



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO
PRÓ-REITORIA DE GRADUAÇÃO
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
CURSO DE AGRONOMIA

CELIMARI CAMPOS DA SILVA JÚNIOR

**POTENCIAL DE USO AGRÍCOLA DAS ÁGUAS DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO
POR OSMOSE REVERSA DA COMUNIDADE MONTE ALEGRE, GOVERNADOR
DIX-SEPT ROSADO, RN**

MOSSORÓ

2017

CELIMARI CAMPOS DA SILVA JÚNIOR

**POTENCIAL DE USO AGRÍCOLA DAS ÁGUAS DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO
POR OSMOSE REVERSA DA COMUNIDADE MONTE ALEGRE, GOVERNADOR
DIX-SEPT ROSADO, RN**

Monografia apresentada a Universidade Federal Rural do Semi-Árido como requisito para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Agrônômica.

Orientador: Nildo da Silva Dias, Prof. Dr.

MOSSORÓ

2017

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

S586p Silva Júnior, Celimari Campos da .
POTENCIAL DE USO AGRÍCOLA DAS ÁGUAS DA ESTAÇÃO
DE TRATAMENTO POR OSMOSE REVERSA DA COMUNIDADE
MONTE ALEGRE, GOVERNADOR DIX-SEPT ROSADO, RN /
Celimari Campos da Silva Júnior. - 2017.
41 f. : il.

Orientador: Nildo da Silva Dias.
Monografia (graduação) - Universidade Federal
Rural do Semi-árido, Curso de Agronomia, 2017.

1. Dessalinizadores. 2. Rejeito salino. 3.
Semiárido. 4. Segurança hídrica. I. Dias, Nildo da
Silva, orient. II. Título.

CELIMARI CAMPOS DA SILVA JÚNIOR

**POTENCIAL DE USO AGRÍCOLA DAS ÁGUAS DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO
POR OSMOSE REVERSA DA COMUNIDADE MONTE ALEGRE, GOVERNADOR
DIX-SEPT ROSADO, RN**

Monografia apresentada a Universidade
Federal Rural do Semi-Árido como requisito
para obtenção do título de Bacharel em
Engenharia Agrônômica.

Defendida em: 05 / 05 / 2017.

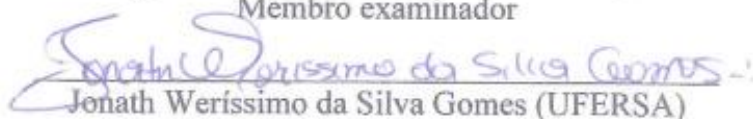
BANCA EXAMINADORA



Nildo da Silva Dias, Prof. Dr. (UFERSA)
Presidente



André Moreira de Oliveira (UFERSA)
Membro examinador



Jonath Weríssimo da Silva Gomes (UFERSA)
Membro Examinador

*Dedico esta monografia aos meus pais Marli
Alves e Celimari Campos, que sempre
acreditaram no meu potencial e a todos os
amigos e familiares pelo apoio.
Ao meu orientador Nildo Dias que sempre me
ajudou dentro e fora da Universidade, minha
mais sincera gratidão.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por ter me dado forças, renovado minhas esperanças em diversos momentos difíceis e me proporcionado conhecer pessoas tão incríveis.

Agradeço aos meus pais Marli Alves e Celimari Campos pelo carinho e amor concedido desde a minha adoção.

A minha família, principalmente minha madrinha Rita (Branca) que não está mais entre nós, e foi minha segunda mãe, agradeço a meus avós e tios que sempre acreditaram em mim, e aos demais familiares, muito obrigado.

Agradeço a meus amigos da casa 07 “melhores pessoas”, Marinalvo, Levi, Ravier, Samuel, Rauny, Wlisses, Jaquelson, Wagner, Paulo, Carlos Vinícius, Gevasio, Adriano, Jair, Renato, Nathanael, Leandro, Alex, Tiago, Henrique, Audenizio, Nathan e Robson Gomes, por tudo que me ensinaram e pelos momentos de lazer.

A minha turma que sempre me ajudou em tudo que puderam, a Sandra e Risonete pelos momentos de descontração na casa 07.

Agradeço a equipe ACREVI por dividir comigo os sábados na associação, as crianças da Acrevi juntamente com os associados que contribuíram por um período de dois anos em minha vida.

Agradeço a minha grande amiga Aline Torquato por ter dividido comigo momentos de tristeza e felicidade ao longo dos cinco anos, e a quem desejo muito sucesso ao longo da vida pessoal e profissional.

Agradeço a meus professores, e em especial a Nildo Dias e Vânia Porto que considero muito mais que professores, são verdadeiros amigos para todas as horas.

Aos integrantes da banca Kaline Dantas, André Moreira, Francisco Souto e a Jonath Werissimo pela paciência e dedicação ao longo da construção dessa monografia

A galera do COEX, pela confiança e companheirismo ao longo dos dois anos, desejo toda felicidade e sucesso.

Agradeço a Universidade Federal Rural do Semi-Árido pela oportunidade de conclusão de um curso superior.

“Água de beber, bica no quintal, sede de viver tudo”.

Milton Nascimento

RESUMO

Nas comunidades rurais do semiárido brasileiro, a utilização de águas subterrâneas de poços tubulares é uma alternativa ao abastecimento d'água. No entanto, há uma grande limitação na utilização desses poços para enfrentamento da escassez hídrica, pois, a maioria, tem alta concentração de sais. Estes sais exercem efeitos de forma direta ou indireta, lenta ou brusca, total ou parcial sobre o desenvolvimento e produção das culturas. Os efeitos do excesso de sais solúveis na solução do solo, principalmente o Na e o Cl, provocam redução do desenvolvimento vegetal, especialmente nas espécies mais susceptíveis, promovendo distúrbios fisiológicos. Dessa forma o objetivo desse trabalho foi avaliar o impacto da disposição de rejeito da dessalinização no solo da comunidade Monte Alegre, Governador Dix-Sept Rosado, Rio Grande do Norte tendo em vista o reuso das águas como tecnologia social de convivência com o semiárido. As amostras de solo e água foram coletadas na comunidade Monte Alegre em dois períodos distintos, sendo feitas coletas de água de poço, dessalinizada e rejeito salino, e quatro coletas de solo nas profundidades de (0-20 cm) e (20-40 cm): potencial de Hidrogênio (pH); Condutividade Elétrica (CE) na relação solo-água (1:2,5) correlacionando os valores de leitura em função da umidade de saturação da pasta saturada, conforme características descritas por Richards (1954), para estimar a CE do extrato saturado (CEes); teores de P; K⁺; Na⁺; Ca²⁺; Mg²⁺; Al³⁺; acidez potencial (H⁺ + Al³⁺) e, calculados a capacidade de troca catiônica (CTC), a soma de bases (SB), o valor V% e a Percentagem de Sódio Trocável – PST, conforme Donagema et al. (2011). As águas dessalinizadas do segundo período de coleta (junho a julho de 2014) apresentam uma qualidade superior as encontradas no primeiro período de coleta Outubro de 2013, segundo a classificação de Richards A água bruta do segundo período, Junho de 2014 foi caracterizada com risco severo de infiltração de água S3 diferente da água bruta da primeira coleta em Outubro de 2013 que foi caracterizada como S1. O solo no período em outubro de 2013 se mostrou com características normais diferente do mesmo solo no período de junho de 2014 caracterizado como sódico.

Palavras-chave: Dessalinizadores. Rejeito salino. Semiárido. Segurança hídrica

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	– Diagrama de classificação de água (RICHARDS 1954)	17
Figura 2	– Esquema da coleta de amostras de solo em diferentes distâncias do ponto de disposição do rejeito e camadas do solo fonte: Oliveira (2016)	23

LISTA DE QUADROS

Quadro 1	– Classificação da água quanto ao teor de sais “C” com base na CE (dS.m^{-1}), proposto por Richards (1954)	16
Quadro 2	– Risco com problema de infiltração da água de irrigação.	16
Quadro 3	– Classificação de solos afetados por sais proposta por Bohn et al (1985)	24
Quadro 4	– Riscos de problemas de infiltração no solo causados pela sodicidade da água	25
Quadro 5	– Classificação do risco de toxicidade por cloreto	25
Quadro 6	– Resultado das análises químicas das amostras de solo coletadas no período de outubro de 2013	33
Quadro 7	– Resultado das análises químicas das amostras de solo coletadas no período de junho a julho de 2014	34

LISTA DE TABELAS

Tabela 1– Análise química da água bruta, do rejeito e dessalinizada no períodos 1 (outubro de 2013) e período 2 (Junho de 2014).).....	30
--	----

.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	REVISÃO DE LITERATURA	13
2.1	A chuva e os processos físico-químico do solo.....	13
2.2	Utilização da água salina na agricultura.....	14
2.3	Uso dos dessalinizadores como tecnologia. Social de convivência com o Semiárido.....	18
2.3.1	Geração e destinação do rejeito salino.....	19
3	OBJETIVOS	21
3.1	Objetivos específicos.....	21
4	MATERIAL E MÉTODOS.....	22
4.1	Local aonde foi realizado o estudo.....	22
4.2	Coleta de água.....	24
4.3	Coleta de solo.....	26
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	27
5.1	Avaliação da qualidade das águas.....	27
5.1.1	Água dessalinizada.....	27
5.1.2	Água de poço.....	28
5.1.3	Rejeito salino.....	29
5.2	Análise química do solo.....	31
5.2.1	Primeira coleta (período seco).....	31
5.2.2	Segunda coleta (período chuvoso).....	33
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	36
	REFERÊNCIAS.....	37

1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso imprescindível, sobretudo em regiões semiáridas afetadas por regime de chuva irregular, como é o caso da região Nordeste do Brasil, no qual está inserido o Rio Grande do Norte (RN). A reduzida disponibilidade natural aliada à má gestão dos recursos hídricos propicia a contaminação das águas, comprometendo ainda mais o abastecimento público e acarretando em sérios riscos à saúde das populações e aos ecossistemas (MAFFEI et al., 2009).

Na maioria das comunidades rurais do semiárido brasileiro, a utilização de águas subterrâneas de poços tubulares é uma alternativa ao abastecimento d'água. No entanto, há uma grande limitação na utilização desses poços para enfrentamento da escassez hídrica, que é o elevado teor de sais dissolvidos (SANTOS et al., 2011).

Para solucionar este problema, há cerca de treze anos o 'Programa Água Doce' do Governo Federal instalou, em várias comunidades rurais do Nordeste, estações de tratamentos de água por osmose reversa a fim de obter água potável para as famílias por meio da dessalinização da água salobra de poços (BRASIL, 2012)

O processo de dessalinização de água, parte dos solutos que foram obtidos no processo produz um subproduto, denominado de rejeito salino, de concentração salina muito maior do que a água salobra original e de poder poluente. Em alguns locais, o rejeito chega a ser 60% do volume original (VALE e AZEVEDO, 2013). O despejo no solo deste rejeito dos dessalinizadores sem tratamento adequado, proporciona um alto acúmulo de sais nas camadas superficiais dos terrenos aonde são instalados os equipamentos.

Diante disso, pesquisas locais para averiguar o potencial de uso agrícola das águas de rejeito, bem como o impacto causado pela sua disposição no solo são de grande importância para que a prática da dessalinização seja sustentável, uma vez que muitos recursos têm sido empregados nesta tecnologia, contudo, sem a devida atenção aos impactos ocasionados ao solo agrícola.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 A chuva e os processos físico-químico do solo

A salinização dos solos pode ocasionar modificações de caráter físico e químico do solo. Segundo Kobiyama et al. (2001) isso pode acontecer em decorrência da adoção de técnicas de exploração dos recursos naturais inadequadas à manutenção do meio ambiente. Embora exista diferentes tipos de práticas de uso da terra, o resultado final geralmente é sempre negativo ao meio ambiente por apresentarem um mesmo objetivo que é o atendimento imediato da demanda mundial por recursos naturais (FOLEY et al., 2005).

A elevada concentração de sais no solo ocasiona perdas consideráveis para agricultura mundial ou por causar perdas em cultivos já estabelecidos ou por inviabilizar a exploração de novas áreas agricultáveis (FLOWERS, 2004; MUNNS et al., 2006). Um dos processos de salinização do solo ocorre a partir da transformação dos minerais primários, ricos em cátions como Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+ , em minerais de argila do tipo 2:1, principalmente montmorilonita. Na região semiárida do Nordeste esta transformação, embora lenta devido aos longos períodos sem chuvas, ocorre a liberação da estrutura cristalina dos minerais contribuindo para a manutenção de suas concentrações em níveis relativamente elevados, tanto no complexo de troca quanto na solução do solo. Nos períodos secos os cátions podem aflorar à superfície dos agregados do solo, principalmente na camada mais superficiais, formando assim uma crosta de sais cristalizados (HOLANDA et al., 2001).

No solo especificamente, o sódio dos sais substitui o cálcio adsorvido no complexo de troca, causando a dispersão dos colóides do solo, e consequentemente, contribuindo para redução da condutividade hidráulica do solo (IIYAS et al., 2000).

Pode ocorrer também o processo induzido de salinização oriundo da ação antrópica, estando ligado principalmente ao manejo inadequado da irrigação e/ou drenagem, ou ausência de drenagem, dos solos, principalmente nas regiões áridas e semiáridas, devido ao uso de águas com salinidade elevada ou aplicação de lâminas excessivas de água associadas a má drenagem do terreno permitindo assim um acúmulo de sais posterior a evaporação na superfície e ascensão capilar (BASTOS, 2004).

A alternância do período seco e chuvoso também tem importância no processo de salinização do solo, pois representam ciclos com predominância de acumulação e lavagem de sais, respectivamente. Em agricultura irrigada, a diferença na magnitude dos dois processos é reduzida, pois o processo de lavagem dos sais tem caráter mais contínuo (RESENDE, 2014).

No período chuvoso por exemplo, os sais podem ser carregados para horizontes inferiores, por um processo denominado percolação, e então depositados nas águas subsuperficiais, ou ocorrer de serem levados a lugares distantes por escoamento superficial (OLIVEIRA, 2005). Entretanto, em regiões de clima árido e semiárido, por apresentarem déficit hídrico não há condições favoráveis para que ocorra lixiviação. Com a evaporação superando e muito a precipitação, a drenagem dos sais solúveis é deficiente, o que contribui para a acumulação desses sais no perfil e na superfície do solo, resultando em solos afetados por sais (AYERS & WESTCOT, 1991; WANDERLEY, 2009).

De acordo com Ayers e Westcot (1999), a velocidade com que a água se infiltra no solo é dificultada e como consequência, reduzida por teores altos de sódio e baixos de cálcio no solo e na água. Além disso a presença de sais no solo ocasiona a fragmentação de suas partículas o que provoca a dispersão da argila. Dessa forma, há uma modificação da estrutura física do solo com a redução dos tamanhos dos poros, o que afeta significativamente suas propriedades, reduzindo assim, a capacidade de infiltração de água e os solos se tornam mais compactados (BRASIL, 2012).

Como consequência físico-química se tratando de solos argilosos, por exemplo, estudos mostram que a lavagem através de inundação por período longo é menos eficiente que inundações periódicas, onde o solo é inundado por certo período de tempo em seguida deixando-se secar. Este processo tende a promover uma melhoria na estrutura do solo com melhoria da condutividade hidráulica (BATISTA et al., 2002). Nos solos, com elevada quantidade de sais pode ocorrer a desestruturação, que é a diminuição da retenção de água aumentando a dificuldade para infiltração desta água no solo, diminuindo a densidade aparente, por causa da dispersão do solo, causada pelo excesso de íons sódio (DIAS & BLANCO, 2010).

Em solos afetados por sais, estão sendo alcançados resultados promissores de recuperação com a instalação de um sistema adequado de drenagem subterrânea e utilização de lâminas de lavagens de recuperação, ou mesmo deixando-se que se recupere naturalmente pela lavagem causada pelas águas das chuvas (BATISTA et al., 2002; DUARTE et al., 2007).

2.2 Utilização da água salina na agricultura

O Semiárido nordestino tem como principal característica climática, as frequentes estiagens, que podem ser caracterizadas pela alta variabilidade espacial e temporal das

chuvas, sendo frequente a sucessão de anos seguidos de seca. Os recursos hídricos caminham para a insuficiência ou apresentam níveis elevados de poluição (OLIVEIRA, 2016).

Mesmo com a deficiência de recursos hídricos superficiais, poderiam ser extraídos do subsolo da região Nordeste, sem possibilidade de colapso dos mananciais, pelo menos 19,5 bilhões de m³ de água subterrânea (SOARES, 2006). Todavia, os poços situados no semiárido brasileiro possuem concentração elevada de sais, limitando o uso da água para consumo e irrigação.

De acordo com a Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (2005), o município de Governador Dix-Sept Rosado-RN apresenta 160 poços, dos quais 45 são poços em terrenos públicos e 115 poços em terrenos particulares. Destes poços tem-se um total de 111 apresentando água salina ou salobra. No município, 22% são utilizados para consumo doméstico primário, 35% consumo secundário, 1,0% para uso na agricultura, 41% para dessedentação animal e 1,0% outros usos. O município encontra-se totalmente inserido nos domínios da bacia hidrográfica Apodi-Mossoró, apresentando uma rede de drenagem rarefeita e de caráter intermitente, sendo banhado pelo Rio Apodi, que o atravessa no sentido Sudoeste/Nordeste.

Segundo Medeiros et al. (2003) os tipos de poços mais utilizados na região são os que exploram o aquífero jandaíra, sendo que a utilização dessas águas está relacionada ao menor custo de perfuração, o qual é realizado por pequenas empresas locais, com custo de manutenção e bombeamento acessíveis aos pequenos produtores. No entanto, essas águas apresentam concentração de sais relativamente elevada, podendo ser superior a 2000 mg L⁻¹ (CE= 3,0 dS m⁻¹). Devido a maior parte da região (788 mil km², ou 51% da área total do Nordeste) está situada sobre rochas cristalinas e o contato por longo tempo, no subsolo, entre a água e esse tipo de rocha, leva a um processo de salinização, dificultando o cultivo de algumas culturas (SOARES et al., 2005). Uma vez que a água entra em contato com as rochas cristalinas, geralmente, os teores de sólidos totais dissolvidos (STD) superam os 2000 mg L⁻¹, em 75% dos casos, correspondendo a uma quantidade duas vezes maior que os limites permitidos para o consumo humano (REBOUÇAS, 2002).

Baseado nos critérios proposto por Richards (1954) a água pode ser classificada quanto ao teor de sais “C” e sódio “S”, dividindo em quatro níveis, respectivamente, apartir dessa classificação se consegue um parâmetro para utilização na agricultura.

Quadro 1 – Classificação da água quanto ao teor de sais “C” com base na CE (dS.m^{-1}), proposto por Richards (1954)

Classe		Risco de salinidade
C1	Salinidade baixa ($0,25 \text{ dS m}^{-1} < \text{CE}$)	Utilizada na irrigação da maioria das culturas, na maioria dos solos, com pouca probabilidade de que se desenvolvam problemas de salinidade no solo.
C2	Salinidade média ($0,25 \text{ dS m}^{-1} < \text{CE} < 0,75 \text{ dS m}^{-1}$)	Utilizada em plantas com moderada tolerância aos sais podem ser cultivadas, na maioria dos casos não necessitando do controle de sais.
C3	Salinidade alta ($0,75 \text{ dS m}^{-1} < \text{CE} < 2,25 \text{ dS m}^{-1}$)	Impossibilidade de utilização em solos com má drenagem, necessitando de práticas especiais de controle do nível de salinidade adequada somente culturas com boa tolerância a sais;
C4	Salinidade muito alta ($\text{CE} > 2,25 \text{ dS m}^{-1}$)	Recomendada para cultivo de plantas muito tolerantes a salinidade. Necessitando de uma boa drenagem dos solos.

Fonte: Richards 1954

Quadro 2 – Risco com problema de infiltração da água de irrigação.

Classe		Risco com problema de infiltração
S1	Água com teor de sódio baixo ($\text{RAS} \leq 18,87 - 4,44 \log \text{CE}_a$)	Não oferece risco de sódio trocável quando utilizada na irrigação.
S2	Água com teor de sódio médio ($18,87 - 4,44 \log \text{CE}_a < \text{RAS} \leq 31,31 - 6,66 \log \text{CE}_a$)	Oferece risco de excesso de sódio em solos de textura argilo siltosa, com alta capacidade de troca catiônica.
S3	Água com teor de sódio alto ($31,31 - 6,66 \log \text{CE}_a < \text{RAS} \leq 43,75 - 8,87 \log \text{CE}_a$)	Potencial contaminação de sódio trocável na maioria dos solos. Sendo necessário um manejo adequado dos solos, boa drenagem, aplicação de lâmina adequada de lixiviação e adição de matéria orgânica.
S4	Água com teor de sódio muito alto ($\text{RAS} > 43,75 - 8,87 \log \text{CE}_a$)	Necessária uma salinidade baixa ou média para ser utilizada na irrigação, a dissolução do cálcio na solução do solo ou a aplicação de gesso ou outros corretivos.

Fonte: Richards 1954

A figura abaixo expressa a disposição do teor de sais e sódio dispostos em um gráfico variando de baixo a alto para sais considerando a RAS e de baixo a muito alto considerando a CE.

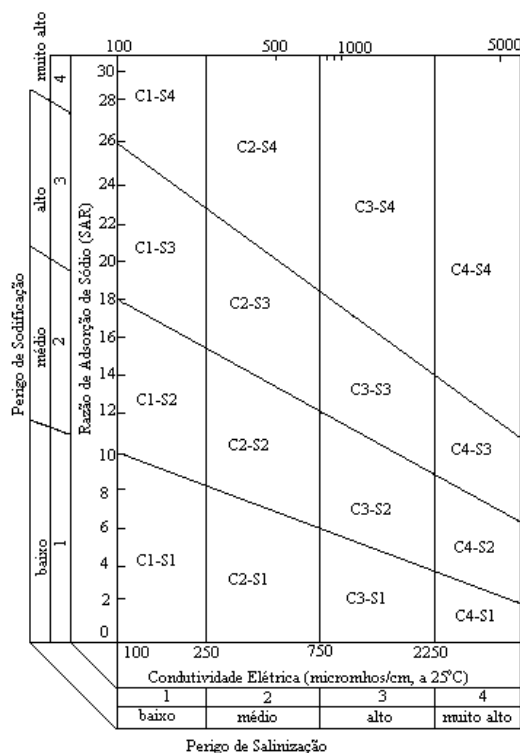


Figura 1. Diagrama de classificação de água (RICHARDS, 1954).

O uso destas águas consideradas de qualidade inferior na agricultura pode ocasionar dificuldades de absorção da própria água, além de causar toxicidade de íons específicos e interferência dos sais nos processos fisiológicos (efeitos indiretos), reduzindo o crescimento e o desenvolvimento das plantas (RHOADES et al., 2000).

Quanto mais salino for um solo, maior será a energia gasta pela planta para absorver água e os demais elementos vitais, pela toxidez de determinados elementos, principalmente o sódio, o boro, os bicarbonatos e cloretos, que em concentrações elevadas causam distúrbios fisiológicos às plantas, afetando o rendimento e a qualidade da produção; pelo efeito nutricional, no qual o excesso de um íon inibe a absorção de outros íons, por exemplo, quando a concentração de Na^+ e Cl^- no solo é alta, a absorção de nutrientes minerais, especialmente NO_3^- , K^+ e Ca^{2+} é quase sempre reduzida (TRINDADE et al., 2006).

Estes sais exercem efeitos de forma direta ou indireta, lenta ou brusca, total ou parcial sobre o desenvolvimento e produção das culturas (SERTÃO, 2005). Os efeitos do excesso de sais solúveis na solução do solo, principalmente o Na e o Cl, provocam redução do

desenvolvimento vegetal, especialmente nas espécies mais susceptíveis, promovendo distúrbios fisiológicos. O estresse salino ocasiona a redução do desenvolvimento vegetal em função dos desequilíbrios nutricionais provocados pelo excesso de sais na absorção e transporte de nutrientes (CAVALCANTE et al., 2010). Essa redução no crescimento e na produtividade pode ser consequência de efeitos específicos destes íons presentes na água. Porém sabe-se que os efeitos da salinidade na nutrição das plantas possuem uma variabilidade dependendo de cada cultura.

Essas respostas variam em função do tipo de planta, do índice de salinidade, da concentração do nutriente e das condições de crescimento. Além disso, o estágio de desenvolvimento da planta e a duração do estresse podem alterar as quantidades de minerais extraídos do solo. Também é relevante o fato de que o menor crescimento pode resultar em menor extração de nutrientes pelas culturas, o que favorece a lixiviação de nutrientes e a contaminação do lençol freático (NEVES, 2008).

Levando em consideração a salinidade as plantas são classificadas em glicófitas e halófitas. Sendo as glicófitas o grupo das plantas cultivadas, e na sua maioria são as menos tolerantes, enquanto as halófitas compõem o grupo de plantas que adquirem condições fisiológicas, portanto ajustam-se osmoticamente e sobrevivem em meio altamente salino (GHEYI, 2010).

Uma alternativa para plantio nessas áreas com elevado teor de sais é a *Atriplex nummularia* (erva-sal), que suporta altos níveis de salinidade e sobrevivem em regiões de baixa precipitação e temperatura elevada. Essas plantas funcionam como um dessalinizador biológico do solo, acumulando sais em seus tecidos (PORTO et al., 2001).

2.3 Uso dos dessalinizadores como tecnologia. Social de convivência com o Semiárido

Estima-se que a atual capacidade instalada de dessalinização no mundo seja superior aos 62,8 milhões de m³ por dia (HENTHORNE, 2009). Diversas opções para dessalinização existem e sua escolha depende de considerações econômicas e ambientais. Conforme Watson et al. (2003), dentre os sistemas de dessalinização, a osmose reversa se destaca, tanto em número de instalações (68% das instalações), quanto em percentual da capacidade instalada (44% da capacidade).

Pensando no problema de utilização das águas salinas o Governo Federal, através do Ministério do Meio Ambiente, implantou em 2004 o Programa Água Doce com a instalação

de mais de três mil dessalinizadores para extraírem do subsolo aproximadamente 19,5 bilhões de m³ de água por ano. Segundo o Ministério do Meio ambiente (2015) 100 mil pessoas foram beneficiadas com a implantação dos 150 sistemas dessalinizadores, localizados em nove estados brasileiros, sendo oito deles localizados na Região Nordeste e um na Região Sudeste. Tendo como meta atingir 2,5 milhões de pessoas até o ano de 2019 (BRASIL, 2015).

Além do uso no abastecimento rural e urbano, visando uma redução no valor dos dessalinizadores, pode-se prever sua utilização em empreendimentos agrícolas, sobretudo para aqueles implementados de forma intensiva e com culturas de alto valor.

O método escolhido no Brasil foi o da osmose reversa que conta com dessalinizadores equipados com membranas que diferenciam e separam a água dos sais. As membranas semipermeáveis são frágeis, também variando na sua capacidade de filtrar a água salgada (FREITAS, 2011). Para a dessalinização por osmose reversa, portanto, dois aspectos são fundamentais, de acordo com Juan (2000): é necessária uma fonte de energia para vencer o potencial osmótico da água salina, ou seja, para ‘inverter a direção’ que ocorreria na osmose, e a qualidade da membrana semi-permeável que irá separar os sais.

No processo de dessalinização as partículas retidas denominadas solutos, como sais ou moléculas orgânicas simples passam pela membrana devido a uma pressão externa, através de uma bomba de alta pressão, denominada “booster”. O resultado é a produção de água doce de um lado e do outro um efluente também chamado de rejeito salino. Considerando sua comprovada eficiência quanto à relação custo e a quantidade de água potável produzida, a dessalinização por osmose reversa é uma alternativa inovadora e eficaz na conversão de água salgada em água potável, de forma que, nas últimas duas décadas a técnica da osmose reversa tornou-se um processo bem estabelecido de dessalinização e vem sendo usada no Nordeste do Brasil em crescente expansão (AMORIM et al., 2001).

2.3.1 Geração e destinação do rejeito salino

Considerando o número de dessalinizadores apenas na região potiguar, estimado em torno de 103 equipamentos beneficiando um total de 5000 pessoas (ASCOM/SEMARH, 2017). Ocorre a geração de um grande volume de rejeito e na maioria dos casos, sem receber qualquer tratamento e, mesmo assim, está sendo despejado no solo ou nos corpos hídricos, propiciando a salinização dos solos e desertificação das áreas (PORTO et al., 2001).

Dependendo do equipamento e da qualidade da água do poço, a quantidade de rejeito gerado pode chegar de 40 a 70% do total de água salobra retirada (PORTO et al., 2001). Esse

rejeito necessita ser utilizado de forma ambientalmente correta, possibilitando sempre que possível à produção de alimentos, pois quase sempre os cursos d'água e o solo são os principais meios para sua deposição.

Em geral, nos países desenvolvidos, o rejeito está sendo transportado para os oceanos ou injetados em poços de grande profundidade; através dos estudos estão se buscando outras alternativas, como: bacias de evaporação, redução de volume da dessalinização de águas salobras nos EUA, mas esta destinação depende do volume e da composição do rejeito, pois pode prejudicar o tratamento do esgoto (Mickley, 2001a). Outra opção é a injeção do rejeito em poços profundos, como praticada na Flórida, fica restrita, em viabilidade econômica, aos grandes projetos de dessalinização, dependendo também das características específicas de cada terreno (Mickley, 2001a).

Para as instalações de dessalinização localizadas no interior do continente, de onde o rejeito não pode ser economicamente transportado para o mar, ou usado na agricultura ou, ainda, em outras aplicações, sua destinação é um problema crítico para exploração de fontes de água salobra. Na região de Neveg, em Israel, a excelente insolação e a disponibilidade de terra a preços razoáveis, capacitam o uso de tanques de evaporação; entretanto, para reduzir o requerimento de terra e os custos de produção, é essencial desenhar o sistema de osmose reversa com fração de recuperação do produto a mais alta possível (Glueckstern & Priel, 1996). Tem-se que observar que os tanques de evaporação, concentrando o rejeito, concentram também outros elementos como, selênio, boro e metais pesados em níveis tóxicos (Ong et al., 1995).

Um estudo no município de Petrolina, Estado de Pernambuco, confirmou a salinização do solo causada pelo despejo indiscriminado dos efluentes de dois dessalinizadores instalados em duas comunidades (Amorim et al., 1997). No Estado do Ceará, Pessoa (2000) verificou que, somente em Canindé, em 25% das localidades estudadas foram observados problemas de erosão e salinidade nos solos que recebem os rejeitos. Pinheiro & Callado (2004), também no Estado do Ceará, verificaram, considerando 79 comunidades com dessalinizadores em operação, que apenas 20% aproveitavam os rejeitos, muito embora sem qualquer fundamentação técnico-científica ou econômica para o seu uso; segundo eles, lavagem de roupa e automóveis constituem a maior frequência em utilização dos rejeitos (38%), não se podendo afirmar que as referidas práticas tragam benefício significativo às pessoas, sendo apenas experiências isoladas e motivadas pela absoluta falta de água de boa qualidade.

3.OBJETIVOS

3.1 Geral

Avaliar o impacto da disposição de rejeito da dessalinização no solo na comunidade Monte Alegre, Governador Dix-Sept Rosado, Rio Grande do Norte tendo em vista o reuso das águas como tecnologia social de convivência com o semiárido.

3.2 Específicos

- a) Determinar os parâmetros de qualidade das águas do processo de dessalinização por osmose reversa na estação de tratamento de água salina do poço na comunidade Monte Alegre, Governador Dix-Sept Rosado, Rio Grande do Norte
- b) Classificar ÁGUAS de rejeito da dessalinização e salina de poço para fins de irrigação e, avaliar a qualidade das águas dessalinizadas quanto a potabilidade;
- c) Avaliar a evolução espacial e temporal do processo no solo receptor do rejeito salino na comunidade.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Local aonde foi realizado o estudo

As amostras de solo e água foram coletadas na comunidade Monte Alegre, município de Governador Dix-Sept Rosado – RN, no Oeste Potiguar. A qual é abastecida com unidade de captação e tratamento de água por dessalinização.

O clima predominante da região Oeste Potiguar, segundo classificação de Köppen é do tipo BSw'h', caracterizado por ser muito quente e semiárido, com a estação chuvosa se atrasando para o outono, levando a dois períodos distintos: um de chuvas, com duração aproximada de 4 meses, e outro de estiagem, nos oito meses restantes. Dessa forma a comunidade possui vegetação caatinga hiperxerófila, de natureza mais seca e porte baixo, adaptada a escassez e baixa umidade do ar, o que proporciona revestimento em geral de cor acinzentada. As coletas foram realizadas em dois períodos distintos em outubro de 2013 (P1) e junho de 2014 (P2).

4.2 Coleta de água

As coletas de água consistiram de três fontes: água de poço, ou seja, sem qualquer tratamento; água dessalinizada e a água de rejeito salino. Sendo a água de rejeito a de maior importância nesse estudo, percebendo que o monitoramento das variáveis do solo é em razão de sua disposição direta no mesmo.

4.3 Coleta de solo

As amostras de solos foram coletadas em perfil transversal no local de despejo do rejeito do dessalinizador, (ponto 0); a 1,0 m (ponto 1) e a 2,0 m (ponto 2) deste, bem como ainda, uma amostragem em área sem influência do rejeito, solo de mata nativa, considerando esta a testemunha (Figura 1). Em cada ponto, serão coletados solos nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, considerando a predominância da profundidade efetiva dos sistemas radiculares da vegetação da região, associado também ocorrência de solos rasos na região.

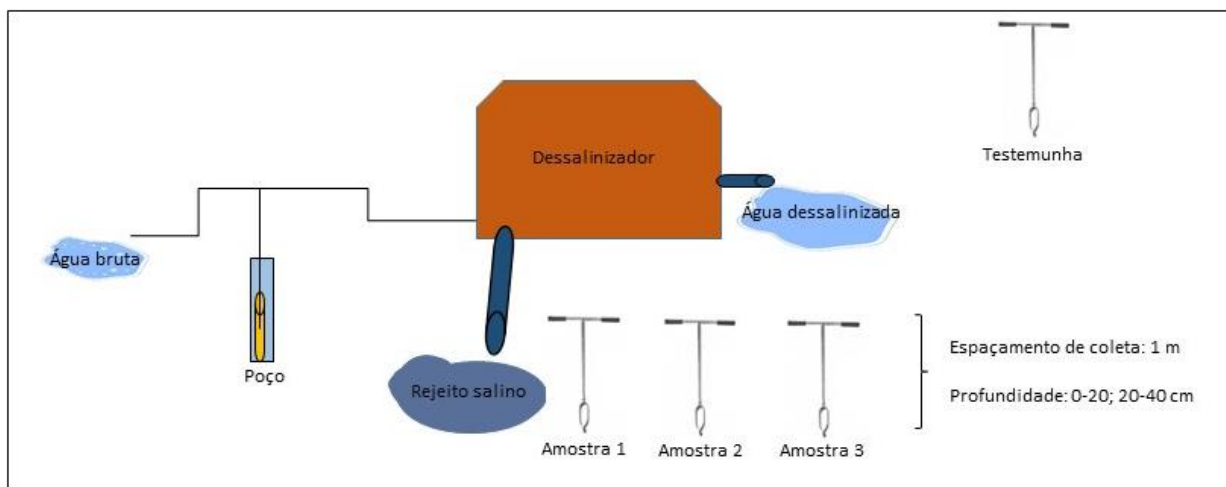


Figura 2 – Esquema da coleta de amostras de solo em diferentes distâncias do ponto de disposição do rejeito e camadas do solo. Fonte: Oliveira (2016).

Foram analisados os seguintes atributos: potencial de Hidrogênio (pH); Condutividade Elétrica (CE) na relação solo-água (1:2,5) correlacionando os valores de leitura em função da umidade de saturação da pasta saturada, conforme características descritas por Richards (1954), para estimar a CE do extrato saturado (CEes); teores de íons e cátions P; K⁺; Na⁺; Ca²⁺; Mg²⁺; Al³⁺; acidez potencial (H⁺ + Al³⁺) e, calculados a capacidade de troca catiônica (CTC), a soma de bases (SB), o valor V% e a Percentagem de Sódio Trocável – PST, usando a equação 1, conforme Donagema et al. (2011).

(Eq. 1)

$$PST = \frac{Na^{+}}{CTC} \times 100$$

Em que:

CTC: Capacidade de troca de cátions mmol_c/ dm³

Para classificar os solos afetados por sais, utilizou-se a classificação proposta por Bohn et al. (1985), conforme Quadro 3, em que considera três parâmetros: Condutividade Elétrica (CEes); Potencial de Hidrogênio (pH) e a Percentagem de Sódio Trocável (PST).

Quadro 3 – Classificação de solos afetados por sais, proposta por Bohn et al. (1985)

Solos normais	CE < 2*
	PST < 15
	pH < 8,5
Solos salinos	CE > 2*
	PST < 15
	pH < 8,5
Solos sódicos	CE < 2*
	PST > 15
	pH > 8,5
Solos salino-sódicos	CE > 2*
	PST > 15
	pH < 8,5

*O valor de CE para extrato de pasta saturado, em dS m⁻¹. Fonte: Bohn et. al (1985).

Para um melhor entendimento da influência do rejeito na qualidade do solo, nas áreas desta pesquisa, foram coletadas amostras para as análises físicas seguindo os procedimentos de Donagema et al. (2011). Sendo coletadas amostras deformadas nas camadas 0-20 e 20-40 cm de cada ponto nas comunidades.

As análises físico-químicas das amostras de água e solo foram realizadas no Laboratório de Solo Água e Planta – LASAP, da Universidade Federal Rural do Semi-Árido - UFERSA, Campus Mossoró, seguindo a metodologia descrita por Richards (1954) e do Manual de Métodos de Análise de Solo (DONAGEMA, 2011), para água e solo, respectivamente.

4.4 Análise e classificação das águas

Nas amostras de água, para fins de irrigação, foram determinados os seguintes parâmetros: Condutividade Elétrica (CE em dS m⁻¹), potencial hidrogeniônico (pH), as concentrações de Sódio (Na⁺), Cálcio (Ca²⁺), Magnésio (Mg²⁺), Potássio (K⁺), Cloreto (Cl⁻), Carbonato (CO₃²⁻) e Bicarbonato (HCO₃⁻), de acordo com as metodologias propostas por Richards (1954).

Realizou-se também o cálculo da RAS, para classificação das amostras quanto ao risco de sodificação e de problemas de infiltração no solo causados pela sodicidade da água.

Para classificar os riscos com problemas de infiltração, empregou-se a classificação proposta por Ayers & Westcot (1999), restringindo-se a três classes de sodicidade, obtidas relacionando-se a RAS com a salinidade da água de irrigação, de acordo com o Quadro 4.

Quadro 4 – Riscos de problemas de infiltração no solo causados pela sodicidade da água

RAS (mmol L ⁻¹)	Classes de Sodicidade		
	Problemas		
	S ₁ Sem	S ₂ Crescentes	S ₃ Severos
	CE _a (dS m ⁻¹)		
0-3	> 0,70	0,70 - 0,20	< 0,20
3-6	> 1,20	1,20 - 0,30	< 0,30
6-12	> 1,90	1,90 - 0,50	< 0,50
12-20	> 2,90	2,90 - 1,30	< 1,30
20-40	> 5,00	5,00 - 2,90	< 2,90

Fonte: Ayers & Westcot (1999).

Para a classificação da água quanto ao risco de toxicidade, analisou-se os íons Sódio (Na⁺) e Cloreto (Cl⁻) proposto por Ayers & Westcot (1999), considerando dois modos de aplicação e três classes (Quadro 5).

Quadro 5 – Classificação do risco de toxicidade por cloreto

		Classes de Toxicidade da Água		
		T1	T2	T3
		Nenhum	Moderado	Severo
		Cloreto (mmol L ⁻¹)		
Modo de Aplicação	Irrigação por superfície	< 3	3 - 9	> 9
	Irrigação por aspersão	< 3	> 3	-

Fonte: Ayers & Westcot (1999).

A água do poço, dessalinizada e o rejeito foram classificadas e interpretadas quanto os riscos de salinidade e sodicidade, de acordo com os parâmetros propostos por Richards

(1954). Foram consideradas também, as diretrizes da FAO, para a avaliação da qualidade da água para irrigação (AYERS & WESTCOT, 1999), especialmente, para os riscos de toxidez de íons específicos das amostras das águas visando sua utilização agrícola e manejo adequado da irrigação.

4.5 Avaliação físico-química do solo

Para interpretar as principais variáveis do solo dentro dos períodos nas diferentes distâncias e profundidades foi realizada análise comparativa e feita a classificação de solos afetados por sais, de acordo com de Bohn et al (1985).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Avaliação da qualidade das águas

5.1.1 Água dessalinizada

Verificou-se na tabela 1 que a água dessalinizada no segundo período de coleta (P2) apresentou pH 6,7 uma leve diminuição de 1,0 se comparada ao pH da água coletada no primeiro período que apresentou pH 7,7. Estes valores de pH estão nas condições e padrões para consumo humano de acordo com a resolução do CONAMA nº 357/2005 que permite variação entre 6,0 e 9,0. Para Ayers e Westcot (1991), os valores do pH observados na comunidade Monte Alegre, encontram-se dentro da faixa de normalidade, para fins de irrigação (6,5 a 8,5), ressaltando-se que a água pode ser utilizada, sem restrição em sistemas de irrigação.

Os valores de CE, potássio e sódio diminuíram 0,11, 0,2 e 1,15 mmol_c L⁻¹ respectivamente, do período seco (P1) para o chuvoso (P2), diferente do ocorrido com os valores de Mg, Ca⁺, Cl⁻, CO₃²⁻, HCO₃⁻ que aumentaram 0,22, 0,08, 0,1, 0,4 e 2,2 mmol_c L⁻¹ no (P2). Porém mesmo com essas variações os íons ainda estão dentro dos parâmetros estabelecidos para águas de irrigação segundo Ayers e Westcot (1999).

Cosme (2011), avaliando qualidade da água proveniente de estações de tratamento de água salobra na zona rural do município de Mossoró-RN, constatou que a média de amostras de água com teores de íons dentro dos limites normais para as águas dos poços foi de 68,8% para os íons Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, CO₃²⁻, HCO₃⁻ e Cl⁻. Apenas o cátion Mg²⁺ e o ânion CO₃²⁻, apresentaram número de amostras com teores além dos considerados normais, enquanto que para os demais íons (Ca²⁺, Na⁺, HCO₃⁻ e Cl⁻) mais de 80% das amostras apresentaram teores normais para águas de irrigação.

De acordo com a Portaria nº 1469, de 29/12/2000, os valores de sódio (336,56 mg/dL⁻¹) estão acima do permitido para utilização dessas águas no consumo humano, teores esses 168,28% acima do valor estabelecido que é 200 mg/dL⁻¹, apenas o cloreto 12,82 mg/dL⁻¹ e o alumínio 0 mg/dL⁻¹ estão dentro do limite estabelecido, 250mg/dL⁻¹ e 0,2 mg/dL⁻¹ respectivamente.

Resultado semelhante verificou-se na segunda coleta, onde os teores de sódio (288,46 mg/dL⁻¹) se mostrou com percentual de 144,28% acima do estabelecido, novamente apenas o

cloreto $16,02 \text{ mg/dL}^{-1}$ e o alumínio 0 mg/dL^{-1} se enquadraram no valor estabelecido 250 mg/dL^{-1} e $0,2 \text{ mg/dL}^{-1}$ respectivamente.

De acordo com as análises na primeira e na segunda coleta verificou-se que a água dessalinizada da comunidade se classifica como C1S2 e C1S1, respectivamente, e embora as águas tenham passado por um processo de tratamento por osmose reversa a primeira água coletada apresenta um perigo de salinização baixo e sodificação médio e a segunda água um perigo de salinização e sodificação baixo.

Os sais contidos na água de irrigação têm efeito nas características físicas e químicas dos solos. O problema é maior, com prejuízos à agricultura, quando estes sais se concentram na região de desenvolvimento do sistema radicular das plantas (BRAGA, 2012). Os teores de sodicidade que ocasionam risco de infiltração no solo se refere ao acúmulo de íons de sódio que estão presentes na água de irrigação e que eleva a percentagem de sódio trocável no solo, podem ser classificados utilizando a tabela de Ayers e Westcot (1999) baseado nos valores da razão de adsorção de sódio (RAS) e na condutividade elétrica (CE dS.m^{-1}). A primeira coleta apresentou uma RAS elevada de 19,1 e uma CE baixa de $0,18 \text{ dS m}^{-1}$ e a segunda coleta apresentando uma RAS de 13,41 e CE de $0,07 \text{ dS m}^{-1}$ ambos com sodicidade (S3), ou seja, risco severo de infiltração.

Para a toxicidade baseada na classificação de Ayers e Westcot (1999) as águas dessalinizadas da primeira e segunda coleta apresentaram teores de cloreto (Cl^-) abaixo de 3 mmol L^{-1} , sendo $0,3$ e $0,2 \text{ mmol L}^{-1}$ respectivamente, se enquadrando como risco de toxicidade (T1) ou seja, sem risco de toxicidade para as plantas.

Soares et al. (2005), por exemplo, apresentam um trabalho envolvendo dessalinização de água salobra subterrânea para a produção de mudas cítricas, mostrando o crescimento significativamente superior das plantas irrigadas com água dessalinizada, em comparação com as irrigadas com a água salobra e com a água rejeito da dessalinização.

5.1.2 Água de poço

Segundo a classificação de Richards as águas de poços da primeira coleta se encontram na classe C4S1, ou seja, as águas possuem um teor de sais muito alto que inviabiliza seu uso direto na irrigação. No período que compreende a segunda coleta a classificação foi C2S1, significando um perigo de salinização médio se utilizada na irrigação.

A primeira e segunda coleta apresentaram uma RAS de 4,27 e 12,9 respectivamente, e uma CE de $2,77$ e $0,58 \text{ dS.m}^{-1}$ classificando as mesmas com sodicidade (S1) e (S3)

respectivamente, sendo a sodicidade (S1) sem risco de infiltração no solo e a sodicidade (S3) com risco severo de infiltração no solo. Essas variações nos dois períodos distintos de teores de condutividade elétrica e RAS podem ser devido a um aumento da recarga nos aquíferos proveniente das chuvas, aliado a diminuição da utilização dos poços tubulares após o período chuvoso, pois a comunidade dispõe de outras fontes de captação de água como as cisternas, barragens subterrâneas e cisternas calçadão para utilização.

Quanto ao risco de toxicidade às plantas, para a primeira coleta foi observado um teor de cloreto de 6,9, ou seja, acima de $3 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ classificando a primeira coleta como (T2) ou seja risco moderado de toxicidade para as plantas. Na segunda coleta observou-se um teor de cloreto de 1,5 ou seja, abaixo de $3 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, classificando a segunda coleta como (T1) sem risco de toxicidade para as plantas.

5.1.3 Rejeito salino

Para o rejeito salino foi observado segundo a classificação de Richards que a primeira e segunda coleta se enquadram na classe C4S1 e C3S1 com perigo de salinização de alto e muito alto respectivamente. Devido as duas águas de rejeito analisadas apresentarem uma concentração elevada de sais, com CE em torno de $2,98 \text{ dS m}^{-1}$ na primeira coleta e de $2,1 \text{ dS m}^{-1}$ na segunda coleta, fica impossibilitado nos dois casos a sua utilização sem tratamento prévio para consumo humano, dessedentação de animais e para o cultivo da maioria das culturas.

Segundo Anders (2013) avaliando a caracterização química da água de dessalinizadores e dos solos sob influência do rejeito salino em Mossoró/RN, as águas residuárias do processo de dessalinização apresentaram uma maior concentração de sais do que as demais, exceto do rejeito salino coletado na Comunidade Passagem do Rio, que apresentou um teor de sais com valor menor que o da água coletada do poço, provavelmente, devido a problemas técnicos do dessalinizador.

Com relação ao nível de infiltração de sódio, a obstrução no solo ocorre quando se tem uma baixa CE, que ocasiona dispersão das argilas, já sua alta concentração floclula e torna o solo com boa drenagem. Ao mesmo tempo, um alto valor da RAS provoca dispersão das argilas, sendo esse efeito reduzido se tiver uma elevação dos níveis de CE. Portanto o rejeito salino apresenta um risco baixo de problema com infiltração de sódio na primeira e segunda coleta pois possuem uma CE e RAS com valores elevados, sendo a CE $2,1$ e 4 dS m^{-1} respectivamente e uma RAS de $4,26$ e $9,26$ respectivamente.

No entanto a mesma apresentou nos dois períodos de coleta uma toxicidade moderada (T2) com base nos valores de cloreto da tabela de classificação proposta por Ayers & Westcot (1999), podendo ocasionar perdas na produção, caso seja utilizada nas culturas com baixa tolerância a salinidade, inviabilizando seu uso.

Tabela 1 – Análise química da água bruta, do rejeito e dessalinizada no período 1 (outubro de 2013) e período 2 (junho de 2014).

	Primeira Coleta (outubro de 2013)			Segunda Coleta (junho de 2014)		
	Água poço	Água de rejeito	Dessalinizada	Água poço	Água de rejeito	Dessalinizada
pH (água)	7,64	7,69	7,62	7,7	7,7	6,7
CE dS m ⁻¹	2,77	2,98	0,18	0,58	2,1	0,07
K ⁺ (mmol _c L ⁻¹)	2	2,1	1,3	2	4	1,1
Na ⁺ (mmol _c L ⁻¹)	15,7	16,2	10,5	18,1	34	9
Mg ⁺² (mmol _c L ⁻¹)	11,52	11,57	0,38	2,4	12,5	0,6
Ca ⁺² (mmol _c L ⁻¹)	15,48	17,23	0,22	1,8	12,5	0,3
Cl ⁻ (mmol _c L ⁻¹)	6,9	7,5	0,4	1,5	5,4	0,5
CO ₃ ²⁻ (mmol _c L ⁻¹)	1	2,2	0	0,4	0,4	0,4
HCO ₃ ³⁻ (mmol _c L ⁻¹)	7,5	8,1	0,6	2,8	6,1	2,8
RAS	4,27	4,26	19,1	12,49	9,61	13,41
Classificação de Richards ¹	C4S1	C4S1	C1S2	C2S1	C3S1	C1S1
Sodicidade ²	S1	S1	S3	S3	S1	S3
Toxicidade ³	T2	T2	T1	T2	T2	T1

¹Diagrama de classificação de águas para irrigação da USSL (Richards, 1954).

²Riscos de problemas de infiltração no solo causados pela sodicidade da água (Ayers & Westcot, 1999).

³Riscos de toxicidade as plantas por íons de Na⁺ ou Cl⁻ na água de acordo com o modo de aplicação (Ayers & Westcot, 1999).

5.2 Análise química do solo

5.2.1 Primeira coleta (período seco)

Constatou-se que as amostras de solo do perfil no primeiro período de coleta (Quadro 6) obtiveram uma variação de pH entre 7,70 a 8,10 com média de 7,98 e um desvio padrão de 0,16. Segundo Dias e Blanco (2010) pH superior a 7,00 podem ser prejudiciais para a prática de agricultura, podendo ocasionar imobilização do fósforo, formando sais insolúveis com Ca e Mg, e consequente diminuição dos micronutrientes como Fe, Cu, Mn e Zn.

Segundo Santos et al. (2010) solos afetados por sais tem sua classificação baseada em função da condutividade elétrica do estrato de solo saturado, CEes, pelo percentual de sódio trocável, PST, e pelo pH. Os solos com condutividade elétrica $CE < 2$, potencial de sódio trocável $PST < 15\%$ e potencial hidrogênionico $pH < 8,5$ são considerados normais, solos com $CE > 4$, $PST < 15\%$ e pH, em geral, menor que 8,5 são considerados solos salinos. Estes solos são caracterizados por afetarem o crescimento de cultura algumas culturas, limitado pelo excesso de sais solúveis podem ser recuperados pela lixiviação dos sais excedentes da zona radicular. Solos com $CE > 4$, $PST > 15\%$ e pH em torno de 8,5 são considerados salino sódicos. A limitação se dá tanto pelo excesso de sais quanto pelo sódio trocável. Solos com $CE < 4$, $PST > 15$ e pH geralmente acima de 8,5 são resultantes da lixiviação mais intensa dos sais solúveis em relação ao sódio trocável e são considerados solos sódicos.

Verificou-se que os pontos mais próximos ao local de despejo do rejeito possuem uma maior influência das variáveis da água salina, o que supostamente pode explicar o pH com os maiores índices, ou seja, o solo com características próximas a neutralidade, e de acordo com a tabela de classificação de solos afetados por sais se classifica como solo normal no primeiro período de coleta por possuir uma $CE\ 0,73\ dS.m^{-1}$, $PST\ 7,74\%$ e pH de 7,98.

Considerando para interpretação dos dados da análise física de solo o triângulo textural não ocorreu variação na classificação de 0-20 cm comparado com valores de 20-40 cm de profundidade, sendo este solo classificado com característica textural argila-arenoso caracterizado com 42,75% de argila 48,11% de areia e 9,14% de silte na profundidade de 0 a 20 cm e 37,57% de argila, 51,99% de areia e 10,44% de silte na profundidade de 20 a 40 cm. Oliveira (2016) observou no seu trabalho sobre “Impactos físico-químicos da disposição de rejeito de dessalinizadores das águas de poços em solos do oeste potiguar” que no decorrer dos anos, diante de sucessivas deposições do rejeito na comunidade Lagoa Rasa, não ocorreu qualquer técnica de manejo do rejeito, somado a isto, um solo imperfeitamente drenado, onde

a camada de 20 – 40 cm contém 29,7% de argila, promoveu o encharcamento de uma extensa área, causando sérios riscos de agravamento do solo e paisagem de difícil reparação, na permanência da disposição direta. E na comunidade Boa Fé observou-se que o solo foi classificado como *Neossolo Quartzarênico*, isto é, um solo com característica textural argilo-arenosa (94% areia) na camada 0-20 cm e franco-argilo-arenosa (89% areia) na camada 20-40 cm com baixa quantidade de argila, predominando a fração areia (Tabela 4), o que favoreceu a lixiviação dos sais do perfil, permitindo um rápido domínio nos teores dos sais da água e a solução do sistema solo.

Segundo Anders (2013) avaliando a caracterização química da água de dessalinizadores e dos solos sob influência do rejeito salino em Mossoró/RN, no ponto de despejo do rejeito salino das estações de tratamentos de água salobra, instaladas em diferentes comunidades no município de Mossoró, RN, verificou que em todas as amostras, coletadas nas profundidades de 0, 0-0,2 m, o pH apresentou uma variação de 6,9 a 8,9, com uma média de 8,1 e um desvio padrão de 0,6. Nas profundidades 0,2-0,4 m, o pH variou de 7,5 a 8,4, com uma média de 8,04 e um desvio padrão de 0,32, indicando que o solo é mais alcalino nas camadas mais profundas.

Verificou-se que os valores de (V%) se mostraram com média em torno de 54,36%, ou seja, superior a 50% caracterizando o mesmo como solo eutrófico. Resultados semelhante foi observado por Anders (2013), analisando a desertificação de terras devido à disposição de rejeito salino de estações de tratamento de águas salobras. O mesmo verificou que os solos analisados apresentaram caráter eutrófico e valor V alto em todas as distâncias analisadas. O Projeto de Assentamento (P.A) Boa Fé só demonstrou caráter eutrófico no ponto de despejo do rejeito salino, já o P.A Oziel Alves apresentou caráter eutrófico nas distâncias de 0,80m, de 1,60m, no ponto de despejo do rejeito salino. A saturação de bases foi aumentada, principalmente pelo teor de Ca e Mg, contribuindo para uma melhoria na fertilidade do solo.

A partir de 1 metro de distância do local de despejo do rejeito salino, as camadas de (20-40 cm) os valores de PST, SB, CTC e V% diminuíram 2,42%, 6,1 cmolc/dm^{-3} , 6,1 cmolc/dm^{-3} e 4,41% respectivamente, comparando com a distância de 2 metros os valores desses parâmetros ocorreram variações sendo que a PST ocorreu uma redução de 0,7 e a SB, CTC e V% ocorreu um aumento de 0,2 cmolc/dm^{-3} , 0,2 cmolc/dm^{-3} e 0,74% respectivamente. Os valores da testemunha com relação a PST aumentaram 0,02% e de SB, CTC e V% diminuíram 0,20 cmolc/dm^{-3} , 0,20 cmolc/dm^{-3} e 0,02% respectivamente.

O autor Anders (2013) realizando um trabalho de Caracterização química da água de

dessalinizadores e dos solos sob a influência do rejeito salino em Mossoró/RN constatou que os solos analisados no trabalho apresentaram caráter eutrófico e valor V alto em todas as 48 distancias analisadas. O P A Boa Fé só apresentou caráter eutrófico no ponto de despejo do rejeito salino, já o P A Oziel Alves apresentou caráter eutrófico nas distâncias de 0,80 m de 1,60 m e no ponto de despejo do rejeito salino. A saturação de bases foi aumentada, principalmente pelo teor de Ca e Mg, contribuindo para uma melhoria na fertilidade do solo.

Quadro 6 – Resultado das análises químicas das amostras de solo coletadas no período de outubro de 2013

COMUNIDADE	Prof.	pH	CEes	PST	Na ⁺	Ca ²⁺ + Mg ²⁺	Al ³⁺	(H + Al)	SB	CTC	V
	m	Água	(dS/m ⁻¹)	%	mg/dm ³	-----cmolc/dm ⁻³ -----					%
Governador	0 (0 - 20)	8,10	0,55	6,96	2,2	24,80	0,0	2,20	29,4	29,4	100
	0 (20 - 40)	8,10	0,55	7,97	2,4	22,80	0,0	2,20	27,9	27,9	100,72
	1 (0 - 20)	8,10	1,27	13,14	4,6	25,50	0,0	2,20	32,8	32,8	107,89
	1 (20 - 40)	8,10	0,98	10,72	3,1	21,50	0,0	2,20	26,7	26,7	103,48
	2 (0 - 20)	8,00	0,73	9,35	2,9	23,40	0,0	2,20	28,8	28,8	102,49
	2 (20 - 40)	8,10	0,78	8,65	2,7	24,00	0,0	2,20	29,00	29,00	101,75
	T (0 - 20)	7,70	0,52	2,57	1,0	33,10	0,0	2,60	36,20	36,20	95,76
	T (20 - 40)	7,70	0,47	2,59	1,0	33,20	0,0	2,60	36	36	95,74

Fonte: Oliveira(2016).

5.2.2 Segunda coleta (período chuvoso)

O pH variou de 7,93 a 8,26 com média de 8,12 e desvio padrão de 0,12. Segundo a classificação de Santos et al. (2010) o solo do segundo período se enquadra na classe de solos sódicos com CE < 4 e PST > 15 e pH geralmente acima de 8,5, apresentando CE 1,05, PST 23,78% e pH 8,12.

O efeito dos sais sobre a estrutura do solo, ocasiona uma expansão da fração argila e consequentemente sua dispersão no solo, outros efeitos acontecem quando as altas concentrações de sódio ou outros cátions na solução interferem na disponibilidade de alguns elementos, afetando o crescimento e o desenvolvimento das plantas. Com a elevação da pressão osmótica causada pelo excesso de sais solúveis as plantas perdem a capacidade de

sucção responsável pela absorção de água, efeito este ocorrido mesmo em locais com solos úmidos é o chamado seca fisiológica (DIAS & BLANCO, 2010).

O solo do segundo período de coleta se mostrou com valores de V% 127,78%, também superiores a 50% caracterizando-se como eutrófico.

A partir de 1 metro de distância do local de despejo do rejeito salino, as camadas de (20-40 cm) os valores de PST, SB, CTC e V% aumentaram 1,08%, 0,7 cmolc/dm⁻³, 0,7 cmolc/dm⁻³ e 2,06% respectivamente comparando com a distância de 2 metros os valores desses parâmetros também aumentaram na mesma profundidade 5,9%, 3,1 cmolc/dm⁻³, 3,1 cmolc/dm⁻³ e 11,77% respectivamente. Os valores da testemunha também aumentaram com relação a PST, SB, CTC e V%, 0,14%, 3,1 cmolc/dm⁻³, 3,9 cmolc/dm⁻³, 0,38% respectivamente.

Oliveira (2016) observou com seu trabalho sobre impactos físico-químicos da disposição de rejeito de dessalinizadores das águas de poços em solos do oeste potiguar analisando a PST nos solos da comunidade Juazeiro (Apodi), o primeiro período de coleta (P1) foi o que apresentou os maiores valores de PST entre os períodos avaliados, decrescendo no decorrer do tempo, chegando as menores PST no período P₃ (pós-chuvas). No período seguinte, P₄ (período seco), a PST voltou a crescer, no entanto, quando comparado ao ano anterior, houve reduções em todos os pontos e camadas, comportamento similar a CE_{es}. No desdobramento da interação entre as camadas e os pontos, notou-se que o ponto 0, a camada 20-40 cm teve maior PST que a camada mais superficial e no ponto 1 e 2, a camada 0-20 cm sobressaiu com PST mais elevadas. Muito dessa resposta em função ao umedecimento do solo, mantendo maiores PST nas periferias do “bulbo molhado”.

Em razão a elevada quantidade de areia do solo da área de amostragem desta comunidade, *Neossolo Flúvico* com 86,1 e 82,2%, para as camadas 0-20 e 20-40, respectivamente, percebendo um solo sem formação de agregado (solto), certamente está ocorrendo lixiviação em maiores profundidades que estas camadas monitoradas, principalmente no ponto 0, centro do despejo. Classificando os solos quanto a PST, destaca-se que 20,8% da área amostral classificou-se na classe fortemente sódicos e 45,8% em medianamente sódicos, muito desse percentual nos dois primeiros períodos, P₁ e P₂, reduzindo após as chuvas da região.

Quadro 7 – Resultado das análises químicas das amostras de solo coletadas no período de junho a julho de 2014

COMUNIDADE	Prof.	pH	CEes	PST	Na ⁺	Ca ²⁺ + Mg ²⁺	Al ³⁺	(H + Al)	SB	CTC	V
Governador	M	Água	(dS/m ⁻¹)	%	mg/dm ³	-----cmolc/dm ⁻³ ----- ----					%
	0 (0 - 20)	8,19	0,55	28,65	15,5	22,700	0,0	1,3	52,8	52,8	136,78
	0 (20 - 40)	8,26	0,55	27,17	14,7	24,300	0,0	1,3	52,8	52,8	134,01
	1 (0 - 20)	8,06	2,46	26,51	14,9	25,500	0,0	1,3	54,9	54,9	132,92
	1 (20 - 40)	8,11	2,22	27,59	15,7	25,700	0,0	1,3	55,6	55,6	134,95
	2 (0 - 20)	8,23	0,59	26,47	14,8	26,100	0,0	1,3	54,6	54,6	132,84
	2 (20 - 40)	8,24	0,75	32,37	19,1	26,200	0,0	1,3	57,7	57,7	144,61
	T (0 - 20)	7,93	0,53	10,69	5,7	20,300	0,0	1,4	51,9	51,9	109,03
	T (20 - 40)	7,94	0,55	10,83	6,2	21,300	0,0	1,4	55,8	55,8	109,41

Fonte: Oliveira(2016).

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As águas dessalinizadas do segundo período de coleta em junho de 2014 apresentou uma qualidade superior as encontradas no primeiro período de coleta em outubro de 2013 segundo a classificação de Richards

A água bruta do segundo período Junho de 2014 foi caracterizada com risco severo de infiltração de sódio S3 diferente da água bruta da primeira coleta em outubro de 2013 foi caracterizada como S1.

O teor de toxicidade das águas dessalinizadas é inferior nos dois períodos de coleta comparadas as águas brutas e de rejeito.

Os níveis de pH se mostraram elevados nas camadas mais profundas independente do período de coleta.

O solo no período em outubro de 2013 se mostrou com características normais diferente do mesmo solo no período de junho de 2014 caracterizado como sódico.

O solo foi classificado com característica argila-arenosa nas profundidades de 0-20 cm e 20-40 cm.

REFERÊNCIAS

AMORIM, M. C. C.; PORTO, E. R.; ARAÚJO, O. J.; SILVA JÚNIOR, L. G. Alternativas de reuso dos efluentes da dessalinização por osmose inversa: evaporação solar e meio líquido para cultivo de tilápia Koina (*Oreochromis sp.*). In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 17, 2001, ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL,

AMORIM, M. C. C.; SILVA JÚNIOR, L. G. A.; PORTO, E. R. Efeito de sais no solo provenientes de rejeitos da dessalinização por osmose inversa no semi-árido Pernambucano. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola; 26, 1997, Campina Grande. Anais... Campina Grande: SBEA, 1997. CD Rom

ANDERS, C. R. **Caracterização química da água de dessalinizadores e dos solos sob a influência do rejeito salino em Mossoró- RN**. 2013. 53p. Dissertação (Mestrado em Ciência dos Solos) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA). Mossoró, RN, 2013. ASCOM/SEMARH - RN recebe encontro estadual do Água Doce, 2017 Disponível em < <http://www.semarh.rn.gov.br/Conteudo.asp?TRAN=ITEM&TARG=143925&ACT=&PAGE=&PARM=&LBL=Materia>>. Acessado em: 17 de maio de 2017

AYERS, R.S ; **A qualidade da água na agricultura**. 2. Ed. Campina Grande: UFPB, 1999. 153p. (Estudos FAO: Irrigação e Drenagem, 29).

AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. **A qualidade da água na agricultura**. Traduzido por H.R. GheyI, J.F. de Medeiros, F.A.V. Damasceno. Campina Grande: UFPB, 1991, 218p. (FAO. Estudos de Irrigação e Drenagem, 29, rev. 1).

BASTOS, D. C. O. **Manejo da salinidade em irrigação localizada: análise da alternativa de lixiviação incompleta** Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) Universidade Federal Rural de Pernambuco. 2004.

BATISTA, M. J.; NOVAES, F.; SANTOS, D. G.; SUGUINO, H. H. Drenagem como Instrumento de Dessalinização e Prevenção da Salinização de Solos. 2.ed., rev. e ampliada. Brasília: CODEVASF, 216p, 2002.

BOHN, H. L.; McNELL, B.L.; O'CONNOR, G. A. **Soil chemistry**. 2ed. New York: John Wiley & Sons, 341 p. 1985.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Programa água doce. 2015 [acesso 2017 fev 27]. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/mma-em-numeros/programa-agua-doce>

BRASIL, **Programa Água Doce**, Documento base, Brasília DF, p. 324, 2012.

CAVALCANTE, L. F. VIEIRA, M. S.; SANTOS, A. F.; OLIVEIRA, W. M.;

NASCIMENTO, J. A. M. Água salina e esterco bovino líquido na formação de mudas de goiabeira cultivar paluma. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v. 32, n.1,p.251-261, 2010.

CONAMA Nº 357/2005 – “Dispões sobre a classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional”. Disponível em:<
<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>> Acesso: em 16 de abril de 2017.

COSME, C. R. **Avaliação da qualidade da água proveniente das estações de tratamento de água salobra na zona rural do município de Mossoró-RN**. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) Universidade Federal Rural do Semiárido. Mossoró, 2011.

DIAS; N. S; BLANCO F. F. Efeitos dos sais no solo e na planta. In: GHEYI, HANS RAJ; DIAS, NILDO DA SILVA; LACERDA, CLAUDIVAN FEITOSA DE. **Manejo da salinidade na agricultura**: Estudos básicos e aplicados. Fortaleza, INCT Sal, Cap. 9, p. 130 - 140. 2010.

DONAGEMA, G. K. et al. **Manual de métodos de análises de solo**. 2ª ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 230 p. 2011.

DUARTE, S. N.; DIAS, N. S.; TELES FILHO, J. F. 2007. Recuperação de um solo salinizado devido ao excesso de fertilizantes em ambiente protegido. **Irriga**, v.12, n.3, p.422-428.

FLOWERS, T. J. 2004. Improving crop salt tolerance. **Journal of Experimental Botany**, England, v.55, n.369, p.307-319.

FOLEY, J. A.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S. R.; CHAPIN, F. S.; COE, M. T.; DAILY, G. C.; GIBBS, H. K.; HELKOWSKI, J. H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E. A.; KUCHARIK, C. J.; MONFREDI, C.; PATZ, J. A.; PRENTICE, I. C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P. K. 2005. Global consequences of land use. **Science**, v.309, n.5734, p.570-574.

FREITAS TDN. **Produção de água a bordo e navios e plataformas**. Trabalho de conclusão de curso, Rio de Janeiro (RJ): Universitário da Zona Oeste; 2011.

GHEYI, H. R.; DIAS, N. S.; LACERDA, C. F. (Eds). **Manejo da salinidade na agricultura**: estudos básicos e aplicados. Fortaleza: INCT Sal, 2010, p.449-458.

GLUECKSTERN, P.; PRIEL, M. Optimized brackish water desalination plants with minimum impact on the environment. **Desalination**, Amsterdam, v.108, n.1-3, p.19-26. 1996.
 HENTHORNE, L. Desalination – a critical element of water solutions for the 21st century, The International Desalination Association Drinking Water – Sources, Sanitation and Safeguarding. Pag 48. 2009.

HOLANDA, F. S. R.; MARCIANO, C. R.; PEDROTTI, A.; AGUIAR, J. F. de; SANTOS, V. P. Recuperação de áreas com problemas de salinização. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 22, n. 210, p. 57-61, 2001.

IYAS, M.; QURESHI, R. H.; QADIR, M. A. Chemical changes in a saline-sodic soil after gypsum application and cropping. **Soil Technol**, Amsterdã, v.10, n.3, 247-260, 1997.
 JUAN, J. A. M. S. Desalación de aguas salobres y de mar. Osmose inversa. Madrid: *Mundi-Prensa*. 395p. 2000.

KOBIYAMA, M.; MINELLA, J. P. G.; FABRIS, R. 2001. Áreas degradadas e sua recuperação. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v.22, n.210, p.10-17, 2001.

MAFFEI, F.; CARBONE, F.; CANTELLI FORTI, G.; BUSCHINI, A.; POLI, P.; ROSSI, C.; MARABINI, L.; RADICE, S.; CHIESARA, E.; HRELIA, P. Drinking water quality: an in vitro approach for the assessment of cytotoxic and genotoxic load in water sampled along distribution system. **Environment International**, v 35, p. 1053–1061, 2009.

MEDEIROS, J. F. DE; LISBOA, R. A.; OLIVEIRA, M.; SILVA JÚNIOR, M. J.; ALVES, L. P. Caracterização das águas subterrâneas usadas para irrigação na área produtora de melão da Chapada do Apodi. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.7, n.3, p.469-472, 2003.

MUNNS, R.; RICHARD, A. JAMES, R. A.; LAUCHLI, A. 2006. Approaches to increasing the salt tolerance of wheat and other cereals. **Journal of Experimental Botany**, England v.57, n.5, p.1025-1043.

NEVES, A.L.R.; GUIMARÃES, F.V.A.; LACERDA, C.F.; SILVA, F.B.; SILVA, F.L.B. Tamanho e composição mineral de sementes de feijão-de-corda irrigado com água salina. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 39, n. 4, p. 569-574, 2008.

OLIVEIRA, A M. **Impactos físico-químicos da disposição de rejeito de dessalinizadores das águas de poços em solos do oeste potiguar**. 2016. 113 f.Tese (Doutorado em Manejo de Solo e Água) Universidade Federal Rural do Semiárido, Mossoró.

OLIVEIRA, J. I. R 2005. Estudo da contribuição potencial do solo no processo de salinização de águas superficiais em uma pequena bacia hidrográfica do semi-árido baiano. UFBA, 121p, 2005.

ONG, C.; TANJI, K.; DAHLGREN, R.; SMITH, G.; QUEK, A. Water quality and trace element evapoconcentration in evaporation ponds for agricultural waste water disposal. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, Washington, v.43, n.7, p.1941-1947. 1995.

PESSOA, L. C. C. **Análise de desempenho e do impacto ambiental dos dessalinizadores por osmose reversa**. Fortaleza: UFC, 2000. 94p. Dissertação Mestrado

PINHEIRO, J. C. V.; Callado, S. M. G. Avaliação de desempenho dos dessalinizadores do Ceará. Disponível em <http://www.repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/687/1/2005_art_jcvpinheiroesmgcallado.aspx.pdf> Acessado em: 28 Fevereiro de 2017

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

REBOUÇAS, A. C. "Águas subterrâneas", cap. 4. p. 119-151, in Rebouças, A. C., Braga, B. & Tundisi, J.G. **Águas doces no Brasil: Capital ecológico, uso e conservação**, 703 p. 2 edição revisada e ampliada, São Paulo, cap. 4. P. 119-151, 2002.

RESENDE, R. S.; AMORIM, J. R.A.; CRUZ, M.A.S.; MENESES, T.N. Distribuição espacial e lixiviação natural de sais em solos do perímetro Irrigado California, em Sergipe. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.18, p. 1807-1929, 2014.

RHOADES, J. D.; Kandiah A.; Mashali, A. M. **Uso de águas Salinas para produção agrícola**, Campina Grande: UFPB,. Estudos FAO Irrigação e Drenagem, 2000. 117p.

RICHARDS, L.A. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington D.C.: U.S. Salinity Laboratory (USDA. Agriculture Handbook, 60).160p,1954.

SANTOS, A. N.; SILVA, E. F. F.; SOARES, T. M.; DANTAS, R. M. L.; SILVA, M. M. Produção de alface em NFT e Floating aproveitando água salobra e o rejeito da dessalinização. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 42, p. 319-326, 2011.

SANTOS, RIVALDO V. DOS; CAVALCANTE LOURIVAL F. Interações salinidade fertilidade do solo. In: GHEYI, HANS RAJ, DIAS; NILDO DA SILVA; LACERDA, CLAUDIVAN FEITOSA DE. **Manejo da salinidade na agricultura**: Estudos básicos e aplicados. Fortaleza, INCT Sal, Cap. 14, p. 222 – 366, 2010.

SERTÃO, M. A. J. **Uso de corretivos e cultivo do capim Urocloa (*Urocloa mosambicensis* (Hack.) Dandy) em solos degradados do Semiárido**. 75f. Dissertação Universidade Federal de Campina Grande. Brasil, 2005.

SOARES, T. M. Utilização de águas salobras no cultivo da alface em sistema hidropônico NFT como alternativa agrícola condizente ao semi-árido brasileiro. 2007. Tese (Doutorado em Agronomia) Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.

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; 15, 2005, Teresina. **Anais...** Teresina: ABID, 2005. CD ROM.

SOARES, TALES M.; DUARTE, SERGIO N.; GRAF, C.C.D.; ZANETTI, M.; ZOCCHI, S.S. Produção de mudas cítricas utilizando águas salinas. **Irriga**, Botucatu, v.10, n.3, p.288–298, 2006.

TRINDADE, A. R.; LACERDA, C. F. DE; GOMES FILHO, E.; BEZERRA, M. A.; PRISCO, J. T. Influência do acúmulo e distribuição de íons sobre a aclimação de plantas de sorgo e feijão-de-corda, ao estresse salino. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, n.4, p.804-810, 2006. Acessado em 27 de fevereiro 2017.

VALE M. B.; AZEVEDO P. V. Avaliação da produtividade e qualidade do capim e do sorgo irrigados com água do lençol freático e do rejeito do dessalinizador. **Holos**, v. 3, n. 29, p. 181-195, 2013.

Vale MB, Azevedo PV. Avaliação da produtividade e qualidade do capim e do sorgo irrigados com água do lençol freático e do rejeito do dessalinizador. **Holos**. 2013;3(29) 181-195.

WANDERLEY, R. A.. **Salinização de solos sob aplicação de rejeito de dessalinizadores com e sem adição de fertilizantes**. 52 f. (Dissertação de Mestrado) – Universidade de Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2009.

WATSON, I. C.; Morin Jr., O. J.; Henthorne, L. Desalination and Water Purification Research and Development Program Report Desalting handbook for planners. **Denver: United States Department of the Interior**. 3.ed. 310p. N. 72, 2003.