. 6, p.295, 2019. <https://doi.org/10.3390/agronomy9060295>
- 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.
- CUSTODIO, E.; LLAMAS, M. R. *Hidrología subterránea*. Barcelona: omega, 2. ed., 1983, 2350p.
- DWAF - DEPARTMENT OF WATER AFFAIRS AND FOREST. *South African water quality guidelines*. 2nd edn, v. 5: Agricultural use: Livestock watering. CSIR Environmental Services, Pretoria, 1996.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2006.06.001>
- EDMUNDS, W. M. Geochemistry's vital contribution to solving water resource problems. *Applied Geochemistry*, v. 24, p.1058-1073, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2009.02.021>
- FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. *FAOSTAT - Food and Agriculture Database Statistics*. 2016. Disponível em: <http://faostat.fao.org/>. Acesso em: 25 de nov. 2018.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.01.020>
- 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. <https://doi.org/10.1007/s00128-016-1822-7>
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Divisão territorial Brasileira*, 2016.
- KWON, M. J.; BOYANOV, M. I.; YANG, J. S.; LEE, S.; HWANG, Y. H.; LEE, J. Y.; MISHRA, B.; KEMNER, K. M. Transformation of zinc-concentrate in surface and subsurface environments: Implications for assessing zinc mobility/toxicity and choosing an optimal remediation strategy. *Environmental Pollution*, v.226, p.346- 355, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.01.066>

- LAI, J. L.; ZHANG-XUAN, D.; XIAO-HUI, J. I.; XUE-GANG, L. Absorption and interaction mechanisms of uranium & cadmium in purple sweet potato (*Ipomoea batatas* L.). *Journal of Hazardous Materials*, v. 400, p.123-264, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123264>
- LEITE, U.T.; AQUINO, B. F.; ROCHA, R.N.C.; SILVA, J. Níveis Críticos foliares de Boro, Cobre, Manganês e Zinco em milho. *Bio-science Journal*, v.19, n.2, p. 115-125, 2003.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.294>
- LIESCH, T.; HINRICHSEN, S.; GOLDSCHIEDER, N. Uranium in groundwater – Fertilizers versus geogenic sources. *Science of The Total Environment*, v. 536, p.981–995, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.133>
- 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.
- MAK, M.; ZHANG, M.; RANDALL, D.; HOLFORD, P.; MILHAM, P.; WU, F.; CHEN, Z. H. Chloride transport at plant-soil interface modulates barley cd tolerance. *Plant and Soil*, v.441, n.1, p.409-421, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11104-019-04134-6>
- MARENGO, J. A.; ALVES, L. M.; BESERRA, E. A.; LACERDA, F. F. Variabilidade e mudanças climáticas no semiárido brasileiro. *Recursos hídricos em regiões áridas e semiáridas*, v.1, p.385-422, 2011.
- 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.
- 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. <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2572-z>
- NEVES, O.; ABREU, M. M.; VICENTE, E. M. Transferência do urânio no sistema água-solo-planta (*Lactuca sativa* L.) na área mineira da Cunha Baixa. *E-Terra*, v.5, n.3, 2008.
- 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.
- 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. <https://doi.org/10.14295/ras.v31i2.28663>
- PAJARILLO, E. A. B.; LEE, E.; KANG, D. K. Trace metals and animal health: Interplay of the gut microbiota with iron, manganese, zinc, and copper. *Animal Nutrition*, v.7, n.3, p.750–761, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.aninu.2021.03.005>
- PEARSON, G. A. Tolerance of crops to exchangeable sodium. *Agricultural Information Bulletin*. Agriculture Research Service, US Department of Agriculture, Washington DC, 1960.
- PROGRAMA ÁGUA AZUL. *Relatório técnico monitoramento da qualidade das águas subterrâneas*. 72p., 2016.
- 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. <https://doi.org/10.1111/1477-8947.12054>
- 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. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2231-3>
- RICHARDS, L. A. *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*. 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. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.08.020>
- RUNA, R. A.; GERKEN, M.; RIEK, A.; BRINKMANN, L. Boer goats physiology adaptation to saline drinking water. *Research in veterinary science*, v.129, p.120-128, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.rvsc.2019.12.014>
- 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. <https://doi.org/10.1007/s40726-016-0033-5>
- 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. <https://doi.org/10.1002/hyp.6335>
- 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. <https://doi.org/10.20506/rst.29.3.1999>
- 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. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v18nsu-pps66-s72>
- SINGH, A. Groundwater modelling for the assessment of water management alternatives. *Journal of Hydrology*, v.481, p.220-229, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.12.042>
- SUDENE - SUPERINTENDÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE. *Semiárido*. 2015. Disponível em: <http://www.sudene.gov.br/acessp-a-informacao/institucional/area-de-atuacao-da-sudene/semiario>. Acesso em: de 30 nov. 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-brasileira de geografia*, v. 34, 2018. <https://doi.org/10.4000/confins.12901>
- 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. <https://doi.org/10.4025/actascianimsci.v36i1.21853>
- VORMANN, J. Magnesium: nutrition and metabolism. *Molecular aspects of medicine*, v.24, n.1-3, p.27-37, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0098-2997\(02\)00089-4](https://doi.org/10.1016/S0098-2997(02)00089-4)
- WARD, D.; MCKAGUE, K. *Water requirements of livestock*. 2007.
- WETLE, R.; BENSKO-TARSITANO, B.; JOHNSON, K.; SWEAT, K. G.; CAHILL, T. Uptake of uranium into desert plants in an abandoned uranium mine and its implications for phytostabilization strategies. *Journal of environmental radioactivity*, v.220, p.106-293, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2020.106293>
- 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 <https://doi.org/10.2172/10107985>
- 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. <https://doi.org/10.1590/S0100-83582009000100017>
- 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. <https://doi.org/10.1017/S0014479703001431>
- YANG, Y.; GUO, Y. (2018). Elucidating the molecular mechanisms mediating plant salt-stress responses. *New Phytologist*, v.217, n.2, p.523-539, 2018. <https://doi.org/10.1111/nph.14920>
- YOUSFI, I.; SALEM, H. B.; AOUADI, D.; ABIDI, S. Effect of sodium chloride, sodium sulfate or sodium nitrite in drinking water on intake, digestion, growth rate, carcass traits and meat quality of Barbarine lamb. *Small Ruminant Research*, v.143, p.43-52, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.smallrumres.2016.08.013>