

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”
Centro de Energia Nuclear na Agricultura**

Dinâmica da água e dos nutrientes no sistema de produção integrado gerado pela dessalinização da água de poço do semiárido brasileiro

Eduardo Ballespi de Castro Vasconcellos

**Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ciências. Área de concentração:
Ecologia Aplicada**

**Piracicaba
2011**

Eduardo Ballespi de Castro Vasconcellos
Licenciado em Ciências Biológicas

Dinâmica da água e dos nutrientes no sistema de produção integrado gerado pela
dessalinização da água de poço do semiárido brasileiro

Orientador:
Dr. **PLÍNIO BARBOSA DE CAMARGO**

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ciências. Área de concentração: Ecologia
Aplicada

Piracicaba
2011

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - ESALQ/USP**

Vasconcellos, Eduardo Ballespi de Castro

Dinâmica da água e dos nutrientes no sistema de produção integrado gerado pela dessalinização da água de poço do semiárido brasileiro / Eduardo Ballespi de Castro Vasconcellos. - - Piracicaba, 2011.

99 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". Centro de Energia Nuclear na Agricultura, 2011.

1. Água salobra 2. Dessalinização 3. Efluentes 4. Isótopos estáveis 5. Nutrientes
6. Plantas halófitas 7. Sistemas de produção 8. Solo sódico I. Título

CDD 631.41
V331d

“Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor”

Aos amados pais Roberto e Marina por todo o apoio necessário até hoje.

As minhas queridas irmãs Patrícia e Luciana.

Aos meus sobrinhos Bruno e Isabela.

OFEREÇO

A todos que fizeram parte deste trabalho e a todos que de alguma maneira realizam seus trabalhos em prol de um Brasil melhor, mesmo diante das dificuldades encontradas nas mais distintas áreas de atuação e com toda a *Maracutaia brasiliense*, que já virou rotina para a população nacional.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Esta dissertação de mestrado foi desenvolvida no Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/USP) localizado em Piracicaba-SP, em parceria com a Embrapa Semiárido (CPATSA / Petrolina-PE) e Embrapa Meio Ambiente (CNPMA / Jaguariúna-SP) e financiada por dois órgãos públicos, a FAPESP (Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo, processo nº 2008/02477-0) e o BNDES (Banco Nacional de Desenvolvimento, convênio nº 06.2.0203-1). A proposta de trabalho foi vinculada diretamente ao Programa Água Doce (PAD), criado em 2004 pelo Governo Federal e coordenado pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) por meio da Secretaria de Recursos Hídricos (SRH) e vinculado a órgãos federais e estaduais de pesquisa. A todos estes meus mais profundos agradecimentos.

Agradeço ao professor Plínio Barbosa de Camargo pela grande amizade por nós estabelecida e por suas inestimáveis colaborações, tanto para este trabalho quanto para a vida como um todo.

Aos pesquisadores da Embrapa Meio Ambiente: Júlio Queiroz, Cláudio C. de Almeida Buschinelli, Marcos Ligo, Geraldo S. Rodriguez, Adriana Pires, Elisabeth Fay entre outros por me incentivarem e entrar na vida científica.

Um especial agradecimento a Luiz Carlos Hermes, sem ele nada teria acontecido, e muita coisa ainda acontecerá.

Ao Luiz A. Martinelli, pessoa a qual todos tentamos nos espelhar, graças ao seu nível na carreira científica e modo de levar a vida, trazendo sempre diversão e alegria ao laboratório.

Aos pesquisadores da Embrapa Semiárido: Gherman Leal Júnior, Daniela F. Campeche, Luiz Bassoi, Tadeu, e Everaldo Rocha Porto.

Aos bolsistas do Programa Água Doce: Giovanni, Davy, Renata, Zuleide, Marcos e Shefora, que foram responsáveis por todo este trabalho.

Aos amigos do Laboratório de Ecologia Isotópica (LEI) pela amizade, aprendizado e principalmente, churrascos realizados, são eles: Elisabethe, Luciana, Silvia, Silvia Rafaela, Tatiana, Eráclito, Luiz Felipe, Susian, Sandra, Sandrinha, Pexe, Rodrigão, a dupla de ataque Jobera e Urso, Maira, Nei, Giovana, Juliana, Luli, Natássia e todos os estagiários.

Aos pesquisadores do CENA: Marisa Piccolo, Marcelo Zacharias, Jorginho, Takashi, Figueira, Virgilio, professor Boa Ventura, Zé Santista e Alex.

Aos técnicos: Fabiana C. Fracassi, Maria Antônia Perez, Geraldo A. Júnior, Sheila e ao grande amigo Edmar Mazzi.

Aos amigos Leandro Amaral, Pedro Gandini, Alexandre Prata, Valério Silva, Fernando Moccellini e Rafael Peruchi.

A todas técnicas do laboratório de nutrição mineral de plantas da Ealsq pela aula em análises laboratoriais.

“O Semiárido brasileiro não é apenas clima, vegetação, solo, sol ou água. É povo, música, festa, arte, religião, política, história. Não se pode compreendê-lo de um ângulo só”

(MALVEZZI, 2007, p.9).

SUMÁRIO

RESUMO.....	11
ABSTRACT	13
LISTA DE FIGURAS	15
LISTA DE TABELAS	17
1 INTRODUÇÃO	19
2 OBJETIVOS	21
2.1 Objetivo Geral:	21
2.2 Ações Específicas:	21
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	23
3.1 Região Semiárida Brasileira	23
3.2 Água	26
3.2.1 Isótopos estáveis na água	29
3.3 Solo	31
3.3.1 Isótopos estáveis no solo	35
3.4 Planta	36
4 MATERIAL E MÉTODOS	41
4.1 Área de Estudo.....	41
4.2 Coleta e Tratamento das Amostras	42
4.2.1 Amostras em água	42
4.2.2 Amostras de solo.....	45
4.2.3 Amostras de planta	45
4.3 Parâmetros e Métodos Analíticos.....	47
4.3.1 Água.....	47
4.3.2 Solos	49
4.3.3 Planta	50
4.4 Análise dos resultados	51
5 RESULTADOS	53
5.1 Água	53
5.1.1 Razões isotópicas	61
5.2 Solos	63

5.2.1 Razões Isotópicas.....	68
5.3 Plantas.....	69
5.3.1 Razões isotópicas.....	71
6 DISCUSSÃO.....	73
6.1 Água	73
6.2 Solo.....	76
6.3 Planta.....	78
6.4 Relação solo / água / planta	79
6.5 Propostas de melhorias	81
7 CONCLUSÕES.....	85
REFERÊNCIAS	87

RESUMO

Dinâmica da água e dos nutrientes no sistema de produção integrado gerado pela dessalinização da água de poço do Semiárido brasileiro

Foram realizadas análises isotópicas, físicas e químicas na água, no solo e nas plantas do “Sistema de Produção Integrado Utilizando Efluentes de Dessalinização”, criado pela Embrapa Semiárido, como uma alternativa para a reutilização desses efluentes na produção de alimentos e diminuição do impacto ambiental causado pelo descarte incorreto deste rejeito. O sistema avaliado se localiza no Campo Experimental da Caatinga, na Embrapa Semiárido (Petrolina-PE). Os resultados encontrados quanto à ciclagem dos nutrientes indicaram a ocorrência de uma contínua adição dos cátions Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+ e Na^+ no solo durante o experimento, de 199 kg ha^{-1} , 88 kg ha^{-1} , 51 kg ha^{-1} e 142 kg ha^{-1} , respectivamente. A eficiência de retirada do Ca^{+2} , Mg^{+2} e Na^+ pela *Atriplex nummularia* foi de 12,1, 4,3 e 23,9%, respectivamente; Ocorreu uma elevada perda de nitrogênio no sistema causado pelo processo de desnitrificação, que diminuiu a concentração de nitrogênio em 72% do início ao final do sistema, levando este nutriente em quantidades insuficientes para a área agrícola. Estes resultados serão utilizados para indicar caminhos de melhorias no sistema. Ainda, quanto aos resultados isotópicos, foi possível concluir que: a água sofre um fracionamento durante o processo de osmose reversa na ordem de 1,87‰ para o $\delta^{18}\text{O}$ e 10,3‰ para o $\delta^2\text{H}$; A água do poço é formada por uma mistura de águas recentes e paleoáguas; A relação $\delta^{18}\text{O}$ vs $\delta^2\text{H}$; possui um coeficiente angular de 4,1, indicando elevada evaporação neste elemento; O solo avaliado possui uma média isotópica de -24‰ de $\delta^{13}\text{C}$ no solo de caatinga e -20‰ de $\delta^{13}\text{C}$ na área experimental, indicando uma troca da matéria orgânica desta área por material proveniente da *Atriplex*, que teve uma razão isotópica média de -13,7 ‰ de $\delta^{13}\text{C}$.

Palavras-chave: *Atriplex nummularia*; Água salobra; Sodicidade do solo; Isótopos ambientais

ABSTRACT

Dynamics of water and nutrients in the integrated production system generated by desalination of ground water from Brazilian semiarid

Isotopic, physical and chemical analysis were performed in water, soil and plants of the " Integrated Production System Using Wastewater Desalination ", created Embrapa Semiarid, as an alternative to reuse of wastewater for food production and reducing the environmental impact caused by the incorrect disposal of the reject. The evaluated system is located in the Experimental Área Caatinga at Embrapa Semi-Arid (Petrolina-PE). The findings about the cycling of nutrients indicated the occurrence of a continuous addition of Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+ and Na^+ in the soil during the experiment of, 199 kg ha^{-1} , 88 kg ha^{-1} , 51 kg ha^{-1} and 142 kg ha^{-1} , respectively. The efficiency of removal of Ca^{+2} , Mg^{+2} and Na^+ by *Atriplex nummularia* was 12,1, 4,3 and 23,9% respectively; Was observed high loss of nitrogen in the system caused by denitrification process, which decreased the concentration of nitrogen by 72% from beginning to end system, taking this nutrient in insufficient quantities to agricultural area. These results will be used for indicate ways to improve the system. Also, with the isotopic results was concluded that: water undergoes fractionation during the process of reverse osmosis the order of 1,87 ‰ to $\delta^{18}\text{O}$ and 10,3 ‰ for $\delta^2\text{H}$; The well water is formed by a mixture of recent water and paleoáguas; The relationship $\delta^{18}\text{O}$ vs $\delta^2\text{H}$; has a slope of 4,1, indicating high evaporation of this element; The soil has an average rated -24 ‰ in isotopic $\delta^{13}\text{C}$ in savanna soi and -20 ‰ of $\delta^{13}\text{C}$ in the experimental area, indicating an exchange of matter of this area of organic material from *Atriplex*, which had an average isotopic ratio of -13,7 ‰. of $\delta^{13}\text{C}$.

Keywords *Atriplex nummularia*; Brackish water; Sodicity; Environmental isotopes

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Áreas com limitação hídrica no mundo.....	23
Figura 2 - Delimitação do semiárido brasileiro.....	24
Figura 3 - Sistema de produção com os pontos de coleta de água.....	43
Figura 4 - Metodologia de sub-amostragem da amostra inicial.....	44
Figura 5 - Abertura das covas.....	46
Figura 6 - Adubação orgânica e química.....	46
Figura 7 - Área experimental.....	46
Figura 8 - Plantio da <i>Atriplex nummularia</i>	46
Figura 9 - Mediana e desvio padrão nas concentrações de COD (ppm) nos pontos C1, C2, C3, C4, C5 e C6.....	55
Figura 10 - Valor médio e erro padrão do pH da água nos pontos C1, C2, C3, C4, C5 e C6.....	56
Figura 11 - Valor mediano e erro padrão da condutividade elétrica (mS m^{-1}) da água nos pontos C1, C2, C3, C4, C5 e C6.....	57
Figura 12 - Concentração mediana do cálcio, magnésio, sódio e potássio nos pontos C1, C2, C3, C4, C5 e C6.....	58
Figura 13 - Concentração mediana do bicarbonato, sulfato e cloreto nos pontos C1, C2, C3, C4, C5 e C6.....	58
Figura 14 - Concentrações de nitrato e amônio nos pontos C1, C4 e C6.....	59
Figura 15 - Diagrama de Piper dos pontos C1 (A), C2 (B) e C3 (C).....	60
Figura 16 - Relação entre bicarbonato (meq L^{-1}) e carbono inorgânico dissolvido (meq L^{-1}) nos pontos C1, C2, C3, C4, C5 e C6.....	61
Figura 17 - $\delta^{18}\text{O}$ versus $\delta^2\text{H}$ (‰) nos pontos C1, C2, C3, C4, C5 e C6 comparativo com a reta meteórica.....	62
Figura 18 - Condutividade elétrica (mS m^{-1}) versus $\delta^{18}\text{O}$ nos pontos C1, C2, C3, C4, C5 e C6, com destaque para o fracionamento isotópico causado pela membrana.....	63
Figura 19 - Variação dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ em profundidade no solo na área experimental e na área de caatinga.....	68

Figura 20 - Quantidade total de carbono e nitrogênio em profundidade no solo na área experimental e na área de caatinga.....	69
Figura 21 - Esquema da ciclagem dos cátions e do nitrogênio no sistema (kg ha ⁻¹)..	80

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Áreas afetadas pela desertificação no Nordeste.....	25
Tabela 2 - Classificação dos solos conforme a C.E., PST e pH.....	34
Tabela 3 - Valores medianos e faixa de variação (máx ; mín) do pH, da condutividade elétrica (mS m^{-1}), da relação de adsorção do sódio (RAS) e dos íons maiores (mg l^{-1}) nos pontos analisados.....	54
Tabela 4 - Concentração mediana do nitrogênio total, nitrato e amônio nos pontos C1, C2, C3, C4, C5 e C6.....	60
Tabela 5 - Médias e desvio padrão das medidas isotópicas de oxigênio-18 e deutério.....	62
Tabela 6 - Dados químicos do solo no início e no final do experimento em A.E. (área experimental), A.C. (área caatinga), sedimento do tanque de piscicultura (S. Pis.) e sedimento do tanque pulmão (S. Pul.), letras representam diferenças significativas (Tukey, 5%).....	66
Tabela 7 - Dados físicos e químicos do solo no início e no final do experimento em A.E. (área experimental) e A.C. (área caatinga), sedimento do tanque de piscicultura (S. Pis.) e sedimento do tanque pulmão (S. Pul.), letras representam diferenças significativas (Tukey, 5%).....	66
Tabela 8 - Quantidade de nutrientes contido no solo na área de 1 hectare, considerando a profundidade analisada de 0-10 cm, em A.E. (área experimental), letras representam diferenças significativas (Tukey, 5%).....	67
Tabela 9 - Rendimento médio das plantas de Atriplex sob irrigação e com espaçamento de 1x1 metro.....	70
Tabela 10 - Concentrações médias dos elementos nitrogênio, potássio, cálcio, magnésio e sódio nas folhas e nos galhos da plantas de Atriplex.....	70
Tabela 11 - Quantidade dos elementos nitrogênio, potássio, cálcio, magnésio e sódio nas folhas e nos galhos da plantas de Atriplex por hectare.....	71
Tabela 12 - Médias e desvio padrão das concentrações de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, porcentual de nitrogênio e carbono e C:N nas estruturas folha e galho da Atriplex.....	71

1 INTRODUÇÃO

As características ambientais da região semiárida brasileira acarretam à população desta região um obstáculo ao seu desenvolvimento, sendo o maior desafio a superar, a falta de água de boa qualidade para consumo. Esta característica se deve a baixa pluviosidade na região, e ao fato de que a composição rochosa cristalina encontrada em 80% da área, possui em suas águas subterrâneas elevada concentração de sais, sendo assim, de baixa qualidade para consumo humano, segundo a portaria n° 518/2004 do Ministério da Saúde.

Segundo dados da Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste - SUDENE (2004), cerca de 50% dos poços instalados no semiárido se encontram desativados, devido à baixa qualidade de suas águas advinda do excesso de sais. Diante desta situação, foram instalados por diversos órgãos públicos, com o objetivo de gerar água potável para abastecimento das comunidades nordestinas, aproximadamente 2.000 dessalinizadores dos quais 70%, por falta de manutenção se encontram desativados (SOARES et al., 2006).

O processo de dessalinização utilizado no Nordeste tem sido predominantemente de osmose reversa, onde a água salina é forçada a passar por diferentes membranas semipermeáveis, que retêm a maior parte dos íons (CIRILO, 2008). Apesar dos dessalinizadores se mostrarem eficazes na melhoria da qualidade da água, alguns problemas ainda precisam ser equacionados, como a destinação do rejeito proveniente da dessalinização, já que este sistema produz em média 50% de água potável e 50% de rejeito salino, com elevada concentração de sais, apresentando baixa qualidade e altos riscos ambientais (PORTO et al., 2004).

Como forma de reaproveitamento do rejeito, novas alternativas estão sendo estudadas, como: a cristalização seletiva de sais em bacias de evaporação; uso na piscicultura principalmente utilizando-se *Oreochromis sp.*; na forragicultura irrigando-se plantas halófitas (GURGEL, 2006; PORTO et al., 1997, 2002; PORTO; ARAÚJO, 2000); na carcinicultura empregando-se as espécies *Panaeus vannamei* e *Litopenaeus vannamei* (SOARES et al., 2006; AZEVEDO et al., 2005) e no cultivo de

microrganismos como a microalga *Arthrospira platensis* (VOLKMANN, 2006) que possui uma promissora alternativa para a produção de biocombustível.

Uma alternativa proposta pela Embrapa Semiárido é o “Sistema de Produção Integrado Utilizando Efluentes de Dessalinização” (PORTO et al., 2004). Este sistema é utilizado pelo Programa Água Doce (PAD), criado pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) e envolve diversos processos que para se tornarem eficientes exigem ações de melhoria contínua.

Em geral este sistema produtivo é composto por quatro subsistemas: 1) dessalinização da água do poço através de osmose reversa; 2) uso do efluente da dessalinização na piscicultura (com o cultivo de tilápia *Oreochromis sp.*) (CAMPECHE et al., 2008; AMORIM et al., 2006); 3) uso do efluente advindo da piscicultura na fertirrigação de halófitas (*Atriplex nummularia*) para produção de feno (SILVA et al., 2008; TEDESCHI; DELL’AQUILA, 2005; PEREIRA et al., 2004; BALKS et al., 1998; LEAL, et al., 2008; BARROSO, et al., 2006; AZEVEDO et al., 2005; HERRERA BONILLA et al., 2000) e 4) engorda de caprinos e ovinos com dietas contendo o feno da *Atriplex* (PORTO et al. 2001, 2006; MENEZES et al., 2008; ALVES et al., 2007; SOUZA et al., 2006; SOUTO et al., 2005, 2004; CUNHA et al., 2004; ARAUJO et al., 2003). Este sistema é uma opção para o reuso do rejeito dos dessalinizadores, e ainda incentiva o desenvolvimento das populações locais, através da geração de água doce, alimento com fontes protéicas, diversidade na fonte de renda e diminuição de impactos ambientais.

O presente estudo foi conduzido com o propósito de se efetuar o balanço dos íons em todo o sistema proposto pela Embrapa Semiárido. Para isso foram coletadas amostras de água, solo e planta no início, durante e ao final do experimento. Com os resultados se pretende avaliar o impacto da água salinizada no solo, a eficiência de retirada de íons pela planta *Atriplex nummularia* e a quantidade de nutrientes levadas pela água da piscicultura aos campos produtivos.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a eficiência do “Sistema de Produção Integrado Utilizando Efluentes de Dessalinização” através de análises químicas e físicas dos processos biogeoquímicos e hidrogeológicos que regem todo o sistema, tendo como resultado, a compreensão de como os elementos químicos se comportam e estão distribuídos quantitativamente nas diferentes etapas que constituem o sistema proposto, e propor soluções para melhoria do manejo do sistema, gerando assim uma diminuição no impacto ambiental e melhoria da produção.

2.2 Ações Específicas

- Avaliar e monitorar os elementos químicos contidos na água em todo o processo, isto é do poço de coleta até o processo de fertirrigação;
- Avaliar o efeito da irrigação com água salobra, oriundo do tanque de piscicultura, sobre as propriedades químicas e físicas do solo cultivado com *Atriplex nummularia*;
- Avaliar os elementos químicos na planta *Atriplex nummularia* e assim estimar a eficiência desta halófito na retirada de sais do solo;
- Avaliar prováveis fracionamentos isotópicos no processo de dessalinização e a influência dos sais neste fracionamento.
- Analisar o comportamento dos isótopos de hidrogênio e oxigênio no sistema de produção integrado proposto, visando entender à relação solo-planta envolvida no processo.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Região Semiárida Brasileira

Por definição, regiões áridas e semiáridas recebem pouca chuva e o regime pluviométrico é imprevisível (TEWARI; ARYA, 2005; MORTIMORE, 2003), variando entre 50 e 500 mm ao ano. Estas regiões estão distribuídas em um terço da superfície terrestre (Figura 1) o equivalente a 4,3 bilhões de hectares, caracterizados pela baixa produtividade agrícola e o subdesenvolvimento.

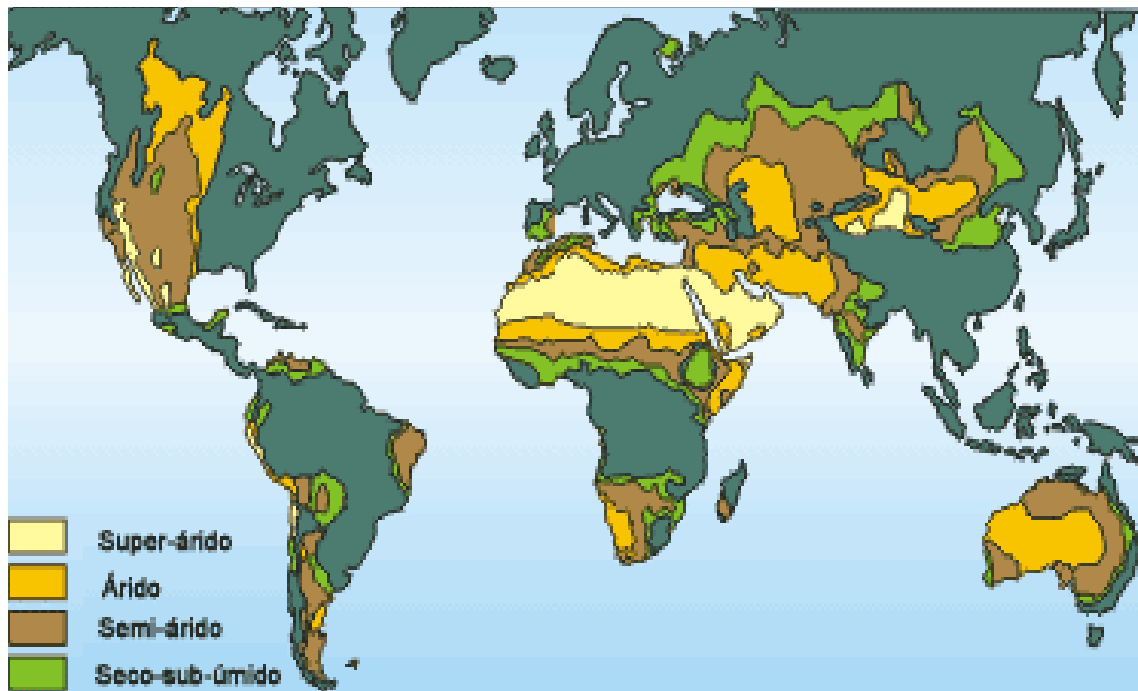


Figura 1 - Áreas com limitação hídrica no mundo

Fonte: Middleton; Thomas (1994) Desertification: Exploding the Myth (John Wiley – Sons)

Como observado na Figura 1, no Brasil a área com limitação hídrica localiza-se na Região Nordeste, a qual ocupa aproximadamente 1.500.000 km², destes, 64,7% é classificado pelo Ministério da Integração Nacional como “Semiárido Brasileiro” (Figura 2), ocupando aproximadamente 11% do território nacional (BRASIL, 2005). Dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2008) indicam que esta região é habitada por aproximadamente 30 milhões de pessoas (15% da população brasileira), colocando-a como a região semiárida mais povoada do mundo.



Figura 2 - Delimitação do Semiárido Brasileiro

Fonte: Brasil - Ministério da Integração Nacional, 2005

A alta densidade demográfica aliada à baixa disponibilidade hídrica, gera necessidades de estudos ambientais voltados para a região, já que, além de chuvas irregulares, ainda ocorrem características geoambientais únicas como água subterrânea contendo alta concentração de sais (SALATI et al., 1979), graças à geologia da região formada em 80% por rochas cristalinas (CIRILO, 2008). Estas rochas são formadas por minerais que se encontram fundidos uns aos outros, não deixando poros para acumulação de água, como ocorre em rochas sedimentares. Porém, em razão dos esforços tectônicos as rochas cristalinas se quebram, formando fendas (fissuras) ou

fraturas (interstícios) onde a água se acumula de forma limitada e salinizada (SUASSUNA, 1994; CIRILO, 2008).

Outro problema citado em regiões áridas é relativo ao aquecimento global, que trará maior ocorrência de eventos climáticos extremos como secas (NOBRE et al., 2008; NOBRE, 2004), resultando na substituição da área de caatinga por deserto, processo este chamado de “Desertificação”. A desertificação é definida pelas Nações Unidas (UNITED NATIONS, 2010) como a degradação dos solos, dos recursos hídricos e da biodiversidade em zonas áridas e semiáridas, resultante de mudanças climáticas e outras atividades humanas, levando a perda ou redução da produtividade econômica. No Brasil as áreas suscetíveis à desertificação alcançam, aproximadamente 574.360 km², distribuídos em oito estados do nordeste e no norte do Estado de Minas Gerais (CARVALHO; OLIVEIRA, 2006).

A Tabela 1 sinaliza as áreas já afetadas pela desertificação, e mostra que a área afetada de forma muito grave é de 98.595 km², o que corresponde a aproximadamente 10% da região, e 81.870 km² de forma grave. As demais áreas sujeitas aos processos de desertificação – 393.896 km² – sofrem degradação moderada.

Tabela 1 - Áreas afetadas pela desertificação no Nordeste

Estado	Área total (km ²)	Áreas afetadas em termos absolutos (km ²)		
		Moderada	Grave	Muito Grave
Alagoas	27.767,66	6.256	-	-
Bahia	564.692,67	258.452	10.163	-
Ceará	148.825,60	35.446	16.366	26.993
Paraíba	56 439,84	-	8.320	32.109
Pernambuco	98.311,61	-	28.356	22.883
Piauí	251.529,18	86.517	-	3.579
Rio Grande do Norte	52.796,79	5.154	18.665	8.337
Sergipe	21.910,35	2.071	-	4.692
Maranhão	331.983,29	-	-	-
TOTAL	1.497.817,15	393.896	81.870	98.593

Fonte: Carvalho e Oliveira (2006)

Nota: Sinais convencionais utilizados: - Dado numérico igual a zero

Assim, o aquecimento global afetará a agricultura de subsistência regional principalmente pela diminuição na disponibilidade de água, que obrigará as populações a migrarem de suas terras para as grandes cidades. Uma solução para este problema será aumentar o número de projetos sustentáveis focados na disponibilização de água de boa qualidade para os moradores de regiões áridas e semiáridas, para fixar esta população em sua região nativa.

Diversas experiências de políticas públicas já foram vivenciadas no semiárido brasileiro, como a criação do Departamento Nacional de Obras Contra as Secas – DNOCS (Lei 8.846, de 28/12/1945) e a criação da Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste – SUDENE, responsáveis pela assistência às populações nordestinas atingidas pelas secas.

Outras ações podem ser levantadas, como o programa denominado “Um Milhão de Cisternas” (ASA BRASIL, 2010), “Barraginhas” (COSTA et al., 2000), transposição do Rio São Francisco (BRASIL, 2010) e o programa a que este trabalho foi voltado, o Programa Água Doce (PAD).

3.2 Água

Problemas ambientais, principalmente em relação aos recursos hídricos, serão obstáculos a serem enfrentados pela humanidade em um futuro próximo, levando a intensos racionamentos e uma exorbitante valorização da água. Estes problemas já podem ser observados em regiões com grandes densidades demográficas e industriais, como a Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba (COMITÊ DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS PIRACICABA, CAPIVARI E JUNDIAÍ - CBH-PCJ, 2008) onde já existe um problema quantitativo em relação à água, que chega a ser usada de 3 a 4 vezes durante seu percurso ao longo da bacia.

Por outro lado, habitantes de regiões áridas e semiáridas já convivem com a escassez de recursos hídricos ao longo da história, e buscam soluções para o enfrentamento do problema, como a abertura de poços para a utilização de água subterrânea (AMORIM et al., 1999). Porém, o uso desta água é limitado pela concentração elevada de sais diluídos que podem variar entre 350 a 25.000 ppm

(SALATI et al., 1979). A causa de tal fato deve-se principalmente pelo embasamento geológico cristalino, associado a baixa precipitação e alta evaporação.

Muitas vezes, por falta de opção, as águas subterrâneas salinizadas são a única fonte de abastecimento disponível à população, e por isso diversas comunidades do interior nordestino consomem água com salinidade acima do limite recomendado pela Portaria MS 518/04, estabelecido em 1.000 ppm.

Para compreender a salinização nestas regiões, foram realizadas análises de carbono-14 na água subterrânea, estas análises revelaram, sem exceção, águas novas, com poucas dezenas ou centenas de anos de tempo de permanência no aquífero cristalino (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA, 2005). Assim sendo, a alta salinização não pode ser interna, por intemperização das rochas, pois este processo geoquímico, em ambiente fechado, é relativamente lento (SANTIAGO et al., 2000).

Os principais constituintes iônicos presentes nas águas subterrâneas são: entre os cátions, o sódio (Na^+), potássio (K^+), cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}), e dentre os ânions os cloretos (Cl^-), sulfatos (SO_4^{2-}), carbonatos (CO_3^{2-}) e os bicarbonatos (HCO_3^-).

Para medir a salinidade da água, podem ser realizadas diferentes análises, entre elas, análise de condutividade elétrica (CE) e sólidos totais dissolvidos (STD). A CE representa a capacidade da água em conduzir corrente elétrica e está diretamente ligada ao teor de sais dissolvidos sob a forma de íons. O STD por sua vez representa todo o material dissolvido na água, em sua maioria íons.

Para efeito de classificação das águas são considerados os seguintes intervalos de STD, segundo a resolução CONAMA 357/2005:

Concentração de STD (mg L^{-1})	Classificação
0 a 500	Água doce
501 a 1.500	Água salobra
> 1.500	Água salina

O Serviço Geológico do Brasil (COMPANHIA DE PESQUISA E RECURSOS MINERAIS - CPRM, 2005) realizou medidas *in loco* de sólidos totais dissolvidos (STD) em águas de 539 poços do município de Petrolina-PE, e teve como resultados valores

oscilando de 81,9 a 13.195,0 mg L⁻¹, com valor médio de 2.499,6 mg L⁻¹, concluindo que existe predominância de água salina em 57% dos pontos amostrados. Ainda foi concluído por este trabalho que para as águas subterrâneas analisadas, a condutividade elétrica multiplicada pelo fator 0,65, equivale ao teor de sólidos totais dissolvidos.

Águas salinizadas devem ser utilizadas com precaução na irrigação, pois podem contribuir, significativamente, com problemas ambientais como a salinização e sodificação de solos, resultando na perda da capacidade produtiva da área, já que tais efeitos provocam alterações nas propriedades físicas e químicas do solo (RHOADES et al., 1992). Para que a água salinizada seja utilizada na agricultura, deve-se levar em consideração o tipo de solo e a cultura que será irrigada, já que a maior parte das espécies são sensíveis a altos níveis de sal e a estrutura do solo pode ser prejudicada.

Por isso, a água a ser aplicada pela irrigação deve ser conhecida para que não cause impactos ambientais. A adequação da água a ser utilizada é avaliada, em parte, pela sua Relação de Adsorção do Sódio (RAS), definida como a razão entre o sódio com a soma do cálcio e o magnésio, unidade em mmol L⁻¹ (Equação 1).

$$RAS = \left(\frac{Na^+}{\sqrt{Ca^{2+} + Mg^{2+}}} \right) \quad \text{(Equação 1)}$$

O valor específico de RAS que impede o uso da água na irrigação depende de uma série de fatores, incluindo a condutividade elétrica da água e a composição argilosa do solo. De maneira geral, quando a RAS da água é superior a 12 mmol L⁻¹, o sódio contido na água pode deslocar o cálcio dos sítios de trocas da argila e do material orgânico contido no solo (ESSINGTON, 2004), resultando em compactação e impermeabilização do solo. Uma classificação utilizada para a análise da utilidade da água na agricultura foi criada pelo United States Salinity Laboratory (USSL) (<http://pubs.usgs.gov/wri/wri024045/htmls/report3.htm>).

As águas utilizadas na irrigação do sistema produtivo estudado por este trabalho são consideradas residuais, e segundo Liu et al. (2005) e Horswell et al. (2003) os

principais objetivos de águas residuais na irrigação são, além de fornecer uma fonte confiável de água, adicionar nutrientes valiosos e matéria orgânica ao solo. Sendo assim, os objetivos das análises de água realizadas, visam compreender a influência dos nutrientes presentes na água em todo o sistema.

3.2.1 Isótopos estáveis na água

A utilização de análises isotópicas em estudos hidrogeológicos remonta do meio do século XX, tendo-se iniciado com os trabalhos pioneiros de Urey et al. e Epstein e Mayeda na década de 50 (CLARK; FRITZ, 1997). Segundo os mesmos autores, os isótopos ambientais são utilizados como traçadores, tanto para águas superficiais como subterrâneas em estudos de proveniência, recarga e de idade de um aquífero.

Os isótopos são átomos do mesmo elemento químico com o mesmo número de prótons, porém diferentes números de nêutrons, apresentando assim diferente massa molecular e chamados de estáveis pois não emitem radiação.

No Nordeste os estudos isotópicos foram apoiados pela Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste (SUDENE) e motivados pela seca e salinização das águas, sendo que inicialmente tinham como objetivo, o conhecimento da origem e dos mecanismos de recarga dos aquíferos, a causa da salinização, o tempo de trânsito e a datação destes aquíferos (GAT et al., 1969; SALATI et al., 1979).

As moléculas formadoras da água são o hidrogênio e o oxigênio, sendo que este último elemento possui três isótopos estáveis: ^{16}O ; ^{17}O e ^{18}O , tendo, respectivamente, as seguintes abundâncias no ambiente: 99,763%; 0,0375% e 0,1999% (GARLICK; WEDEPOHL, 1969). O hidrogênio (H), por sua vez, possui apenas dois isótopos estáveis, com as respectivas abundâncias: ^1H (99,9844%) e ^2H (0,0156%) (WAY et al., 1950). Este último também pode ser representado por D (Deutério). De acordo com a abundância destes elementos na natureza e por acompanharem os ciclos do meio ambiente, seus isótopos estáveis são denominados de “ambientais”. Estudos de isótopos ambientais do hidrogênio e do oxigênio tem sido uma ferramenta útil nos estudos de ciclos biogeoquímicos e hidrogeológicos (SILVA, 2007).

Os nuclídeos ^{18}O e D, constituem componentes isotópicos pesados da água nas formas moleculares e nas concentrações de HD^{16}O (320 ppm), H_2^{18}O (2.000 ppm), perante a molécula leve da água que é H_2^{16}O (997.680 ppm) (DANSGAARD, 1964). Estas concentrações sofrem variações chamadas de fracionamento isotópico em decorrência de diversos processos químicos, físicos e biológicos, modificando-a de tal maneira, que suas características demonstram o seu percurso dentro deste ciclo. Quanto maior a diferença de massa entre eles, maior o fracionamento.

O evento de fracionamento fornece informações importantes sobre processos físicos e biológicos (ELLSWORTH et al., 2007), como por exemplo, a precipitação e os processos de evaporação e condensação, que produzem uma distinção entre os isótopos das águas de chuva (KENDALL; CALDWELL, 1998; CRAIG, 1961a; DANSGAARD, 1964).

As medidas isotópicas são realizadas em um equipamento de alta tecnologia denominado de espectrômetro de massas. As diferenças relativas entre os isótopos são determinadas através da medição da variação da razão isotópica R (respectivamente $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ e D/H) da amostra, em relação ao padrão internacional V-SMOW (*Vienna Standart Mean Ocean Water*), expresso em delta por mil ($\delta\text{‰}$) (CRAIG, 1961a), definido pela seguinte Equação (2):

$$\delta x(\text{amostra}, \text{padrão}) = \left[\left(\frac{R_{\text{amostra}}}{R_{\text{padrão}}} \right) - 1 \right] \times 10^3 \quad (\text{Equação 2})$$

Segundo Machado (2005), o fracionamento isotópico está relacionado com a diferença entre as forças de ligação moleculares devido à diferença de massa dos isótopos, resultando que o isótopo mais pesado exibe uma ligação mais forte do que o mais leve, requerendo mais energia para sua dissociação. Assim, o fracionamento isotópico tende a aumentar com a diminuição da temperatura e a diminuir com o aumento desta, já que o aquecimento gera uma energia térmica fracionando o elemento.

O fracionamento dos isótopos ambientais ^{18}O e ^2H na água depende das condições climáticas, geográficas e geológicas da área, de modo que exibirão

comportamentos característicos de sua localidade. Craig (1961b), após uma análise de diversas amostras de águas meteóricas de toda parte do globo, concluiu que existe uma relação linear entre as concentrações de deutério e oxigênio-18 conforme a equação abaixo (Equação 3). Esta variação espacial apresenta uma dependência a nível global, e obedecem a uma equação linear, chamada de “Reta Meteórica Mundial”, utilizada para a análise dos resultados isotópicos das amostras, sendo a propriedade molecular utilizada o fracionamento encontrado em relação à reta.

Existem diferentes processos de fracionamento isotópico conhecidos, entre eles: efeito de altitude, efeito continental e efeito de quantidade. O efeito de altitude ocorre nas nuvens, que conforme se resfriam, se tornam empobrecidas isotopicamente, ocasionando chuvas empobrecidas em elevadas altitudes. O efeito continental está relacionado com a variação da temperatura no continente, que irá proporcionar uma precipitação isotopicamente enriquecida na costa oceânica e empobrecida nas regiões interioranas. O efeito quantidade, ocorre nas gotas de chuva quando entra em contato com o ar seco acima do solo, sendo este o efeito mais notado na pesquisa, já que as chuvas são rápidas e o solo está constantemente em elevada temperatura.

$$\delta D = 8 \cdot \delta^{18} O + 10 \quad (\text{Equação 3})$$

3.3 Solo

A área total do município de Petrolina é de 4.559 km², sendo que aproximadamente 200 km² são utilizados na produção agrícola, com destaque para a produção de manga e uva, que juntas somaram 261 mil toneladas no ano de 2008 (IBGE, 2008). A elevada produção nesta região traz consigo um problema, pois, ao mesmo tempo em que gera renda, acaba degradando o meio ambiente, causando problemas como salinização e sodificação dos solos, processos de degradação que vem crescendo significativamente em todo o mundo (KEREN, 2000; QADIR et al., 2000; LIANG et al., 2005).

Estes processos ocorrem naturalmente em regiões áridas e semiáridas e podem ser chamados de salinização primária, resultado de uma combinação de características edafo-climáticas, tais como a baixa pluviosidade e altas taxas de evaporação, que faz com que o sal dissolvido na água se acumule no solo (PATHAK; RAO, 1998; YUAN, 2006). Apesar da ocorrência natural, a concentração de sais nos solos do semiárido brasileiro vem apresentando crescente aumento, graças a ações antrópicas (salinização secundária), com o uso intensivo de fertilizantes químicos e da irrigação sem planejamento, utilizando água de baixa qualidade (OLIVEIRA, 1997; ZHU, 2001; YUAN, 2006). Este problema ambiental acarreta no abandono da área contaminada, desmatamento de novas áreas e grandes perdas econômicas, sendo assim mais uma causa do sub-desenvolvimento do interior nordestino.

A salinização é definida por Lacerda (1995) como o excesso de íons inorgânicos no solo, representando uma das limitações para o crescimento das plantas e produção agrícola em todo o mundo (QASIM et al., 2010). Segundo Munns e Tester (2008), cerca 1/3 da área mundial (800 milhões de hectares) são afetados por sais, e entre 30 e 50% das áreas irrigadas já estão salinizadas, resultando em uma perda de bilhões de dólares na agricultura todos os anos (YESEN, 2000).

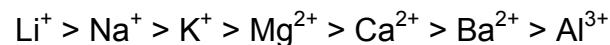
Quantidades excessivas de sais afetam diversas propriedades físicas, químicas e processos microbiológicos do solo, resultando em uma diminuição da respiração, na biomassa microbiana e mineralização da matéria orgânica (WICHERN, 2006; YUAN, 2006). Entre os trabalhos científicos que vêm sendo produzidos em torno destes impactos, observa-se uma maior parte voltada a problemas relacionados com a compactação e impermeabilização dos solos sódicos (SUMNER, 1995; KEREN, 2000; LEVY, 2000; SARDINHA et al., 2003; LIANG et al., 2003).

A fase sólida do solo é fracionada, basicamente, em areia (2,00 a 0,05 mm), silte (0,05 a 0,002 mm) e argila (< 0,002 mm). A argila é a estrutura que possui maior atividade nos fenômenos físicos e químicos do solo (MONIZ et al., 1972). É nesta superfície que ocorrem os principais impactos dos sais no solo. A argila em estado floculado tem um efeito de agregação no solo, esta fração se une as outras partículas em estruturas maiores, aumentando o tamanho dos poros e assim a permeabilidade. Toda esta ligação é regida por uma força, chamada de Potencial Zeta (CRUCIANI,

1980) que relaciona a medida potencial entre a argila e a nuvem de cátions circundantes.

Se a argila retém maior parte dos cátions trocáveis de Ca^{2+} e Mg^{2+} , favorece a redução do potencial e a floclulação do solo resultando em boa estruturação e permeabilidade. Se a maior parte dos cátions trocáveis for de Na^+ , a argila é dispersada (aumento do Potencial Zeta) aumentando a compactação do solo (CRUCIANI, 1980). Portanto a compactação de solos sodificados ocorre graças a uma disputa dos cátions pela ligação com a argila, aumentando o Potencial Zeta, que desagrega esta estrutura e ainda mantém uma estação de repelência entre os colóides resultando em estruturas desfloculadas que ocupam os poros do solo com partículas de argila coloidal (RHOADES; INGVALSON, 1969; ROWELL et al., 1969; FELHENDLER et al., 1974; FRENKEL et al., 1978; PUPISKY; SHAINBERG, 1979; SHAINBERG et al., 1981a, 1981b; SHAINBERG; LEVY, 1992; AME'ZKETA, 1999).

Os cátions estão em constante movimento e conforme se afastam da carga negativa da argila (aumento do Potencial Zeta), são trocados ou adsorvidos por outra argila ou carga negativa. A facilidade de substituição dos cátions adsorvidos pode ser classificada assim:



Solos de zonas áridas contem elevado teor de Sódio trocável, também chamados de Porcentagem de Sódio Trocável (PST). A PST é definida como a proporção relativa entre o Na^+ e a Capacidade de Troca Catiônica do solo. Este cálculo é realizado com a Equação (4) e é de grande importância graças à influência do Na^+ na física do solo, que, como visto, pode gerar impermeabilização e compactação deste compartimento.

A salinidade do solo é medida pela condutividade elétrica no extrato de saturação (C.E. es), enquanto a sodicidade é avaliada pela porcentagem de sódio trocável (PST) no complexo de troca de cátions do solo.

$$PST = \frac{Na^+}{CTC} \cdot 100 \quad (\text{Equação 4})$$

Concentrações em mmolc L⁻¹.

Quando o PST for maior que 15% o solo pode ser considerado um solo sódico, significando que o sódio ocupa mais que 15% da CTC do solo. O que, certamente irá proporcionar uma baixa produção agrícola ou até uma inutilização da área, já que a impermeabilização causa uma deficiência na aeração do solo, que afeta diversos processos fisiológicos das plantas, como: curvatura, perda de geotropismo e toxicidade de elementos químicos (Fe, Co, Mn, Cu, Zn e S) (CRUCIANI, 1980). Além do PST, outro parâmetro muito utilizado para a classificação do estado de degradação do solo é a Condutividade Elétrica, sendo este o parâmetro mais barato e acessível.

Segundo Richards (1954), solos degradados por sais podem ser classificados em Salinos, Sódicos e Salinos Sódicos, conforme as características apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2 - Classificação dos solos conforme a C.E., PST e pH

Solo	C.E. mS m⁻¹	PST %	pH
Normal	< 4	< 15	< 8,5
Salino	> 4	< 15	< 8,5
Sódico	< 4	> 15	> 8,5
Salino - Sódico	> 4	> 15	< 8,5

Solos salinos são caracterizados pela acumulação de sal na zona radicular do perfil do solo (BRINCK; FROST, 2009) e, conforme a classificação de Richards (1954), possui uma condutividade elétrica igual ou acima de 4 mS m⁻¹, PST abaixo de 15% e pH menor que 8,5. Estes solos costumam apresentar uma crosta de sal na superfície, principalmente durante o verão quando o fluxo de água no solo é maior e durante o processo de evaporação, o sal se acumula na superfície do solo.

Os solos sódicos possuem uma concentração superior do íon Na^+ quando comparado aos outros íons, tendo um PST acima de 15% e pH acima de 8,5, com condutividade elétrica menor que 4 mS m^{-1} . Estes solos são afetados pela alta concentração de sódio, o que dispersa a argila e a matéria orgânica, reduzindo os poros do solo e respectivamente sua aeração. Os solos salinos sódicos apresentam concentração elevada de sais solúveis ou de PST ou de ambos, tendo como característica condutividade acima de 4 mS m^{-1} , PST acima de 15% e pH variável, porém sempre em torno de 8,5 (DONAHUE, 1968).

Estes tipos de solos interferem no desenvolvimento das plantas restringindo sua produtividade através de: 1. Toxicidade do sódio em algumas plantas; 2. Deficiência nutricional, já que a alta concentração de sódio competirá com o cálcio, o magnésio e o potássio na absorção pelas raízes das plantas (HOLANDA et al., 1998); 3. Alto pH (em torno de 9,0); 4. Compactação do solo, gerando uma estrutura com má drenagem resultado da desfloculação da argila (DAVIS et al., 2007); e 5. Limitação da água disponível para a planta (BRINCK; FROST, 2009).

Estas características foram analisadas por este trabalho em áreas nativas e na área experimental.

3.3.1 Isótopos estáveis no solo

Conforme explicado no item 3.2.1, cada elemento químico apresenta um isótopo estável leve em maior abundância e outro pesado em menor quantidade na natureza, sendo a concentração natural destes elementos conhecida pelo homem. No caso do carbono o isótopo leve é o ^{12}C e o pesado o ^{13}C presentes em 98,892 e 1,108% na natureza respectivamente. O nitrogênio, por sua vez possui o isótopo leve ^{14}N e o pesado ^{15}N , abundantes na natureza em 99,6337 e 0,3663% respectivamente (DUCATTI, 2007).

Os valores de enriquecimento isotópico são expressos em delta por mil ($\delta\text{‰}$) e são resultantes da Equação (2), formada pela razão entre o isótopo pesado e o leve em relação a um padrão internacional, sendo o PeeDee Belmnite (PDB) para o carbono e o ar atmosférico para os isótopos estáveis de nitrogênio.

As mensurações dos valores isotópicos $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ são efetuadas no equipamento espectrômetro de massa de razões isotópicas (IRMS). Valores isotópicos negativos significam que a amostra apresenta menos isótopos pesados que o padrão internacional.

O CO_2 atmosférico é a fonte primária do carbono para as plantas terrestres, e conforme o ciclo fotossintético, ou seja como o ácido carboxílico é sintetizado, ocorre uma diferenciação entre os dois principais grupos de plantas: C3 e C4. A via fotossintética C3 sintetiza o ácido carboxílico com três átomos de carbono e possui um $\delta^{13}\text{C}$ médio de $-26,7\text{‰}$, neste grupo encontra-se a maioria das plantas superiores como árvores, soja, arroz, trigo entre outros. A via fotossintética C4 realiza a síntese do ácido citado com quatro átomos de carbono possuindo um $\delta^{13}\text{C}$ médio de $-12,6\text{‰}$, nesta classe encontram-se as gramíneas como o milho e a cana-de-açúcar.

Esta diferenciação permite o estudo da evolução e mudança no uso do solo quando analisadas amostras em diferentes profundidades, o que ocorreu neste trabalho.

3.4 Planta

Solos salinos não devem ser vistos como um problema para a agricultura, e sim como uma nova oportunidade de produção, principalmente utilizando plantas halófitas com elevado potencial agrônômico, pois além de produzir biomassa podem ser utilizadas como bioremediadoras destes solos.

Plantas halófitas podem ser definidas como plantas que apresentam tolerância e realizam seu ciclo de vida em ambientes com uma elevada concentração salina (FLOWERS; COLMER, 2008). Ao contrário das halófitas, as glicófitas (maioria das culturas) são definidas como plantas que decrescem a produção com a elevação da concentração salina (YENSEN, 2000). As miohalófitas é a classificação dada às plantas que toleram a salinidade do solo até um limite, a partir do qual a sua produção também decresce assim como as glicófitas. Portanto, o uso de halófitas e miohalófitas podem ser uma alternativa para tornar áreas improdutivas em produtivas. Este modelo de agricultura pode ser chamado de halocultura ou cultura biosalina (YENSEN, 2000).

Menzel e Lieth (1999) indicaram que plantas halófitas ou plantas tolerantes à salinidade possuem múltiplos usos para os habitantes locais e são recursos pouco explorados. Segundo Yensen (2000), existem aproximadamente 10.000 plantas tolerantes ao sal e mais de 250 espécies de halófitas com potencial de produção agrícola que podem ser utilizadas em solos salinizados. Entre as halófitas que possuem, ou podem se tornar, uma importante cultura comercial temos: *Atriplex*, *Salicornia*, alguns *Eucalyptus* e *Casuarina*, *NyPa*, *Kosteletzkya*, *Juncus*, *Kochia*, *Pandanus*, *Suaeda*, *Tamarix* e *Zostera*. *Acacia*, *Batis*, *Chloris*, *Coccoloba*, *Cressa*, *Crithmum*, *Grindelia*, *Leptochloa*, *Limonium*, *Prosopis* e *Sporobolus* (YENSEN; BEDELL, 1993).

Para se desenvolver em solos salinos, estas plantas possuem métodos de controle do sal dentro de seus tecidos. Estes métodos são divididos em três tipos, nomeados como exclusoras, acumuladoras e/ou excretoras.

Plantas exclusoras (ex: *Hordeum spp.*, *Melilotus spp.* e a maioria das glicófitas), são aquelas que têm o controle de sal no nível da raiz e excluem os sais que entram no sistema vascular. Este é um processo energeticamente caro e, por isso, é observada uma correlação linear entre o nível de salinidade e queda de produtividade, principalmente nas glicófitas. As plantas acumuladoras (ex: *Atriplex spp.*, *Salicornia spp.*) são aquelas que seqüestram os sais do solo e armazenam dentro dos vacúolos das células de osmoregulação, evitando assim os efeitos tóxicos do sal. As plantas excretoras (ex: *Distichlis spp.*, *Avicennia spp.*) são aquelas que excretam o sal através de glândulas encontradas na folha. Este mecanismo possui um efeito colateral benéfico eliminando algumas pragas (ex: afídeos) e refletindo a energia solar, diminuindo a perda de água da planta (YENSEN, 2000).

A irrigação de plantas halófitas com rejeito salino proveniente da exploração de atividades de piscicultura e do processo de dessalinização, tem sido sugerida como alternativa de redução dos impactos negativos causados pelo não acondicionamento desses subprodutos (MIYAMOTO et al., 1996; GLENN et al., 1998; BROWN et al., 1999; PORTO et al., 2001).

No sistema integrado estudado por este trabalho, a utilização da halófitas *Atriplex nummularia* possui duas importantes funções: remediar o solo retirando o excesso de

sal, e produzir biomassa para a produção de feno destinado a alimentação de ovinos e caprinos.

Esta espécie é originária da Austrália e foi introduzida com sucesso no semiárido brasileiro como uma excelente forrageira, pois contém entre 16% e 20% de proteína (MONTENEGRO; MONTENEGRO, 2004), além de possuir a maior parte do seu peso correspondente a folhas e boa digestibilidade (BARROSO, 2006). Segundo Furtado (2002), a *Atriplex nummularia* pertence à família Chenopodiaceae, gênero *Atriplex*, e é uma espécie arbustiva e forrageira, sendo as características mais importantes desta planta, a sua alta capacidade de resistir às condições de aridez, fácil propagação, baixa susceptibilidade a pragas e doenças, além de suportar altos níveis de salinidade da água e do solo, mantendo uma abundante fitomassa mesmo nestes ambientes, e ainda se adaptando a regiões com precipitação entre 100 e 250 mm ano⁻¹ (PORTO et al., 2001).

A tolerância desta espécie ocorre devido ao desenvolvimento de mecanismos especializados de acumulação de sal no interior da planta, ou de eliminação dos sais por meio de vesículas especiais existentes na superfície das folhas (PORTO; ARAÚJO 2000; NIU et al., 1993). Quando cheias, estas vesículas se rompem liberando o sal através de finas camadas de cristais, que se aderem à superfície da folha. Portanto a *Atriplex* pode ser considerada uma planta acumuladora e excretora.

Em muitos países, o cultivo de plantas halófitas forrageiras, em especial a *Atriplex nummularia*, tem sido usado não apenas para recuperar solos salinizados, mas também, como estratégia para o uso do rejeito da dessalinização de água salobra, reduzindo o impacto da degradação ambiental e, ao mesmo tempo, possibilitando a produção de forragem em áreas com baixo potencial produtivo (BOEGLI; THULLEN, 1996).

No Brasil, diversos trabalhos utilizando a *Atriplex* como fitoremediadoras foram desenvolvidos, entre eles, cita-se o de Azevedo et al. (2005) que teve como objetivo avaliar o uso de um rejeito de dessalinizador associado ao cultivo de camarões, na irrigação de *Atriplex nummularia*, e o seu efeito na redução dos teores de sais no solo. Este autor encontrou maiores concentrações de Na⁺ no tratamento que recebeu irrigação com água proveniente do cultivo de camarões, e uma diminuição na C.E. e

menores índices de sódio, potássio e cloreto do solo cultivado com *Atriplex nummularia*, comprovando assim o efeito desta halófita na retirada de sais do solo.

No entanto a retirada de sais pela *A. nummularia* embora significativa, não foi suficiente para reduzir os níveis de sais no solo na mesma proporção dos sais acrescentados pelas águas de irrigação, já que a capacidade de retirada de sais do solo pelas halófitas, é cerca de apenas 10% do sal aplicado pela irrigação com água salobra (MIYAMOTO et al., 1996).

O efeito de *A. nummularia* na redução de sais do solo também foi observado por Pereira et al. (2004), indicando que esta halófita é uma das alternativas para o manejo integrado em solos salinos, uma vez que a salinização do solo é um indicador de degradação ambiental no semiárido, ameaçando a sustentabilidade da agricultura irrigada na região.

Assim, a destinação da água do tanque de piscicultura para a fertirrigação de halófitas, se mostra uma solução viável para a retirada do sal da água e ainda o uso dos nutrientes que foram adicionados pela ração. Mas, a efetividade da retirada de sal pela halófita utilizada (*Atriplex nummularia*) foi factível de estudo, e abordada por este trabalho.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de Estudo

O Sistema de Produção Integrado estudado está localizado no “Campo Experimental da Caatinga”, pertencente à Embrapa Semiárido (09°04'17.58” S, 40°19'07.86” W, 380m), localizada no município de Petrolina-PE, na mesorregião do Submédio São Francisco. Este município possui uma área territorial de 4.737,1 km² e representa 4,8% do Estado, limitando-se ao sul com o município de Juazeiro - BA.

O solo da área é classificado, segundo Silva et al. (2002), como Argissolo amarelo eutrófico abruptico plíntico, contendo em média 15% de argila, 6% de silte e 79% de areia, classificado como médio argiloso, perfil A moderado, fase endopedregosa e relevo plano. Geomorfologicamente, essa área representa um componente da depressão periférica do rio São Francisco, correspondente à superfície tabular denominada tabuleiro sertanejo; constituída de cobertura residual de material sedimentar argilo-arenoso, referido ao Terciário-Quaternário (Plio-Pleistoceno) sobre rochas cristalinas, gnaisses e micaxistos do Pré-Cambriano Indiviso (BURGOS; CAVALCANTI, 1990).

O clima da região, conforme a classificação de Köppen é do tipo Bwh, tropical semiárido, quente e seco, com chuvas concentradas no verão, sendo que as maiores precipitações ocorrem nos meses de janeiro, fevereiro e março. A estação seca se inicia em maio e se prolonga até dezembro, sendo que as menores precipitações são verificadas nos meses de setembro e outubro. A precipitação média anual variou nos últimos 20 anos entre 187,8 mm no ano de 1993 e 786,5 mm no ano de 1994, com uma média de 494,15 mm ano⁻¹.

As médias anuais térmicas são superiores a 25°C, tendo atingido médias máximas e mínimas de 32 e 21 °C, respectivamente. A vegetação típica da região é a caatinga, caracterizada por espécies xerófitas arbustivas, caducifólias, com galhos retorcidos e raízes profundas. Os valores de evaporação são aproximadamente cinco vezes ou mais que os de precipitação.

O embasamento geológico do município é constituído por diferentes grupos litológicos e hidrogeológicos, sendo que, especificamente na área de estudo, é constituída pelo litotipo escudo cristalino e pelo domínio hidrogeológico fissural, que englobam a Formação Mandacaru (CPRM - SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL, 2002).

4.2 Coleta e Tratamento das Amostras

4.2.1 Amostras em água

O sistema de produção estudado possuiu seis pontos onde ocorreram amostragens de água, conforme a Figura 3. Estes pontos foram identificados como: C1 - água do poço, que alimenta o dessalinizador; C2 - água doce, que passou pela membrana; C3 - rejeito salino do dessalinizador que é enviado ao tanque de piscicultura; C4 - água no tanque de piscicultura, C5 - água no tanque pulmão onde ficou armazenada até a irrigação; e C6 - água utilizada na fertirrigação, retirada na profundidade de aproximadamente 1,2 metro. Para análise dos isótopos de hidrogênio e oxigênio, foram coletadas amostras, da água de chuva, C7, além dos pontos já identificados.

O dessalinizador utilizado na pesquisa foi alimentado por dois poços com salinidade entre 1.500 e 3.500 mg L⁻¹ de STD. Os poços, dotados de bombas, se alternam na alimentação do dessalinizador. O dessalinizador (modelo PS-14) possuiu 1 (uma) bomba de alta pressão, 2 (dois) filtros de cartuchos de 5 micrômetros, 1 (um) conjunto de vaso de pressão com 1 (uma) membrana de 100 milímetros de diâmetro por 1 (um) metro de comprimento.

A água no ponto C4 teve um grande aporte de nutrientes, já que neste ponto ocorreu a criação de tilápia (*Oriochromis sp.*), cultivada em tanque com rejeito da dessalinização. A densidade de povoamento da tilápia no tanque foi de 4 alevinos por metro cúbico e o ciclo de produção do peixe foi de seis meses.

A água utilizada na fertirrigação (C6) foi proveniente do tanque pulmão (C5), que recebeu água do tanque de piscicultura (C4). A água do C6 ficou acumulada no C5 até o dia da irrigação, que ocorreu uma vez por semana. A densidade de povoamento da tilápia no tanque foi de 4 alevinos m^3 e o ciclo do peixe, de seis meses.

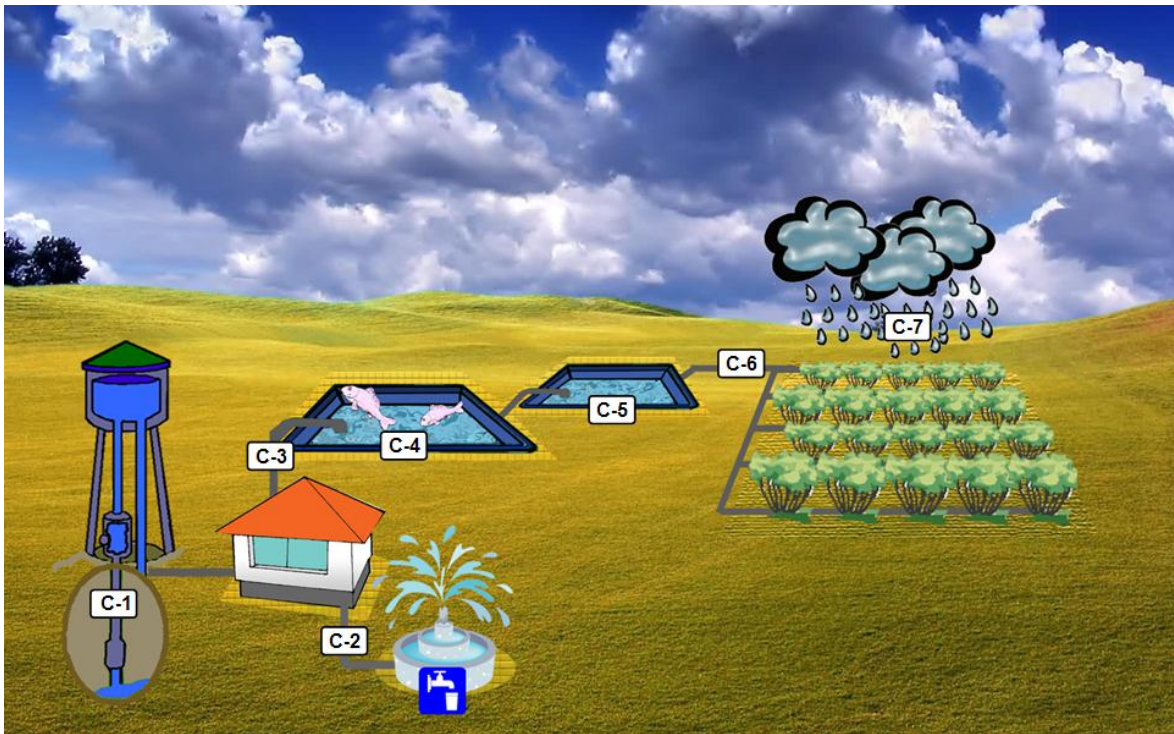


Figura 3 - Sistema de produção com os pontos de coleta de água

Foram realizadas coletas a cada 21 dias entre os dias 14/07/2009 e 24/05/2010, representando assim uma estação seca e uma chuvosa. As amostras foram coletadas em frascos de polietileno de um litro e levadas ao laboratório para a retirada das alíquotas e devidas técnicas de preservação, conforme o esquema representado na Figura 4. Com a amostra sem nenhum tratamento (Sub-amostra 1), foram realizadas análises dos teores dos cátions e ânions, pH e condutividade elétrica. Aproximadamente 30 ml da amostra sem tratamento foram utilizados para a realização da análise isotópica.

Para a determinação de amônio, nitrato, nitrogênio total e carbono orgânico dissolvido (COD), foi retirada uma alíquota de 100 ml e nesta adicionado 0,1 ml de ácido sulfúrico (H_2SO_4) concentrado a 0,018 molar para a preservação das

características químicas. Posteriormente as amostras foram mantidas resfriadas e enviadas para o Laboratório de Ecologia Isotópica (CENA) (Sub-amostra 2) para as análises.

O carbono inorgânico dissolvido (CID) (Sub-amostra 3) foi analisado a partir de uma alíquota de 240 ml preservada com 48 mg de Thymol. Estas alíquotas foram resfriadas e enviadas ao CENA.

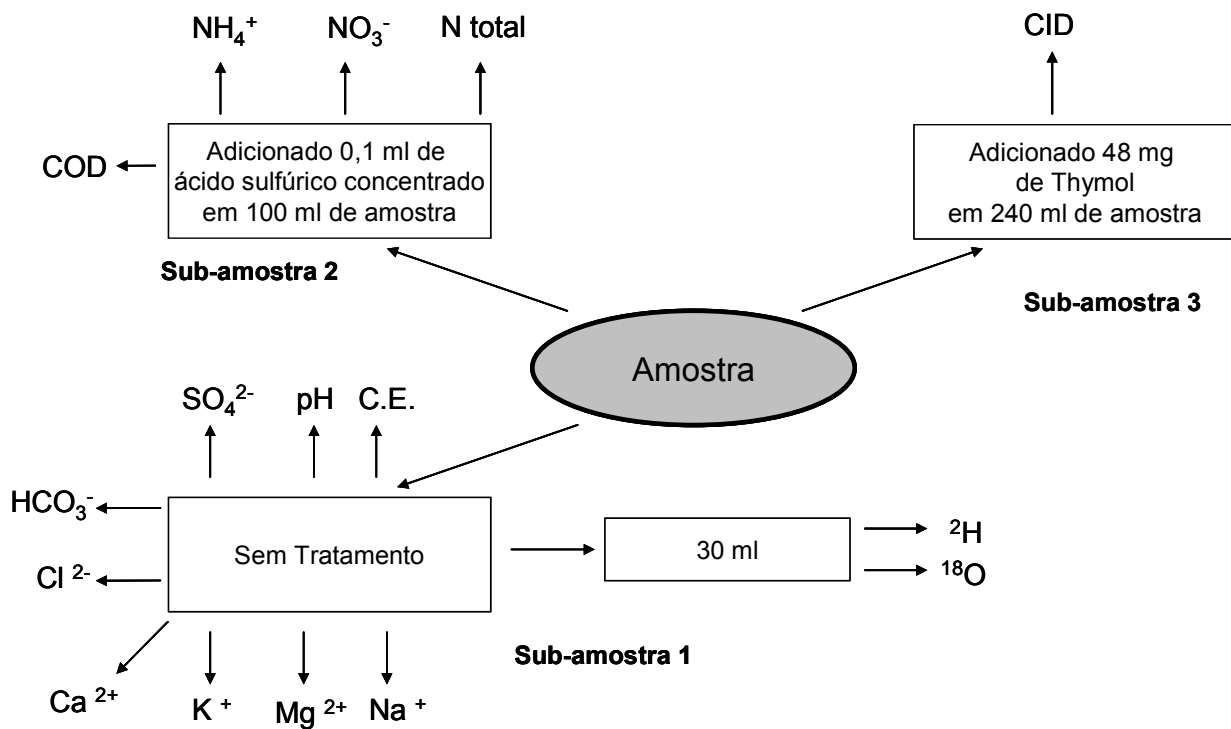


Figura 4 - Metodologia de sub-amostragem da amostra inicial

4.2.2 Amostras de solo

Para a avaliação do impacto da água salobra no solo, foram realizadas ao longo do experimento duas coletas de solo, sendo uma para caracterização antes da aplicação da irrigação em fevereiro de 2009 e outra ao final do trabalho, em abril de 2010.

As amostras de solo foram coletadas com auxílio de um trado holandês na profundidade de 0-10 cm, e a uma distância de 0,20 m das plantas em duas áreas nomeadas de Área Experimental (A.E.), onde se encontra o solo irrigado, e Área de Caatinga (A.C.), onde se estabelece vegetação nativa. O solo da A.C. foi utilizado para comparação, já que o solo da A.E. vem sendo utilizado para experimentos há 10 anos.

Foram realizadas dez coletas em cada área (n=10), as amostras foram homogeneizadas, secas ao ar livre por 72 horas, destorradas e passadas em peneira com abertura de 2,00 mm de malha, posteriormente foram analisadas quanto ao teor de macro e micronutrientes e propriedades físicas.

Para as análises isotópicas, foram realizadas duas trincheiras de 0 a 50 cm na A.E. e na A.C. e foram coletas amostras de 0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-25, 25-30, 30-40 e 40-50 cm.

4.2.3 Amostras de planta

As mudas de *Atriplex nummularia* foram obtidas por estaquia e após 90 dias foram transplantadas para a área experimental, (15/10/2009), sendo o desbaste realizado no dia 29 de abril de 2010. Esta cultura foi produzida em três parcelas distintas, sendo que cada parcela possuía uma área de 135 m², com um espaçamento entre plantas de 1x1, totalizando 96 plantas úteis por parcela. Este espaçamento apresentou melhores características estruturais, sendo o mais indicado para obtenção de melhor biomassa forrageira no corte aos seis meses de idade (SILVA, et al. 2009).

As covas foram abertas na profundidade de 30 cm (Figura 5, 6, 7 e 8) e fertilizadas com 500 ml de esterco ovino curtido e 50 gramas de fertilizante super

simples. A única ação contra praga ocorreu no segundo mês de plantio, utilizando um inseticida à base de fenitrotiom CE 50 para combater a lagarta existente na região.

As plantas foram irrigadas com água proveniente do tanque pulmão (C6), uma vez por semana através de um sistema de sulcos, onde a quantidade de água foi definida através da soma da evapotranspiração potencial da região (7 mm dia^{-1}) dividida pela área a ser irrigada resultando em aproximadamente 15 litros de água por planta. A condutividade elétrica mediana desta água foi de $6,91 \text{ mS m}^{-1}$ (equivalente a $4,42 \text{ g L}^{-1}$ de sal) e apresentou uma relação de adsorção do sódio de 9,2 demonstrando cuidado no seu manejo.



Figura 5 - Abertura das covas



Figura 6 - Adubação orgânica e química



Figura 7 - Área experimental



Figura 8 - Plantio da *Atriplex nummularia*

As amostras de planta foram coletadas aleatoriamente, através de sorteio, descartando-se as plantas de bordadura, no final do experimento (abril/10) para as determinações químicas, isotópicas e de produtividade.

Para as análises químicas e isotópicas, foram colhidas três plantas por parcela experimental, totalizando nove amostras de folhas e galhos por parcela. Estas amostras foram secas em estufa ventilada por um período de 72 horas a uma temperatura de 60°C, e moídas em moinho de facas da marca TECNAL tipo WILLYE modelo TE-648. Após estes procedimentos as amostras foram levadas ao Laboratório de Nutrição Mineral de Plantas para análises químicas e para o Laboratório de Ecologia Isotópica / CENA para as análises isotópicas, ambos localizados na Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”.

A colheita foi realizada em 36 plantas inteiras que tiveram todo material vegetal com estrutura acima do solo retirados e classificados como: folha e galho suberizado. Este material foi pesado para a mensuração da massa úmida e, depois seco em estufa por 72 horas a temperatura de 60°C tendo então sua massa seca medida.

4.3 Parâmetros e Métodos Analíticos

4.3.1 Água

As análises físicas e químicas de pH, condutividade elétrica, sulfato, cloreto, bicarbonato, sódio, potássio, cálcio e magnésio foram realizadas no Laboratório de Agroecologia do Programa Água Doce, localizado na Embrapa Semiárido. Foram realizadas no Laboratório de Ecologia Isotópica (CENA/USP) em Piracicaba/SP, análises de nitrogênio total, nitrato, amônio, carbono orgânico dissolvido, carbono inorgânico dissolvido e as análises isotópicas de deutério e oxigênio 18.

As metodologias utilizadas podem ser encontradas em Grasshoff et al. (1999) para as águas com altas concentrações salinas e no *Standart Methods for Water and Wastewater Analysis* (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 2005).

Os parâmetros analisados e suas respectivas metodologias seguem abaixo:

- pH e condutividade elétrica (C.E.). Utilizando Peagâmetro e condutímetro portátil da marca THERMO ORION, modelo ORION 3 STAR e 115 A+, respectivamente.
- Nitrogênio Inorgânico (amônio, nitrito e nitrato). As concentrações de N-NH₄⁺ e N-NO₂⁻+NO₃ foram analisadas usando um sistema automático de injeção de fluxo contínuo (FIA – Flow Injection Analysis) (RUZICKA; HANSEN, 1981). O N-NH₄⁺ foi medido por condutívimetria, pelo método de Solórzano (1969). A concentração de nitrato mais nitrito foi determinada pela metodologia de Giné-Rosias (1979) através de análise colorimétrica na forma de N-NO₂⁻, após reação com sulfanilamida e N-naftil e redução utilizando o catalisador cádmio.
- Nitrogênio Total. As análises de nitrogênio total dissolvido (NTD) foram realizadas através do equipamento TOC-V CSH/CSN “Total Organic Carbon Analyser” da marca Shimadzu. Esta determinação ocorre após a combustão a 720°C de uma alíquota da amostra, que decompõe todo o nitrogênio da amostra em monóxido de nitrogênio (óxido nítrico). O gás carregador, que contém o monóxido de nitrogênio, é resfriado e tem sua umidade removida. Após essa etapa, ele entra em um analisador de gás por quimiluminescência onde o monóxido de nitrogênio é detectado. O sinal de detecção do analisador de gás por quimiluminescência, produz um pico e a concentração de nitrogênio total da amostra pode ser medida.
- Cloreto. Foi analisado através da metodologia de titulação com solução de nitrato de prata (AgNO₃) (EMBRAPA, 1997).
- Cálcio e Magnésio. Para a determinação destes cátions, foi realizada uma titulação com EDTA dissódico e soluções indicadoras, sendo o Eriocromo T para o Magnésio e o Murexida para o Cálcio.
- Sódio e Potássio. Foi utilizado um fotômetro de chama da marca Quimis, modelo Q 398-2, utilizando reagentes PA para a determinação da curva padrão.
- Carbonatos. Titulação com ácido sulfúrico 0,02 N utilizando a solução indicadora de fenolftaleína.

- Carbono Dissolvido. As análises de carbono dissolvido, orgânico e inorgânico, foram efetuadas em instrumento da marca Shimadzu, modelo TOC 5000A, utilizando detecção em infravermelho. Entretanto as amostras sofreram diferentes métodos de preparo, sendo: carbono orgânico - as amostras foram preservadas com cloreto de mercúrio e filtradas em membranas de fibra de vidro (GF/F) pré-calcinadas a 500 °C por 5 horas, e carbono inorgânico - as amostras foram preservadas com Thymol e filtradas em membranas de acetato de celulose (0,45 µm).
- Delta de isótopos do oxigênio e hidrogênio. Para a determinação dos deltas $^{18}\text{O}:^{16}\text{O}$ e $^2\text{H}:^1\text{H}$ foi utilizado um espectroscópio Los Gatos Research – DLT-100, o padrão utilizado foi o V-SMOW (*Vienna Standart Mean Ocean Water*). Por conter altas concentrações de sal, as amostras foram previamente destiladas.

4.3.2 Solos

As amostras de solo foram analisadas quanto a macronutrientes e micronutrientes, além das propriedades físicas, no Laboratório de Solos da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, sendo que as metodologias utilizadas seguem as normas constante do Manual de Métodos de Análise de Solo (EMBRAPA, 1997). Os substratos dos tanques de piscicultura e pulmão foram identificados como Sedimento Piscicultura (S. Pisc.) e Sedimento Pulmão (S. Pulm.) e receberam o mesmo tratamento dado às amostras de solo.

Para a caracterização isotópica de carbono (^{13}C) e nitrogênio (^{15}N) do perfil do solo, foram retiradas amostras das áreas de coleta nas profundidades: 0-5; 5-10; 10-15; 15-20; 20-30; 30-40; 40-50 cm. As análises isotópicas foram realizadas pelo Laboratório de Ecologia Isotópica do CENA.

Cerca de 10 g de solo foi seco a temperatura ambiente, destorroado em peneira com malha de 2 mm e quarteado (quarteador de Jones), para a obtenção de sub-amostras homogeneizadas. Estas, após a retirada de raízes foram moídas em cadinho até que todo o material passasse por uma peneira com malha de 0,25 mm. Após estes

procedimentos, as amostras foram pesadas em cápsulas de estanho na quantidade de 60 mg e analisadas em espectrômetro de massas da marca Finigan Delta Plus, acoplado a analisador elementar Carlo Erba. Os padrões comparativos utilizados foram o ar atmosférico para o nitrogênio e o Pee Dee Belemintella para o carbono.

4.3.3 Planta

As análises químicas na planta foram realizadas no Laboratório de Nutrição Mineral de Plantas (NMP) da ESALQ/USP, sendo composta pelos seguintes parâmetros: nitrogênio, fósforo, enxofre, potássio, cálcio, magnésio e sódio. As análises isotópicas (^{13}C , ^{15}N) foram realizadas no Laboratório de Ecologia isotópica - CENA. As metodologias utilizadas para a determinação destes parâmetros estão descritas abaixo.

A determinação de matéria seca e matéria úmida foram realizadas na Embrapa Semiárido, onde as amostras foram pesadas assim que coletadas para a determinação do material úmido – MU, e posteriormente, secas em estufa por 48 horas a temperatura de 55°C , e pesadas novamente para a determinação do peso de material vegetal seco – MS.

- Macronutrientes (N, P, K, Ca, Mg e S) e sódio (Na). A constituição mineral das plantas pode ser determinada pela quantidade de cinzas totais, após queima da amostra a 600°C ou através de métodos de digestão. Neste trabalho o método utilizado foi o de digestão, nitro perclórica, para determinação de fósforo, potássio, cálcio, magnésio, enxofre e sódio, e digestão com ácido sulfúrico para a determinação do nitrogênio total, conforme metodologia utilizada pelo Laboratório de Nutrição Mineral de Plantas.
- Isótopos de carbono e nitrogênio. Para a determinação dos deltas $^{13}\text{C}:^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}:^{14}\text{N}$ foi utilizado o espectrômetro de massas (Finigan Delta Plus), sendo os padrões utilizados o ar atmosférico para o nitrogênio e o PEE DEE para o carbono.

4.4 Análise dos resultados

Foram realizadas análises estatísticas para comparar os resultados dos parâmetros obtidos nos diferentes pontos do sistema. Por dois motivos a análise estatística utilizada para a análise dos resultados de água foi a não paramétrica (Kruskal-Wallis, 5%), primeiro por todas as amostras serem dependentes, e segundo porque não foi encontrada normalidade nos dados.

Para a análise dos parâmetros químicos do solo, foi realizado um teste de normalidade dos dados, quando os dados não apresentaram distribuição normal, estes foram transformados e testes paramétricos realizados, utilizando-se uma análise de variância (ANOVA), seguida do teste de Tukey a 5%.

Para todas estas análises foi utilizado o software SAS versão 9.00 (2002). Com nível crítico de significância de 5% de probabilidade em todos os testes.

5 RESULTADOS

5.1 Água

A Tabela 3 mostra os valores medianos, a faixa de variação dos elementos estudados e a análise estatística comparativa entre os pontos. Observa-se que a água dessalinizada (C2) varia estatisticamente ($p < 0,05$) dos demais pontos para todos os parâmetros analisados, exceto pH.

Os valores encontrados na Tabela 3 podem ser utilizados para a avaliação da qualidade da água que entra no sistema, advinda do poço (C1) até a água utilizada na fertirrigação do campo experimental, onde foi cultivada a *Atriplex*, ponto C6. Destaca-se a elevada concentração de cátions e cloreto na água utilizada pelo sistema, sendo esta considerada uma água salobra cloretada.

O cálcio diferenciou-se estatisticamente ($p < 0,05$) entre C3, C4 e os demais pontos, assim como o magnésio diferenciou-se entre o C3 e todos os outros pontos, contendo a maior concentração de Mg^{+2} do sistema. O sódio foi encontrado em maior concentração na água do poço (C1), e diferenciou-se ($p < 0,05$) do rejeito salino (C3), no entanto, não se diferenciou dos pontos C4, C5 e C6. O potássio foi encontrado em maior concentração no ponto C5, diferenciando-se estatisticamente de C1, C2 e C3.

Quanto aos ânions, o bicarbonato foi encontrado em maior concentração no C4 e diferenciou-se estatisticamente dos pontos que o seguem, C5 e C6. O sulfato foi significativamente menor no ponto C6 em relação ao C3. O cloreto foi o ânion encontrado em maiores concentrações nas amostras de água e principalmente no ponto C6 ($p < 0,05$) que foi superior em relação ao C4 (Figura 14).

Tabela 3 – Valores medianos e faixa de variação (máx ; mín) do pH, da condutividade elétrica (mS m⁻¹), da relação de adsorção do sódio (RAS) e dos íons maiores (mg l⁻¹) nos pontos analisados

	C1	C2	C3	C4	C5	C6
pH	6,9 a (8,1 ; 6,7)	7,1 ab (7,5 ; 5,3)	7,2 abc (8,4 ; 6,9)	7,9 cd (8,3 ; 7,2)	8,2 d (8,5 ; 7,1)	7,3 bc (8,4 ; 7,0)
C.E.	7,8 ab (8,3 ; 7,5)	0,2 c (1,1 ; 0,1)	10,1 a (11,8 ; 8,2)	7,3 b (8,8 ; 6,5)	7,0 b (10,1 ; 6,7)	6,9 b (10,4 ; 6,7)
Ca²⁺	297,0 b (496,9 ; 270,5)	16,1 c (61,1 ; 3,6)	354,6 a (448,1 ; 258,5)	350,1 a (377,1 ; 226,4)	255,9 b (282,5 ; 190,4)	291,6 ab (318,4 ; 164,3)
Mg²⁺	402,5 c (401,2 ; 151,1)	8,6 d (14,3 ; 3,0)	511,1 a (544,1 ; 243,0)	443,6 b (473,2 ; 290,4)	462,6 b (479,4 ; 291,6)	426,3 bc (454,5 ; 293,3)
Na⁺	879,5 a (1334,0 ; 788,0)	58,9 c (94,5 ; 27,6)	525,2 b (1049,5 ; 488,9)	831,7 a (1037,7 ; 749,6)	862,5 a (1037,7 ; 759,0)	849,2 a (1012,4 ; 782,0)
K⁺	45,3 b (153,1 ; 47,8)	24,1 c (115,4 ; 10,2)	49,2 b (159,7 ; 71,7)	52,9 ab (166,2 ; 35,9)	57,3 a (172,2 ; 83,7)	53,0 ab (165,6 ; 73,5)
HCO₃⁻	285,5 c (549,0 ; 366,0)	12,5 e (57,3 ; 0)	353,5 abc (417,2 ; 296,4)	385,8 a (459,3 ; 305,0)	217,5 d (275,7 ; 187,2)	278,7 cd (348,3 ; 253,7)
SO₄²⁻	148,1 ab (193,7 ; 92,1)	44,0 c (84,1 ; 4,0)	160,1 a (210,5 ; 52,0)	157,3 ab (207,7 ; 60,0)	154,1 ab (202,9 ; 72,0)	144,9 b (193,3 ; 52,0)
Cl⁻	2692,3 ab (2742,0 ; 2272,0)	51,9 c (98,0 ; 3,5)	2623,7 ab (2840,0 ; 1846,0)	2566,6 b (2628,1 ; 2272,0)	2844,1 a (2920,6 ; 2485,0)	2861,3 a (2927,7 ; 2485,0)
NH₄⁺	0,02 d (0,1 ; 0)	0,02 d (0,1 ; 0)	0,04 cd (0,3 ; 0)	0,29 c (1,2 ; 0,08)	1,17 b (2,6 ; 0)	1,50 a (4,4 ; 0)
NO₃⁻	10,9 a (18,4 ; 1,8)	0,5 d (2,5 ; 0,4)	5,8 b (26,7 ; 0,9)	0,9 d (10,8 ; 0,1)	1,3 cd (5,3 ; 0)	0,9 d (4,3 ; 0)
N org.	8,9 a (19,6 ; 0,6)	1,2 d (2,3 ; 0,5)	8,8 a (21,2 ; 0,2)	3,0 b (10,5 ; 0,8)	2,4 bc (4,8 ; 0,7)	1,7 c (4,0 ; 0)
CID	226,1 a (289,7 ; 75,6)	25,7 d (62,4 ; 6,5)	159,6 b (232,9 ; 78,4)	171,4 ab (292,2 ; 127,9)	88,7 c (181,2 ; 50,4)	132,3 bc (182,9 ; 73,3)
COD	3,8 a (15,0 ; 1,2)	2,7 a (4,7 ; 1,1)	3,6 a (5,7 ; 1,4)	11,3 b (25,4 ; 2,3)	12,8 b (20,0 ; 4,6)	9,8 b (16,0 ; 4,0)
RAS	9,9 a (15,4 ; 6,8)	3,5 b (5,2 ; 1,9)	5,1 a (9,9 ; 3,1)	9,3 a (9,9 ; 6,2)	9,4 a (10,0 ; 6,3)	9,2 a (10,0 ; 6,8)

Obs: letras depois dos números representam diferenças estatísticas, Kruskal Wallis, 5%; n=16

O carbono inorgânico foi encontrado em maior concentração na água do poço, diferenciando-se estatisticamente ($p < 0,05$) dos demais pontos, exceto do ponto C4. O carbono orgânico, por sua vez, diferenciou-se entre dois grupos, o grupo de C1, C2 e C3 e o grupo C4, C5 e C6 (Figura 9).

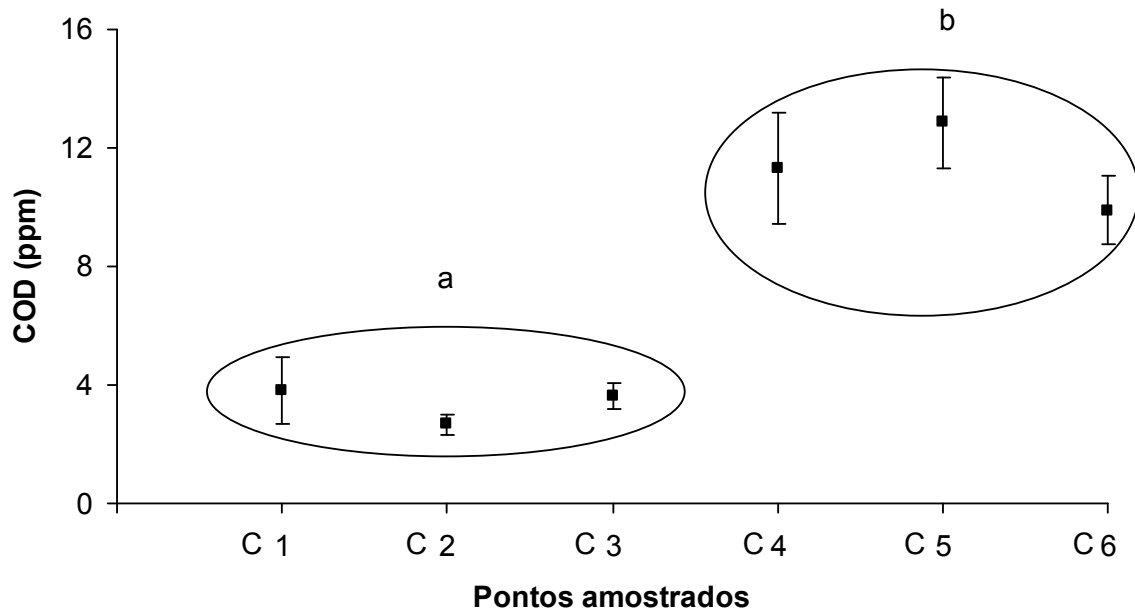


Figura 9 - Mediana e desvio padrão nas concentrações de COD (ppm) nos pontos C1, C2, C3, C4, C5 e C6

Obs: letras representam diferenças significativas (Kruskal-Wallis, 5%); $n=16$

O parâmetro relação de adsorção do sódio (RAS) não ultrapassou 10, e ficou entre o intervalo de 6 e 10, variando apenas entre o C2 e os demais pontos.

Os valores de pH se mantiveram entre neutros e alcalinos, estes foram transformados em concentração de íons de hidrogênio para a realização dos testes estatísticos (Figura 10). Nessa figura, observa-se que o ponto C5 possui a água mais alcalina do sistema, e diferenciou estatisticamente ($p < 0,05$) dos demais pontos, menos do C4, graças a suas similaridades, já que ambos são tanques de piscicultura, no entanto no C5 não existem exemplares de peixes. Observa-se que o processo de osmose reversa não interferiu significativamente no pH das amostras C1, C2 e C3.

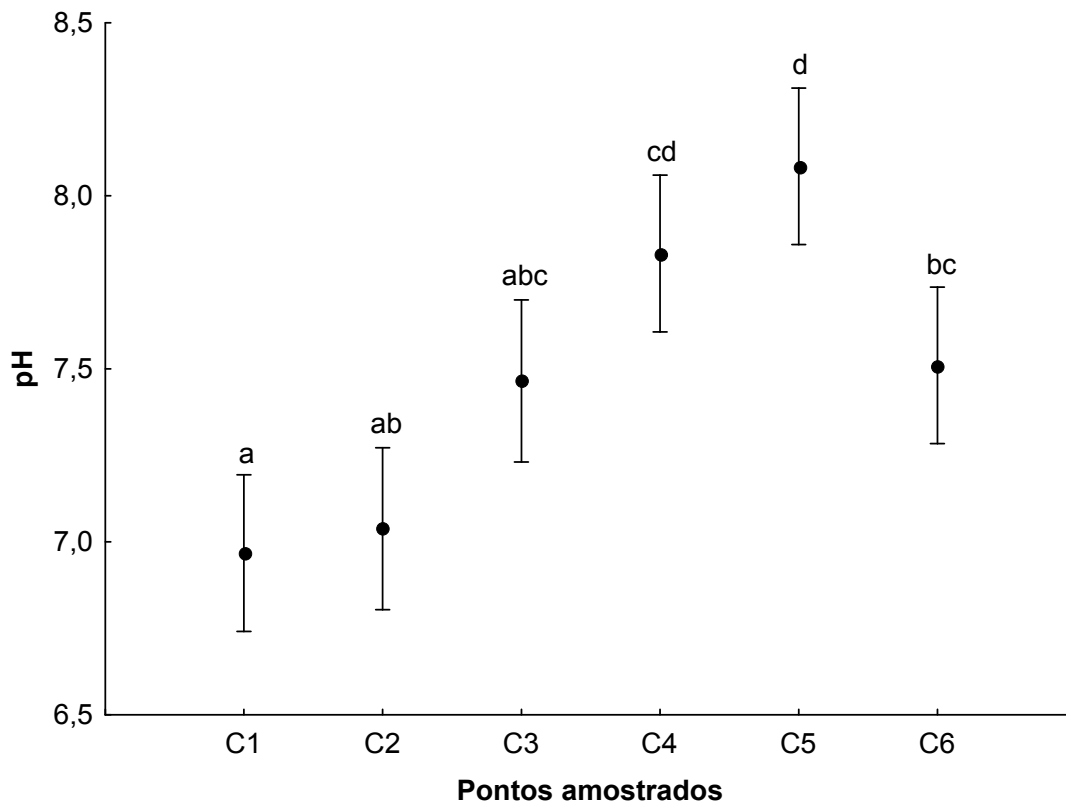


Figura 10 - Valor médio e erro padrão do pH da água nos pontos C1, C2, C3, C4, C5 e C6

Obs: letras representam diferenças significativas (Kruskal-Wallis, 5%); n=16

A condutividade elétrica (C.E.) teve uma maior variação entre os pontos C2 e C3 devido ao sistema de dessalinização utilizado, sendo esta diferença estatisticamente significativa ($p < 0,05$) (Figura 11). O valor da C.E. no ponto C2 não superou $1,1 \text{ mS m}^{-1}$, e teve uma mediana de $0,19 \text{ mS m}^{-1}$. O ponto C3 foi o que obteve a maior mediana de C.E. ($10,14 \text{ mS m}^{-1}$) e diferenciou-se estatisticamente dos demais pontos. Foram observados maiores taxas de C.E. e cátions na água do poço (C1) durante os meses de novembro e dezembro de 2009 e janeiro de 2010.

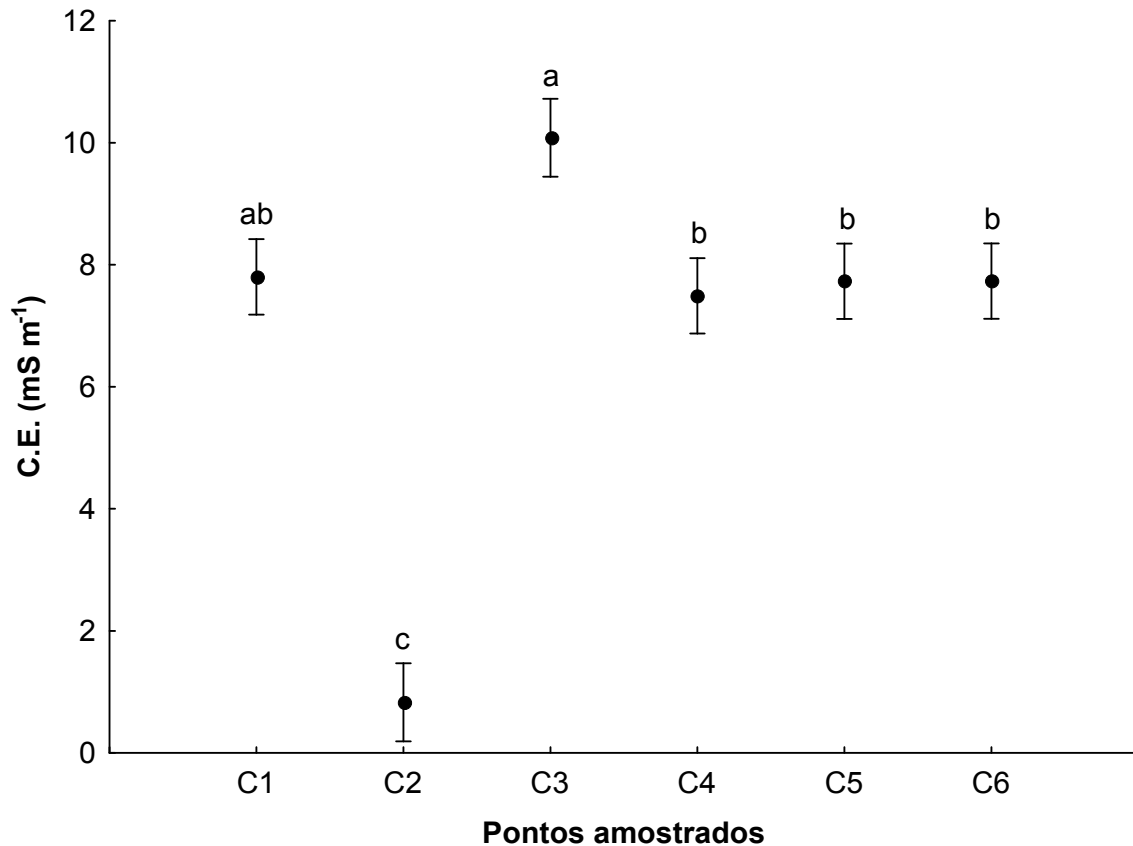


Figura 11 - Valor mediano e erro padrão da condutividade elétrica (mS m^{-1}) da água nos pontos C1, C2, C3, C4, C5 e C6

Obs: letras representam diferenças significativas (Kruskal-Wallis, 5%); $n=16$

A variação nas concentrações de cátions e ânions em todos os pontos do sistema pode ser avaliada nas Figuras 12 e 13, onde se observa a queda na concentração dos íons no ponto C2 seguida de um aumento significativo ($p<0,01$) no ponto C3, mantendo uma concentração constante, como também se observou no parâmetro de C.E.

Observou-se uma diferença ($p<0,05$) na concentração dos cátions Mg^{+2} e Na^{+} entre os pontos C3 e C4, sendo que o primeiro sofreu uma diminuição e o sódio um aumento significativo entre estes pontos. Quanto aos ânions, destaque é dado ao cloreto e ao bicarbonato, que sofreram significativo aumento e redução, nos pontos C4 e C5, respectivamente.

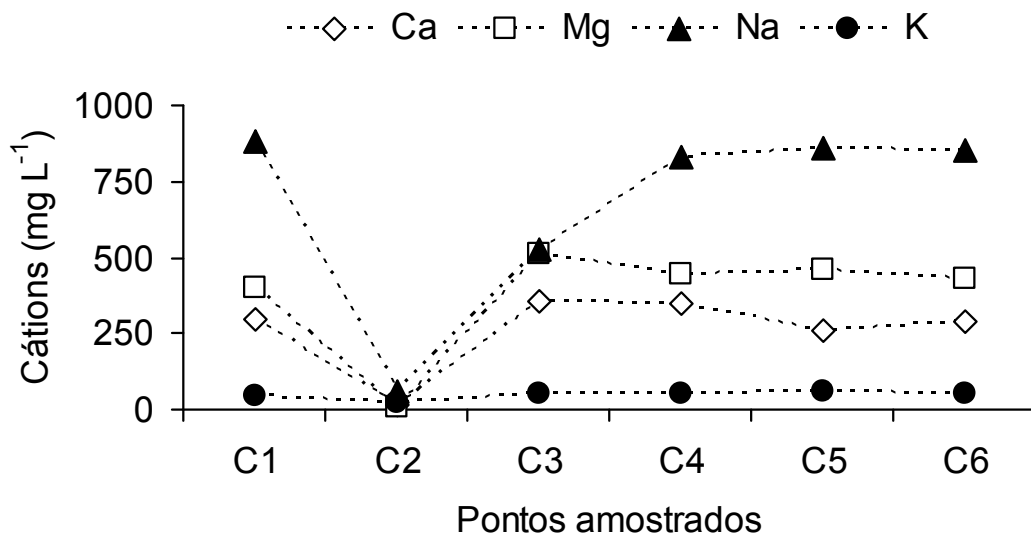


Figura 12 - Concentração mediana do cálcio, magnésio, sódio e potássio nos pontos C1, C2, C3, C4, C5 e C6

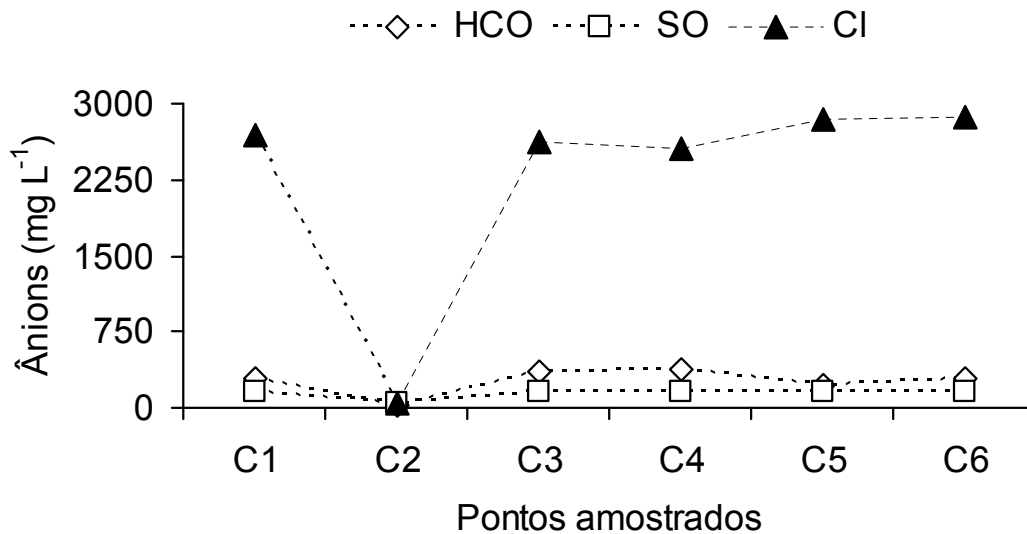


Figura 13 - Concentração mediana do bicarbonato, sulfato e cloreto nos pontos C1, C2, C3, C4, C5 e C6

Observa-se na Figura 14, que a concentração de nitrato na água do poço (C1) encontra-se elevada se comparada aos pontos C4, C5 e C6, sendo prejudicial para consumo humano, em alguns casos, se considerarmos os limites estabelecidos pela Portaria do Ministério da Saúde n° 518 (2004) que é de 10 mg L⁻¹.

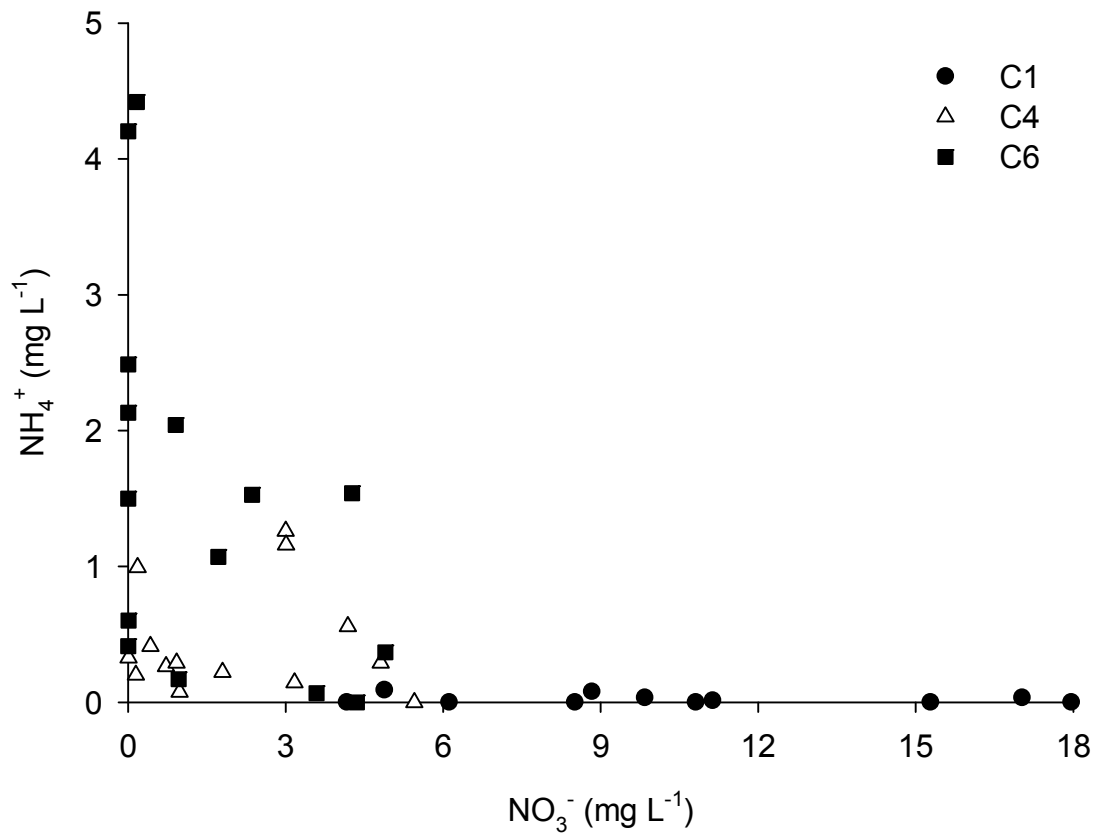


Figura 14 - Concentrações de nitrato e amônio nos pontos C1, C4 e C6

Adicionalmente observa-se que a concentração de nitrogênio na água decai ao longo do sistema (Tabela 4). O nitrogênio na forma nítrica diminui gradativamente conforme a água percorre o sistema e inversamente, a concentração amoniacal se eleva (Figura 14).

Tabela 4 - Concentração mediana do nitrogênio total, nitrato e amônio nos pontos C1, C2, C3, C4, C5 e C6

Ponto	N Total	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺
C1	19,82	10,9	0,02
C2	1,72	0,5	0,02
C3	14,64	5,8	0,04
C4	4,19	0,9	0,29
C5	4,87	1,3	1,17
C6	4,10	0,9	1,50

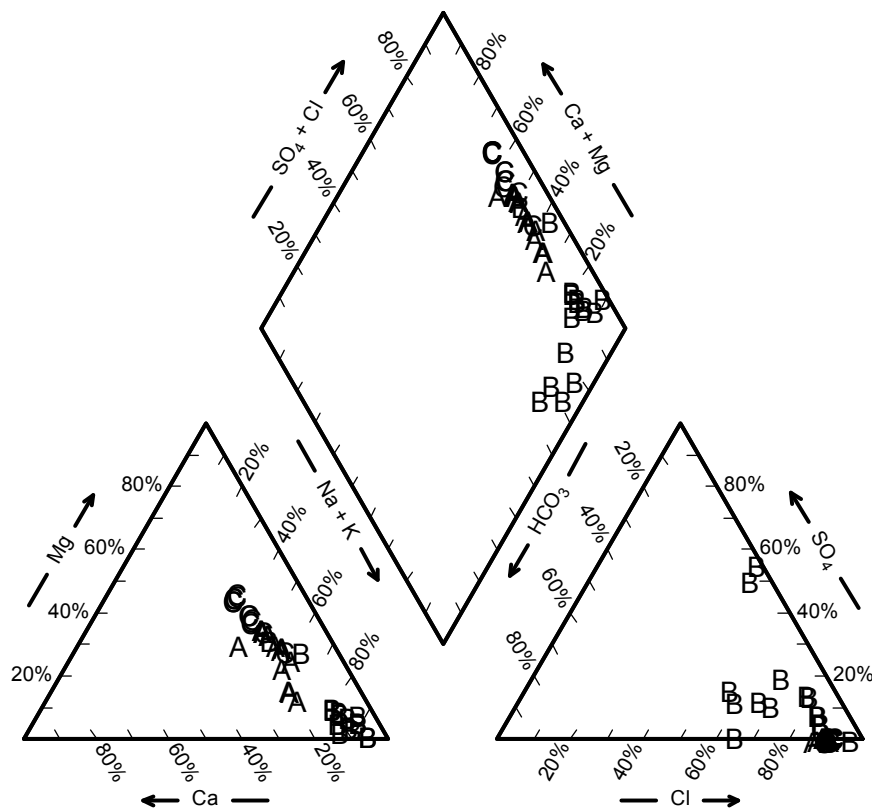


Figura 15 - Diagrama de Piper dos pontos C1 (A), C2 (B) e C3 (C)

O diagrama de Piper foi criado para classificar amostras de água conforme sua composição química. A água encontrada no aquífero onde o poço está localizado possui uma característica cloretada com elevada concentração do sódio, cálcio e magnésio (Figura 15). Após a passagem de C1 pelo dessalinizador, a água se torna sódica mista em C2 e cálcica-magnesiana em C3.

Entre diversas tentativas de serem encontradas relações entre os parâmetros analisados, foi encontrada apenas uma relação significativa entre o carbono inorgânico dissolvido e a concentração de bicarbonato ($r^2=0,89$) conforme a Figura 16.

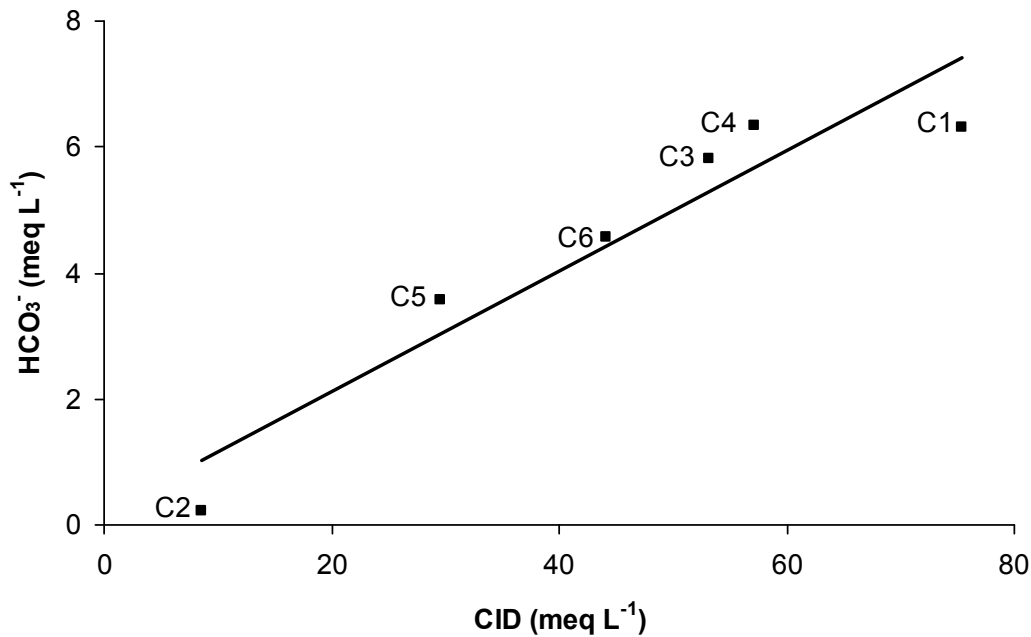


Figura 16 - Relação entre bicarbonato (meq L⁻¹) e carbono inorgânico dissolvido (meq L⁻¹) nos pontos C1, C2, C3, C4, C5 e C6

5.1.1 Razões isotópicas

Os resultados médios e o desvio padrão das medidas de oxigênio-18 e deutério são apresentados na Tabela 5. A reta de correlação entre as amostras apresentou um coeficiente angular de 4,078 ($\delta D = 4,1\delta^{18}O - 3,6$) (Figura 17), significativamente menor que o da reta meteórica mundial, igual a 8 ($\delta D = 8\delta^{18}O + 10$) (CRAIG, 1961a),

indicando elevada evaporação, já que em águas que sofrem evaporação, ocorre um enriquecimento em ^{18}O e no deutério.

Tabela 5 - Médias e desvio padrão das medidas isotópicas de oxigênio-18 e deutério

Ponto	$\delta^{18}\text{O}$ (‰)	$\delta^2\text{H}$ (‰)
C1	-4,97 ($\pm 0,52$)	-24,69 ($\pm 3,5$)
C2	-3,01 ($\pm 1,35$)	-14,99 ($\pm 6,3$)
C3	-3,14 ($\pm 1,01$)	-15,85 ($\pm 4,3$)
C4	-2,15 ($\pm 0,95$)	-12,42 ($\pm 4,6$)
C5	-0,43 ($\pm 1,50$)	-5,43 ($\pm 5,6$)
C6	-1,39 ($\pm 1,21$)	-9,70 ($\pm 6,4$)
C7	-1,27	-0,8

Observa-se, ainda na Figura 17, que os valores obtidos em C1 estão distantes da linha meteórica e possuem baixas concentrações isotópicas, indicando não serem de origem puramente de precipitação, já que a água de chuva analisada (C7), apresentou um $\delta^{18}\text{O}$ de $-1,3\text{‰}$ e $\delta\text{D} = 0,8\text{‰}$.

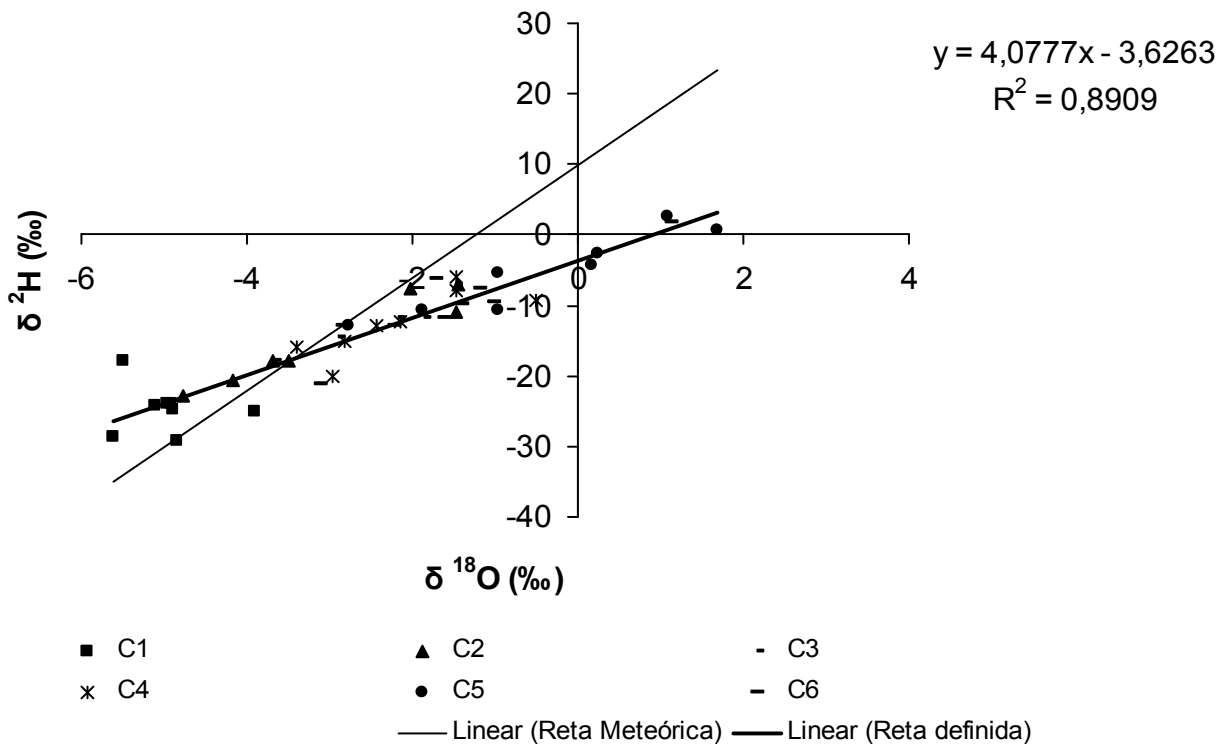


Figura 17 - $\delta^{18}\text{O}$ versus $\delta^2\text{H}$ (‰) nos pontos C1, C2, C3, C4, C5 e C6 comparativo com a reta meteórica

Os valores isotópicos encontrados nos compartimentos C1, C2 e C3 tiveram uma variação entre si ($T < 0,05$), indicando que houve um fracionamento isotópico no processo de osmose reversa (Figura 18). Os demais pontos C4, C5 e C6 apresentaram os valores médios para $\delta^{18}\text{O}$ de -2,1, -0,4, e -1,4‰ e para δD de -12,4, -5,4 e -9,7‰, respectivamente, tais resultados se apresentam abaixo da reta meteórica devido ao processo de evaporação, sendo que o ponto C5 é o que sofreu maior fracionamento isotópico, caracterizando a água isotopicamente mais pesada do sistema.

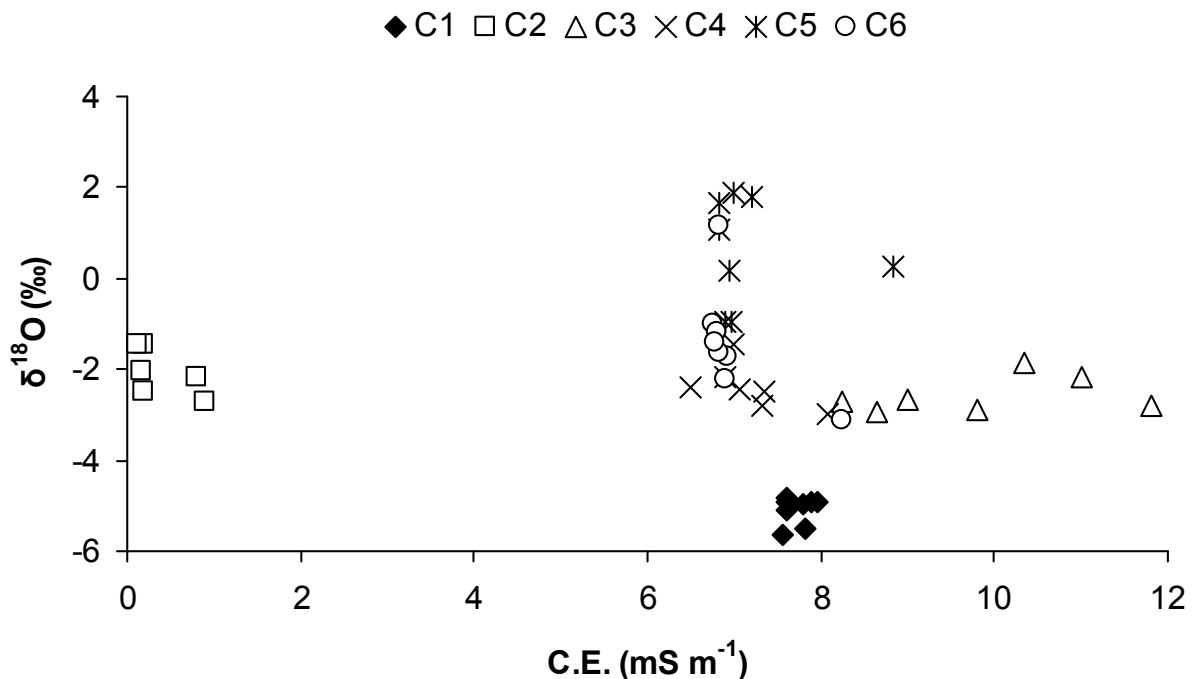


Figura 18 - Condutividade elétrica (mS m⁻¹) versus $\delta^{18}\text{O}$ nos pontos C1, C2, C3, C4, C5 e C6, com destaque para o fracionamento isotópico causado pela membrana

5.2 Solos

As Tabelas 6, 7 e 8 (n=15) apresentam as propriedades físicas e químicas da camada de 0-10 cm na área experimental (A.E.) e na área de caatinga (A.C.), ao início e no final do experimento, e também os dados sobre sedimentos encontrados nos

tanques. Ambos os solos foram classificados como classe textural Franco Arenosa. As análises estatísticas foram realizadas entre os solos, entre os sedimentos e entre os solos e os sedimentos.

Na Tabela 6, observa-se que as concentrações de carbono no solo foram significativamente diferentes entre a A.E. inicial e final assim como da A.C., sendo encontrado em menor quantidade no solo da A.E. final. As concentrações de nitrogênio na A.E. inicial e A.C. não se diferenciaram estatisticamente entre si, no entanto, foram diferentes quando comparadas a A.E. final, que obteve a menor concentração deste elemento.

O fósforo foi encontrado em concentrações extremamente elevadas nos sedimentos de ambos os tanques, variando significativamente entre si e com os solos estudados. A menor concentração do fósforo foi observado na A.C. (4 mg dm^{-3}) e diferiu dos solos A.E., os quais não obtiveram diferença estatística entre inicial e final.

Ocorreu um aumento significativo ($T < 0,05$) na concentração do enxofre (S) na A.E. entre o início e o final do experimento, que variou de 37 para 137 mg dm^{-3} . Este elemento não obteve diferença significativa entre as amostras de sedimento, e foi encontrado em menor concentração na A.C. (6 mg dm^{-3}).

Entre os cátions trocáveis no solo estudado, o potássio teve um incremento ($T < 0,05$) na A.E. final, mas não teve diferença quando comparado com A.C.. A maior concentração deste cátion foi encontrada no S. Pisc. ($0,55 \text{ cmolc dm}^{-3}$). O sódio por sua vez, obteve um aumento significativo na A.E. final quando comparado a A.E. inicial. Assim como a A.E. se diferenciou da área de caatinga, que teve a menor concentração deste íon ($0,1 \text{ cmolc dm}^{-3}$).

O cálcio foi encontrado em maior concentração no S. Pulm., mesmo sendo estatisticamente maior que o S. Pisc., esse sedimento também apresenta elevadas concentrações do Ca^{+2} . Quando comparada a concentração do cálcio entre os solos, obteve-se uma maior concentração na A.E. inicial e final, tendo a A.E. final um aumento significativo.

Não foi observada variação na concentração do magnésio entre as A.E., mas foi encontrada em quantidades significativamente acima das observadas na A.C.. Este cátion também teve maiores concentrações nos sedimentos, mas não se diferenciaram

estatisticamente entre si. A concentração de Al variou apenas na A.C. quando comparada a A.E. e aos sedimentos, assim como o parâmetro H+Al que foi encontrado em elevada concentração na A.C..

Observa-se ainda, na Tabela 6, a significativa elevação no parâmetro porcentagem de sódio trocável (PST) em A.E. final, quando comparada a A.E. inicial.

Avaliando os teores de potássio, cálcio e magnésio trocáveis, observa-se que, enquanto a relação K:Ca:Mg situou-se entre 1:21:20 e 1:15:13, em A.E. inicial e final respectivamente, na A.C., tal relação foi de 1:5:2.

Na Tabela 7, é possível observar que a matéria orgânica não se diferenciou estatisticamente ($T < 0,05$) entre os solos estudados, mas foi superior no sedimento do tanque de piscicultura.

A densidade no solo foi maior na A.E. inicial e na A.C., que foram estatisticamente superiores a densidade encontrada na A.E. final. A variação no pH foi significativa ($T < 0,05$) apenas na A.C., que teve uma característica ácida, diferente dos demais pontos que obtiveram características neutras. Ainda, na Tabela 7, é observado que a condutividade elétrica variou entre os três solos analisados, sendo a maior encontrada na A.E. final, muito superior a A.C..

Quanto a relação C:N, o sedimento do tanque de piscicultura (S. Pis.) teve uma relação de 13 e o sedimento do tanque pulmão (S. Pul.) uma relação de 24, sendo esta diferença estatisticamente comprovada ($T < 0,05$).

A Tabela 8 descreve o estoque dos íons de potássio, sódio, cálcio, magnésio e de nitrogênio total. Para este cálculo foram utilizados os dados de densidade do solo e levado em consideração o perfil analisado, 0 a 10 cm, e uma área de 10.000 m² (um hectare). Destaca-se o aumento ($T < 0,05$) na quantidade dos elementos de potássio, sódio, cálcio e magnésio e a diminuição na quantidade de nitrogênio.

Tabela 6 - Dados químicos do solo no início e no final do experimento em A.E. (área experimental), A.C. (área caatinga), sedimento do tanque de piscicultura (S. Pis.) e sedimento do tanque pulmão (S. Pul.), letras representam diferenças significativas (Tukey, 5%)

Ponto		C	N	P	S	K ⁺	Na ⁺	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Al	H+Al	SB	CTC	PST
		mg dm ⁻³				cmolc dm ⁻³					%			
A.E.	Início	24,3b	4,0a	15c	37c	0,15d	3,3c	3,2d	3,1b	0b	0,8b	9,7c	10,5c	31,3b
A.E.	Final	18,8c	2,5b	23c	137b	0,28bc	3,9b	4,2c	3,8b	0b	0,6b	12,2c	12,8c	43,4a
A.C.		55,7a	5,1a	4d	6d	0,34b	0,1d	1,6de	0,6c	0,3a	1,8a	2,6d	4,4d	1,8cd
S.Pis.		32,3ab	2,5b	2733a	145ab	0,55a	10,6a	170b	26a	0b	0,7b	207,1b	207,8b	5,1c
S.Pul.		25,4b	1,0bc	903b	171a	0,24bc	3,6b	315a	18a	0b	0,8b	336,8a	336,8a	1,1d

Tabela 7 - Dados físicos e químicos do solo no início e no final do experimento em A.E. (área experimental) e A.C. (área caatinga), sedimento do tanque de piscicultura (S. Pis.) e sedimento do tanque pulmão (S. Pul.), letras representam diferenças significativas (Tukey, 5%)

Ponto		Granulometria			M.O.	Ds	pH	C.E.
		Areia	Silte	Argila				
		g kg ⁻¹			kg dm ⁻³	mS m ⁻¹		
A.E.	Início	790	60	150	20b	1,49a	6,2a	2,36b
A.E.	Final	750	50	200	14b	1,31b	6,8a	4,01a
A.C.		790	60	150	22b	1,40a	4,7b	0,13c
S.Pis.		-	-	-	59a	-	6,5a	-
S.Pul.		-	-	-	36ab	-	6,6a	-

Tabela 8 - Quantidade de nutrientes contido no solo na área de 1 hectare, considerando a profundidade analisada de 0-10 cm, em A.E. (área experimental), letras representam diferenças significativas (Tukey, 5%)

Ponto	classe	N total	K⁺	Na⁺	Ca⁺²	Mg⁺²
kg ha ⁻¹						
A.E.	Inicial	60,04 a	58,55 b	758,41 b	640,70 b	387,40 b
A.E.	Final	32,35 b	109,25 a	899,97 a	839,71 a	475,53 a

5.2.1 Razões Isotópicas

Através dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ observa-se que na área experimental a composição isotópica do solo reflete a influência da incorporação de matéria orgânica produzida pela *Atriplex nummularia*, que é uma planta que segue o ciclo fotossintético do tipo C4 e possui um valor médio de $-13,7\text{‰}$. Por outro lado, na área de caatinga os valores de $\delta^{13}\text{C}$ do solo refletem a composição isotópica da vegetação nativa dominante. Conforme a profundidade aumenta, estes valores se equiparam, demonstrando a característica da ocupação vegetal da região anteriormente aos impactos antrópicos.

O nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) não demonstrou variação significativa nas duas áreas avaliadas.

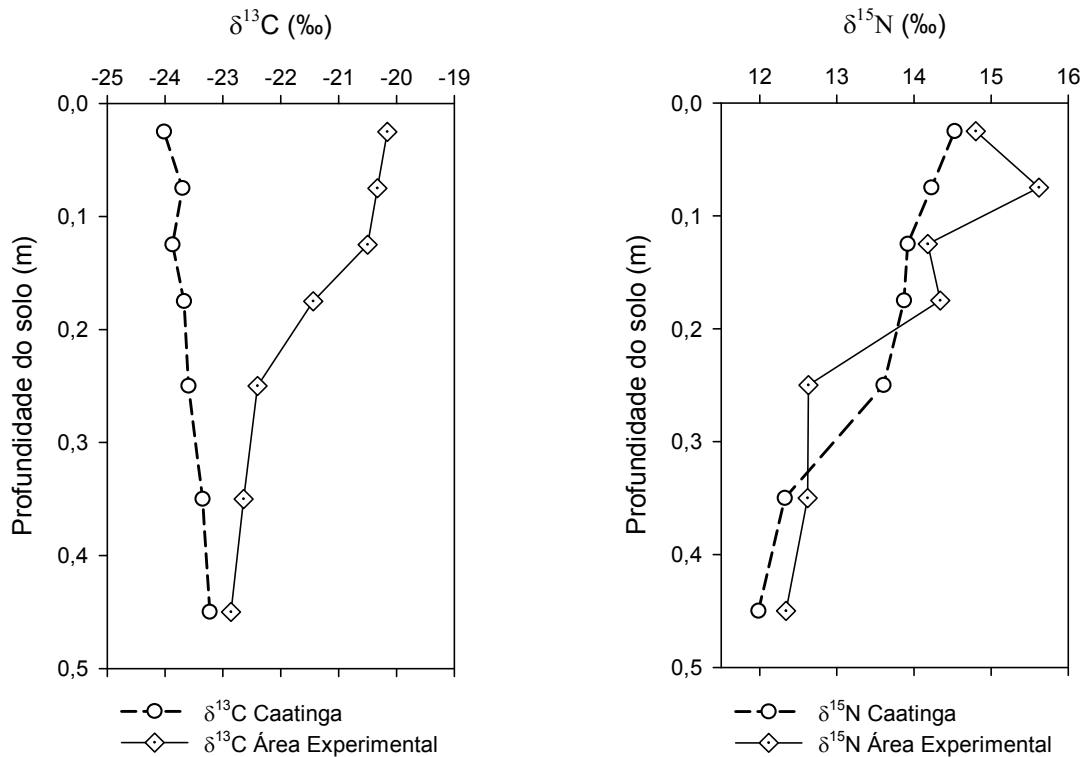


Figura 19 - Variação dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ em profundidade no solo na área experimental e na área de caatinga

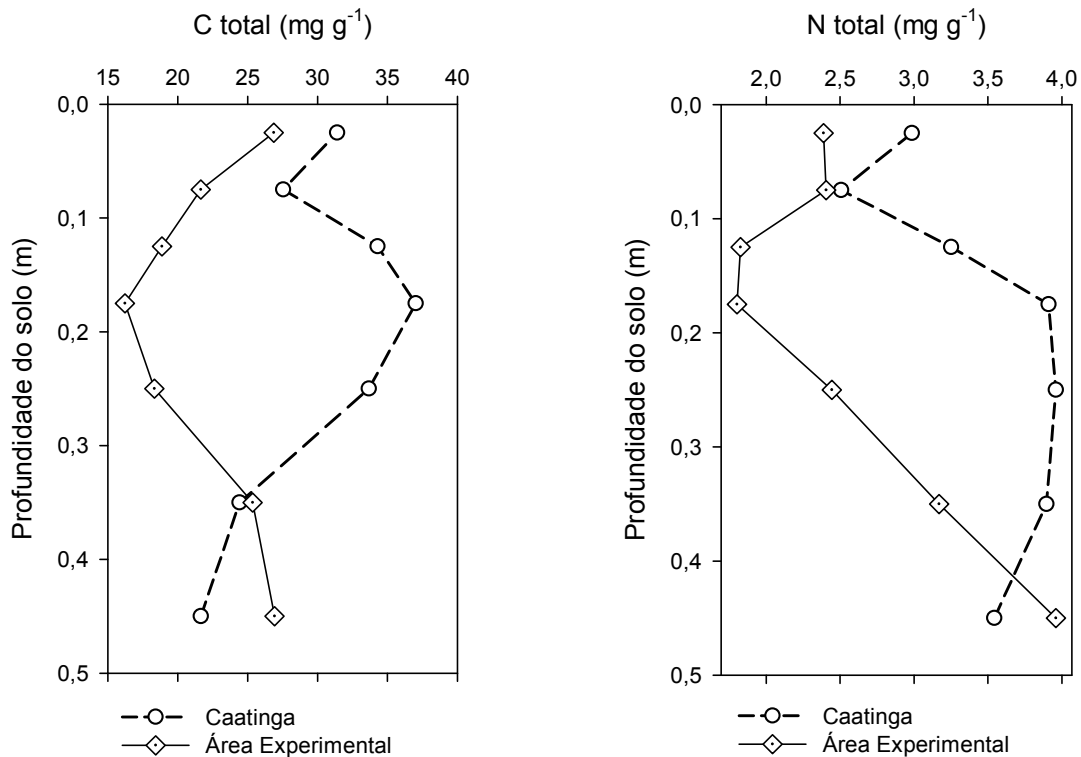


Figura 20 - Quantidade total de carbono e nitrogênio em profundidade no solo na área experimental e na área de caatinga

A Figura 20 mostra a variabilidade em profundidade na concentração de carbono nos dois solos, evidenciando que na A.E. esta quantidade é menor graças ao manejo que esta sofreu. Maiores quantidades de C e N foram encontradas na área de caatinga a uma profundidade de 0,2 metros.

5.3 Plantas

Os resultados e as estimativas por hectare, dos totais e de partes da planta, tanto na forma de matéria fresca como os correspondentes em matéria seca encontram-se na Tabela 9.

Foi encontrada uma média de massa úmida de 2,25 kg de folha e de 2,17 kg de galho por planta, que após secagem equivaleram a 0,66 kg e 1,20 kg respectivamente. Obtendo uma taxa de umidade de 71% nas folhas e 45% nos galhos, totalizando uma média de 1,86 kg de material seco por planta. Para estrapolar tal dado para uma área

de um hectare, foi considerado o espaçamento de produção da *Atriplex* de 1x1 (um metro entre plantas e um metro entre fileiras), o que resulta em 10.000 plantas por hectare, representando um total de 18,6 Mg de material vegetal seco por hectare por ciclo de seis meses de produção.

Tabela 9 - Rendimento médio das plantas de *Atriplex* sob irrigação e com espaçamento de 1x1 metro

	Por Planta (kg)		Por Hectare (kg)	
	Úmido	Seco	Úmido	Seco
Folha	2,25	0,66	22.500	6.598
Galho	2,17	1,20	21.750	12.034
Total (F+G)	4,42	1,86	44.250	18.632

Obs: n=10

Ainda foram realizadas análises químicas para a determinação média da quantidade de íons na folha e nos galhos da *Atriplex* para a determinação da concentração de sal retirada pela mesma do solo (Tabela 10).

Tabela 10 - Concentrações médias dos elementos nitrogênio, potássio, cálcio, magnésio e sódio nas folhas e nos galhos da plantas de *Atriplex*

	N total	K ⁺	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Na ⁺	Na:K
	g kg ⁻¹					
Folha	28,6	51,8	10,2	8,1	75,0	1,45
Galho	14,0	39,3	7,0	2,8	39,8	1,01
Total (F+G)	42,6	91,1	17,2	10,9	114,8	1,26

Obs: n=10

Conforme se observa na Tabela 10, aproximadamente 58,5% dos cátions absorvidos pela *Atriplex*, encontram-se nas folhas, é possível observar que o sódio é o cátion encontrado em maior quantidade nos tecidos da planta estudada.

O nitrogênio, assim como os outros íons contidos na Tabela 10, está acumulado em maiores quantidades nas folhas, sendo esta a parte utilizada para a realização do feno destinado a ovinocultura. A relação Na:K encontrada para a *Atriplex* foi de 1,26, considerando ambas estruturas avaliadas, folhas e galhos.

Tabela 11 - Quantidade dos elementos nitrogênio, potássio, cálcio, magnésio e sódio nas folhas e nos galhos da plantas de *Atriplex* por hectare

	N total	K⁺	Ca⁺²	Mg⁺²	Na⁺
	kg ha⁻¹				
Folha (F)	188,4	341,1	67,2	53,4	493,9
Galho (G)	168,4	472,6	83,6	33,7	478,7
Total (F+G)	356,7	813,7	150,8	81,0	972,7

Obs: n=10

A Tabela 11 representa a extrapolação dos dados encontrados para as plantas da *Atriplex* em uma área produtiva de um hectare, sendo 356,7 kg para o nitrogênio, e 813,7; 150,8; 81,0 e 972,7 kg para o potássio, cálcio, magnésio e sódio respectivamente.

5.3.1 Razões isotópicas

Na Tabela 12 encontram-se os valores de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, a porcentagem de nitrogênio e carbono e a relação C:N na folha e no galho da *Atriplex*. Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ sugerem que a *Atriplex* segue o ciclo fotossintético do tipo C4. Diferenças estatísticas ($T < 0,05$) foram encontradas entre folha e galho na razão isotópica do carbono e nas concentrações de nitrogênio e carbono. Observa-se a baixa relação C:N na folha (13,2) quando comparada ao galho (28,8).

Tabela 12 - Médias e desvio padrão das concentrações de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, percentual de nitrogênio e carbono e C:N nas estruturas folha e galho da *Atriplex*

	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	% N	% C	C:N
Folha	-14,9 ($\pm 0,3$)	14,8 ($\pm 0,5$)	2,6 ($\pm 0,5$)	33,4 ($\pm 0,7$)	13,2 ($\pm 2,9$)
Galho	-12,6 ($\pm 0,2$)	13,9 ($\pm 0,6$)	1,3 ($\pm 0,2$)	37,5 ($\pm 0,8$)	28,8 ($\pm 5,0$)

6 DISCUSSÃO

6.1 Água

O pH da água nos pontos analisados apresentou característica alcalina. O ponto C5 foi onde verificou-se a água mais alcalina do sistema, provavelmente devido a processos de oxiredução da matéria orgânica, realizados por atividades microbianas anaeróbias, que através de processos de equilíbrio dinâmico nesta faixa de pH torna disponível maiores concentrações de carbonatos e bicarbonatos.

A condutividade elétrica foi mais elevada no C3, pois esta água é o rejeito do processo de osmose reversa e possui uma concentração maior de sais, o ponto C2 teve diferença estatística em relação aos outros pontos, contendo baixas concentrações dos íons estudados, demonstrando a eficiência do processo de dessalinização.

Foi observado um aumento na concentração de cátions e da C.E. no C1 durante o período de chuvas, provavelmente tal fato ocorreu devido ao carregamento de íons pela água de chuva para dentro das fissuras onde o poço está localizado.

Quanto ao carbono em corpos hídricos, este é encontrado sob duas formas, inorgânica (CO_2 , HCO_3^- e CO_3^{2-}) e orgânica. As concentrações de carbono orgânico dissolvido (COD) (Figura 9) encontradas nos pontos analisados apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os grupos devido à adição de material orgânico proveniente da piscicultura nos pontos C4, C5 e C6.

Segundo Esteves (1998) e Baird (2002), a elevada concentração de COD pode estar relacionada com baixos valores de pH graças à interferência de ácidos orgânicos provenientes da decomposição da matéria orgânica. No entanto não foi este o resultado avaliado por este trabalho que verificou uma elevada concentração de COD e elevado pH nos pontos C4, C5 e C6, provavelmente causado pela elevação na fotossíntese, que resultou na retirada de CO_2 dissolvido na água, deslocando o equilíbrio iônico e aumentando o pH da água.

O carbono inorgânico foi encontrado em maiores quantidades no C1 e no C4, o que pode ser justificado pela característica da água do poço que está em contato com

rochas cristalinas e a mineralização do carbono orgânico, contido em elevadas concentrações no C4.

O sódio foi um elemento essencial neste estudo graças aos seus impactos no solo. Seu resultado foi avaliado pela concentração encontrada e também pela relação de adsorção do sódio (RAS) que, de acordo com classificação de Pizarro (1978), estas águas possuem média quantidade de sódio, sendo indicadas para uso restrito em solos com textura fina, o que não é o caso da área de estudo, sendo neste caso considerada uma água de baixa qualidade para irrigação neste local. A concentração do Na^+ teve diferença significativa entre o ponto C3 e os pontos C1, C4, C5 e C6, indicando um aumento na concentração deste elemento a partir de C3, possivelmente devido ao armazenamento da água neste reservatório que propicia a evaporação, concentrando o íon Na^+ .

Outro ponto importante quanto à ciclagem de nutrientes no sistema, é a variação na concentração do nitrogênio em suas diferentes formas. Este elemento é essencial para o crescimento vegetal e é absorvido pelas plantas na forma amoniacal (NH_4^+) e nítrica (NO_3^-), que são reduzidas para uma forma orgânica pelos microorganismos e pelas plantas, sendo a forma oxidada (nítrica) a utilizada predominantemente pelas plantas superiores (MALAVOLTA et al., 1974). Sendo assim, é importante que este elemento chegue em grande quantidade e nas formas acima citadas na área fertirrigada, para atender a um dos objetivos do PAD, de reduzir o uso de insumos com a utilização do rejeito dos tanques de piscicultura.

Nesta linha, foi encontrada uma elevada concentração de nitrato na água do poço (C1), provavelmente devido a dejetos de animais proveniente de um curral de bovinos localizado em uma área acima do poço em questão. Sendo encontrada uma mediana de 10,9 ppm, o que indica contaminação do aquífero. No entanto, conforme pode ser analisado na Tabela 4, a concentração do nitrato diminui ao longo do sistema, assim como a concentração do nitrogênio total, e, inversamente, aumenta a concentração de amônia. Este resultado indica uma perda de N no sistema.

Um motivo para esta perda de nitrogênio pode ser devido a desnitrificação, o qual transforma nitrato em N_2O e N_2 em águas com baixas concentrações de oxigênio. Esta característica foi observada no ponto C4, onde a concentração de oxigênio dissolvido

atingiu valores próximos a zero, levando a mortandade de alguns exemplares de peixes. A quantidade de amônio, por outro lado, se elevou graças aos dejetos dos peixes no C4, e, talvez pela fixação de nitrogênio na forma de N_2 por cianobactérias e pela inibição do processo de nitrificação na ausência do oxigênio.

Estes resultados remetem a uma das idéias centrais do PAD, a qual, a água que segue para a fertirrigação das plantas halófitas estaria suprindo tais plantas de nutrientes dentre eles o nitrogênio.

A diferença na classificação das águas em C1 (cloretada) e C3 (cálcica-magnésiana) sugere uma preferência de retirada de cálcio e magnésio pela membrana do dessalinizador utilizado neste trabalho.

Os resultados isotópicos indicam que a chuva ocorrida na área experimental foi isotopicamente pesada por ser uma das primeiras chuvas do período úmido no semiárido, caracterizada por grande quantidade de deutério e oxigênio-18, causado, provavelmente, pelo efeito continental e efeito de quantidade. Portanto, acredita-se que a água encontrada no poço estudado é uma possível mistura de águas recentes e paleoáguas, já que paleoáguas são derivadas de chuvas ocorridas há mais de 10.000 anos e possuem uma concentração de $\delta^{18}O$ menor que -5‰ (FRISCHKORN et al., 1984; GEYH et al., 1991), como encontrado em algumas amostras analisadas.

Segundo ANA (2005), as águas de poço da região semiárida são águas novas, diferentes dos resultados encontrados por este trabalho. Sendo o processo de intemperização lento (SANTIAGO et al., 2000) e a água encontrada em C1 uma mistura de paleoáguas com águas recentes, pode-se concluir que a salinização destas águas ocorreu tanto pelo intemperismo como durante o processo de infiltração da mesma, que carregou com si os sais disponíveis no solo.

Ainda quanto aos resultados isotópicos, foi observado um significativo fracionamento isotópico no processo de osmose reversa, como encontrado por Horita (2005). E um grande fracionamento na água em todos os pontos, ficando abaixo da reta meteórica, indicando elevada evaporação e respectivamente grande perda de água no sistema.

Vale destacar que os compartimentos C4 e C5 são reservatórios de características físicas idênticas, sendo que no tanque onde a amostra C4 foi retirada

existe a produção de piscicultura que pode interferir nos valores isotópicos quando comparados ao tanque C5, possivelmente devido à movimentação da água pelos peixes, misturando as águas mais profundas com as superficiais. O ponto C6 é a água destinada a fertirrigação e provém do fundo do tanque ($\pm 1,2$ metro) e não da superfície, ocorrendo um menor fracionamento isotópico por evaporação.

6.2 Solo

O carbono no solo foi encontrado em maiores concentrações na área de caatinga quando comparado a área experimental final possivelmente graças ao manejo efetuado na área de plantio, a qual foi irrigada e sofreu diversas interferências antrópicas. O elemento nitrogênio teve uma diminuição em sua concentração na A.E. final em relação a inicial, indicando elevado consumo deste elemento pela cultura plantada na área.

O fósforo teve uma concentração extremamente elevada no sedimento do tanque de piscicultura e no sedimento do tanque pulmão, indicando aporte deste elemento nestes pontos e demonstrando uma possível utilização deste material na agricultura. No entanto, o fósforo não teve diferença entre a área experimental inicial e final, mas obteve diferença quando comparada a A.C., tal fato ocorreu, possivelmente graças a adubação realizada na A.E. e a fertirrigação aplicada na cultura.

Assim como para a maioria dos elementos, o enxofre foi encontrado em elevadas concentrações nos sedimentos estudados e foi significativamente maior na A.E. que na A.C., que assim como o fósforo pode ter sido aplicado na área via adubação e fertirrigação.

O nível de K^+ não se diferenciou entre a A.E. final e a A.C., sugerindo uma estabilidade deste elemento no solo que não era esperada, já que os íons Na^+ e K^+ competem por um mesmo sítio de troca da argila, isto é quanto mais alta a porcentagem de sódio entre os cátions trocáveis, menor é a porcentagem dos sítios de troca pelo cálcio, magnésio e potássio (RAMOS et al., 2004).

O elemento responsável pela sodificação do solo (Na^+) foi significativamente superior na A.E. final, demonstrando um aporte deste elemento pela água de irrigação, assim como os outros íons. Destaque é dado a concentração elevada deste cátion no

sedimento da piscicultura. O cálcio foi acumulado na A.E., e, assim como o magnésio foi aplicado nesta área via fertirrigação, já que estes elementos foram encontrados em concentrações inferiores na A.C..

A concentração do H+Al e do pH na A.C. diferiram estatisticamente dos demais pontos, sendo encontrada uma relação entre estes fatores. Explicada por Singh et al. (1989), Dubey e Mondal, (1994) e Santos (1995), que atribuem a tal fato o deslocamento do hidrogênio (H) para camadas mais profundas, possibilitando a ocupação de parte dos sítios de troca por Na⁺ e OH⁻ proveniente da dissociação iônica da água; formando carbonatos e bicarbonatos, responsáveis pela alcalinidade, contribuindo para o aumento do pH na A.E..

Dentre os cátions trocáveis, pela sua valência e raio iônico hidratado, o sódio situa-se no último lugar quanto à seletividade de adsorção, o que é um fator favorável à sua substituição, pois, em condições de igualdade de concentração, é adsorvido na sobra de cargas após o preenchimento por H⁺ > Al⁺³ > Ca⁺² > Mg⁺² > K⁺ > NH₄⁺ > Na⁺. O hidrogênio é uma exceção, tem menor massa atômica, mas alta energia de adsorção, da ordem de quatro vezes a do cálcio e 17 vezes a do sódio (YAGODIN, 1984). No entanto, pelo desequilíbrio na concentração dos sais, o Na⁺ ocupou o sítio de troca dos outros cátions.

Todos os cátions, exceto o H⁺, tiveram um aumento significativo (T<0,05) quando comparados os solos da A.C. e da A.E.. Este aumento foi provavelmente provocado pelas altas concentrações de íons na água de qualidade inferior utilizada para irrigação (PIZZARRO, 1978).

Quando analisada a relação K:Ca:Mg no solo estudado, observa-se que existe um desbalanço iônico que se acentua com a aplicação do rejeito salino no solo, necessitando de uma correção do potássio trocável do solo para se estabelecer um equilíbrio em proporções mais adequadas para a maioria das culturas, situando a relação entre 1:9:3 e 1:25:5 (MALAVOLTA et al., 1993). No entanto, tal relação não segue o padrão quando as culturas utilizadas são halófitas, já que este tipo de planta pode substituir a absorção do elemento potássio pelo sódio (YENSEN, 2000).

Para o plantio da *Atriplex*, além da adubação, foi realizado um revolvimento superficial do solo na A.E., que, possivelmente foi responsável pela diminuição em sua

densidade (1,49 para 1,31 kg dm⁻³), e uma variação em suas características granulométricas. A C.E. sofreu um aumento na A.E. graças a fertirrigação com água de baixa qualidade ocorrida na área.

Quanto à relação C:N nos sedimentos, estes tiveram um resultado de 24 (S.Pis.) e 13 (S. Pul.), tal diferença pode ser atribuída a perda de nitrogênio pelo processo de denitrificação e volatilização em forma de NO.

Utilizando a classificação de Richards (1954), o solo da área experimental foi denominado de salino sódico por conter condutividade elétrica de 4,01 mS m⁻¹; pH igual a 6,8 e PST de 43,4%, e o da área de caatinga um solo normal, conforme visto na Tabela 2.

Na profundidade de 0,2 metros foi encontrada uma maior concentração de carbono e nitrogênio possivelmente pela concentração de raízes nesta profundidade.

6.3 Planta

Os dados de produtividade encontrados por este trabalho (37,2 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ material seco) foram superiores àqueles encontrados e citados por Porto e Araújo (1999), onde descrevem que a produção de matéria seca obtida em diversas partes do mundo tem variado de 2,8 a 15,3 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, englobando condições ambientais onde chovem 200 mm por ano até áreas irrigadas com água do mar ou rejeito proveniente da dessalinização de água salobra, mas estes dados são altamente influenciáveis pela qualidade do ambiente de cultivo (O'LEARY, 1986).

O íon de Na⁺ foi o elemento encontrado em maior quantidade nos tecidos da *Atriplex* (114,8 g kg⁻¹). Assim como observado por Porto et al. (2006) e Miyamoto et al. (1996), este trabalho também concluiu que a folha é a estrutura da planta que concentra a maior parte dos íons retirados do solo sendo a causa para este fato a formação de vesículas especiais na superfície dos tecidos da folhagem onde ocorre armazenamento e excreção dos sais.

A absorção dos íons pela *Atriplex* é elevada quando comparada com plantas glicófitas, o que demonstra seu valor ambiental como fitoremediadora de solos salinizados, assim como encontrado por Porto et al. (2006), Pereira et al. 2004 e

Azevedo et al. (2005). A relação Na:K nesta halófitas foi elevada (1,4) devido à grande concentração de sódio no solo, tal relação em culturas glicófitas se estabelece abaixo de 0,6 (BARKLA; PANTOJA, 1996). Em relação à razão Na:K verifica-se que estes elementos competem pelo mesmo sítio, e quanto mais alta a porcentagem de sódio entre os cátions trocáveis, menor é a porcentagem dos sítios de troca pelos demais cátions, sendo a relação Na:K em meios salinos tipicamente alta, significando que as halófitas conseguem absorver quantidades de K^+ mesmo na presença de excesso de Na^+ (EPSTEIN; BLOOM, 2006).

As características isotópicas do $\delta^{13}C$ indicam que a *Atriplex* é uma C4, no entanto, trabalhos previamente escritos ressaltaram o fracionamento isotópico do carbono decorrente do estresse salino em plantas halófitas (BOWMAN et al., 1989; FARQUHAR et al., 1982; MEINZER et al., 1994; MARICLE; LEE, 2006). Verificou-se um fracionamento isotópico entre as folhas e os galhos da *Atriplex* de aproximadamente 2,3 ‰.

6.4 Relação solo / água / planta

Considerando-se o volume de irrigação semanal de 15 litros por planta, um espaçamento de 1x1 m que resulta em 150.000 litros hectare⁻¹ semana⁻¹ e um período de cultivo de 33 semanas, ocorreu um depósito de água de 4.950.000 litros hectare⁻¹ durante o experimento. Levando em consideração os valores medianos de condutividade elétrica, e dos íons avaliados no rejeito estudado, estima-se que foi adicionado ao solo, um total de 8.020 Mg ha⁻¹ de sais.

De acordo com a Figura 21, a estimativa da quantidade de sal retirada pelo cultivo da *Atriplex nummularia* é de 2.024 Mg ha⁻¹, para uma água de irrigação com salinidade equivalente a 6,9 mS m⁻¹; portanto, para os tipos de água e manejo usados, a retirada de sais pela erva-sal correspondeu a 25,24% do total de sais aplicados pela água do rejeito.

Porto et al. (2001) computaram uma retirada de 1.145 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de sais, o que correspondeu à aplicação de 29.117 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de sais aplicados ao solo via irrigação com água de rejeito, a uma eficiência de extração de apenas 3,9%.

Vale ressaltar que este trabalho teve um desempenho melhor que o trabalho citado e sua duração foi de seis meses, e não um ano como o trabalho de Porto et al. (2001).

Tal resultado ainda é significativamente superior aos encontrados por Miyamoto et al. (1996) de 10% e por Porto et al. (2006) de 13,84%, utilizando um espaçamento de 4x4 m e 75 litros de efluente de piscicultura com C.E. média de 8,29 mS m⁻¹ por planta por semana.

Na Figura 21 podem ser observados as concentrações dos íons nitrogênio, potássio, cálcio, magnésio e sódio nos diferentes compartimentos do sistema.

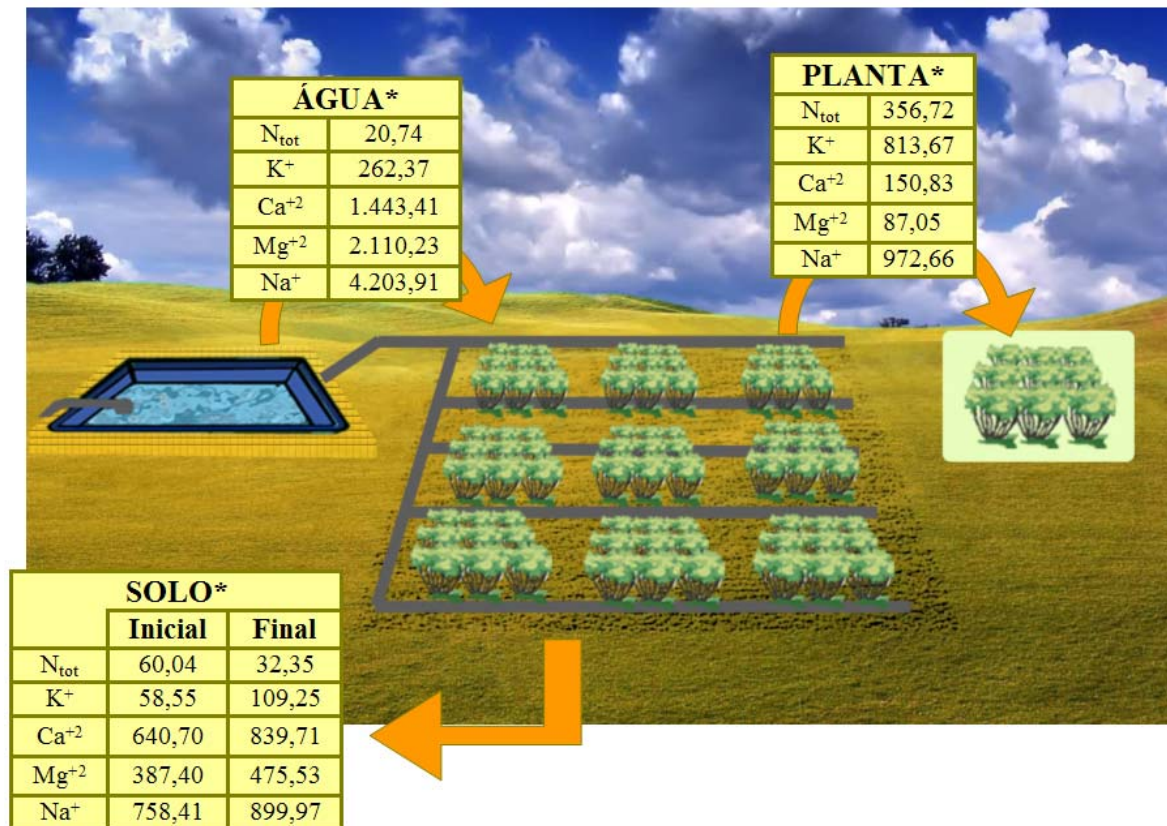


Figura 21 - Esquema da ciclagem dos cátions e do nitrogênio no sistema (kg ha⁻¹)
* kg ha⁻¹

A partir da Figura 21, pode-se concluir que existe um déficit de aproximadamente 300 kg ha⁻¹ de nitrogênio e que a *Atriplex* utilizou 581% a mais de nitrogênio do que foi aplicado o que demonstra a não sustentabilidade do sistema, já que a água da fertirrigação não está sendo suficiente para suprir as necessidades de nitrogênio das

plantas, exigindo assim, uma adição deste elemento em formas orgânicas ou minerais sempre que for realizado novo plantio.

O elemento potássio possuiu um aumento o que se acredita ser ocasionado pela adubação. Os outros elementos foram acumulados no solo e apresentaram uma eficiência de retirada pela *Atriplex* de 12,1, 4,3 e 23,9 % para cálcio, magnésio e sódio respectivamente, demonstrando uma eficiente retirada do íon sódio pela planta, cumprindo seu papel no sistema.

Apesar da retirada de sais pela *Atriplex*, ainda ocorreu um acúmulo destes cátions no solo, o que irá afetar toda sua estrutura física, qualidade química e biológica, como visto no item sobre a revisão bibliográfico do solo desta dissertação.

O enxofre não foi computado, porém, conforme discutido no item água, este elemento diminuiu ao longo do sistema, chegando no ponto C6 em baixa concentração, possivelmente, o sumidouro deste elemento esteja nos sedimentos dos tanques de piscicultura e pulmão, onde foi encontrada uma concentração elevada do enxofre.

Os sedimentos analisados possuem em sua formação elevadas concentrações de fósforo e enxofre, elementos fundamentais para a produção agrícola, sendo seu único problema a elevada concentração dos cátions, que se não ocorresse, tornaria este sub produto do sistema produtivo utilizável pela agricultura local.

Existem diferentes maneiras para contornar o problema da salinidade e tornar viável o aproveitamento de áreas salinas como o incentivo a inovações tecnológicas, capacitação dos pequenos e grandes agricultores na gestão do manejo da irrigação e adubação, uso de sistema de drenagem, correção do solo com produtos específicos, melhoramento genético de plantas para tolerar altas concentrações salinas e a domesticação de novas espécies de Halófitas para o uso, a chamada Halocultura (YESEN, 2000).

6.5 Propostas de melhorias

A existência de alta concentração iônica em solos e em águas são fenômenos que ocorrem em sua maior parte por motivos naturais. As incertezas quanto às mudanças climáticas do planeta coloca mais um obstáculo relacionado à salinidade, já

que com o aumento da temperatura aumenta-se respectivamente áreas desertificadas e impactadas pela alta concentração salina.

O problema da agricultura no semiárido pode ser minimizado através de uma colaboração internacional para o desenvolvimento de pesquisas regionais e globais de estratégias para a convivência com estas regiões, Yesen (2000) sugere os seguintes objetivos:

- Proteger glicófitas através da drenagem do solo e gestão adequada da cultura;
- Desenvolver variedades de culturas tradicionais resistentes à salinidade;
- Pesquisar espécies locais de halófitas;
- Introduzir halófitas exóticas após um estudo cuidadoso e avaliação de um ponto de vista ambiental.

O sistema produtivo utilizado pelo Programa Água Doce, e avaliado por esta dissertação, está no caminho certo da sustentabilidade, mas como ficou expresso no decorrer do trabalho, não é um sistema sustentável, já que mesmo com o plantio da *Atriplex nummularia*, as qualidades químicas e físicas do solo estão sendo alteradas para pior, ocorrendo um acúmulo de sais, principalmente o sódio, no perfil de 0-10 cm, e a quantidade de nutrientes que está sendo depositada pela fertirrigação não está suprimindo as necessidades das plantas para o elemento nitrogênio, como esperado pelo programa.

Outros problemas foram encontrados neste sistema, como a obrigatoriedade de seguir um padrão de instalação, sem levar em consideração características químicas e físicas do solo e da água onde o sistema é instalado, a profundidade do perfil do solo, o espaço disponível para a construção e a vazão do poço.

Assim, são sugeridas a seguir algumas propostas de melhorias com a intenção que estas sejam avaliadas pelos coordenadores do Programa Água Doce, e, se cabível, aplicadas no campo.

1) Flexibilização do sistema (comunicação pessoal, Hermes, EMBRAPA, 2011)

Na flexibilização do sistema propõe-se: realizar avaliações ambientais na área de instalação do PAD; avaliar qual a melhor membrana que deve ser utilizada no dessalinizador, dimensionar adequadamente os tanques de piscicultura; estabelecer

uma frequência de irrigação adequada a cada região; mesclar espécies halófitas e miohalófitas, buscando sempre uma espécie mais adaptada para a produção, consorciar a *Atriplex* com outras forrageiras resistentes a salinidade para a pastagem de ovinos e caprinos, e introduzir aeradores em tanques como o avaliado, para evitar a denitrificação e a perda de nitrogênio por volatilização.

2) Cuidados com o solo

Para tornar solos afetados por sais em solos produtivos, é oportuno que seja implantado um sistema de drenagem, seguida de uma lavagem do solo com lâmina de água de boa qualidade, o uso de plantas fitoremediadoras (halófitas); o cultivo de plantas tolerantes a salinidade (Halocultura); e o emprego de corretivos agrícolas, como o gesso agrícola por exemplo que pode ser utilizado em maior escala por ser facilmente encontrado, de boa eficiência e baixo custo (BARROSO et al. 2006).

3) Melhorias no processo de dessalinização

Existem diferentes formas de processar uma água salobra para transformá-la em uma água passível de consumo, cada forma consome uma dada quantidade de energia, e o conhecimento deste gasto deve ser levado em conta na hora de implantar um processo de dessalinização. O consumo energético de um dessalinizador é alto, em torno de 7,7 watt-hora L⁻¹, sendo este mais um *in put* no sistema, seria oportuno o desenvolvimento de um sistema de dessalinização utilizando energia solar na região semiárida brasileira, aproveitando suas características naturais, de poucos dias ao ano com tempo fechado.

7 CONCLUSÕES

Os dados encontrados durante o desenvolvimento deste trabalho permitiram concluir que:

- A água que abastece o sistema estudado é uma mistura de águas recentes com paleoáguas, sendo sua característica química definida como cloretada e classificada de baixa qualidade para irrigação segundo Pizzarro (1985).

- Os elementos encontrados em maiores concentrações na água foram o sódio e o cloreto.

- Os nutrientes apresentam uma dinâmica no sistema que não proporciona a deposição de todos os elementos necessários pelas plantas para a produção, já que ocorreu uma perda de 79% do nitrogênio no percorrer do sistema.

- A salinidade e sodicidade do solo aumentou durante o desenvolvimento do trabalho.

- Os sais aplicados via fertirrigação no solo o transformou de um solo salino em salino-sódico segundo classificação de Richards (1954).

- A capacidade de retirada dos íons do solo pela planta foi de 12,1% para o cálcio, 4,3% para o magnésio e 23,9% para o sódio.

- Considerando-se a incorporação de sais ao solo pela irrigação e sua retirada pela planta ocorreu uma eficiência de 25,24% do total incorporado.

- A *Atriplex* teve um rendimento de 18,6 Mg por hectare de material seco, em um ciclo de seis meses e irrigada com uma água contendo C.E. mediana de 6,9 mSm⁻¹.

- A *Atriplex nummularia* é uma C4 com característica isotópica de $\delta^{13}\text{C} = -13,7\text{‰}$, influenciando as características isotópicas da camada superficial do solo (até 25 cm).

- A membrana utilizada no sistema avaliado causou um fracionamento isotópico na água e tem preferência pela retirada dos íons de cálcio e magnésio.

- A água sofre elevada evaporação no sistema, com coeficiente angular de 4,078 sendo o da reta meteórica de 8.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Panorama da qualidade das águas subterrâneas no Brasil**. Brasília, 2005. 80 p.
- ALVES, J.N.; ARAUJO, G.G.L.; PORTO, E.R.; CASTRO, J.M.C.; SOUZA, L.C. Feno de Erva Sal (*Atriplex nummularia* Lindl.) e Palma Forrageira (*Opuntia ficus* Mill.) em dietas para Caprinos e Ovinos. **Revista Científica de Produção Animal**, Teresina, v. 9, p. 43-52, 2007.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th ed. Washington: American Water Works Association; Water Environment Federation, 2000. 546 p.
- AMEZKETA, E. Soil aggregate stability: a review. **Journal of Sustainable Agriculture**, Santa Cruz, v. 14, n. 2/3, p. 83–151, 1999.
- AMORIM, C.C.A.; PORTO, E.R.; ARAÚJO, O.J.; SILVA JÚNIOR, L.G.A.S. Alternativas de reuso dos efluentes da dessalinização por osmose inversa: evaporação solar e meio líquido para cultivo de Tilápia Koina (*Oreochromis* SP.). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001. Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: Sermograf - Artes Gráficas e Editora, 2001. 1 CD-ROM.
- AMORIM, M.C.C.; PORTO, E. R. Aspectos limnológicos do ambiente aquático de viveiros de piscicultura utilizando efluentes da dessalinização de água salobra no Semiárido brasileiro. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 30., 2006. Punta del este. **Anais...** Montevideo: AIDIS, 2006. 1 CD-ROM.
- AMORIM, M.C.C.; PORTO, E.R.; SILVA JÚNIOR, L.G.A.G.; LIBERAL, G.S. **Dessalinização por osmose inversa: um estudo de caso em Petrolina-PE**. Petrolina: Embrapa Semi-Árido, 1999. 15 p. (Embrapa Semi-Árido. Documentos, 149).
- ARAÚJO, S.A.M. **Respostas fisiológicas de *Atriplex nummularia* L. sob diferentes níveis de salinidade**. 2003. 54 p. Monografia (Graduação) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2003.
- ASA BRASIL. **Articulação no Semi-Árido Brasileiro**. 2010. Disponível em <<http://www.asabrasil.org.br/>>. Acesso em: 06 set. 2010.
- AZEVEDO, C.M.S.B.; PEDROSA, G.P.; MEDEIROS, J.F.; NUNES, G.H.S. Uso de *Atriplex nummularia* na extração de sais de solos irrigados com efluentes salinos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9, p. 300-304, 2005. Suplemento.
- BAIRD, C. **Química ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2002. 622 p.

BALKS, M.R.; BOND, W.J.; SMITH, C.J. Effects of sodium accumulation on soil physical properties under an effluent - irrigated plantation. **Australian Journal of Soil Resources**, Collingwood, v. 36, p. 821-830, 1998.

BARKLA, B.J.; PANTOJA, O. Physiology of ion transport across the tonoplast of higher plants. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, Palo Alto, v. 47, p. 159-184, 1996.

BARROSO, D.D.; ARAÚJO, G.G.L.; PORTO, E.R.; PORTO, F.R. Produtividade e valor nutritivo das frações forrageiras da erva-sal (*Atriplex nummularia*) irrigada com quatro diferentes volumes de efluentes da criação de Tilápia em água salobra **Revista Agropecuária Técnica**, Areia, v. 27, n. 1, p. 43-48, 2006.

BOEGLI, W.J.; THULLEN, J.S. **Eastern municipal water district treatment/saline vegetated wetlands pilot study: final report**. Hampton: Water Treatment Technology, 1996. 116p. (Program Report, 16).

BOWMAN, W.D.; HUBICK, K.T.; CAEMMERER, S.V.; FARQUHAR, G.D. Short-term changes in leaf carbon isotope discrimination in salt- and water-stressed C4 grasses. **Plant Physiology**, Waterbury, v. 90, p. 162-166, 1989.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria n 518/GM, 2004**: norma de qualidade de água para consumo humano. Brasília, 2004.

_____. Ministério da Integração Nacional. **Projeto de Transposição de Águas do Rio São Francisco para o Nordeste Setentrional**. Brasília, 2000. 10 v.

_____. **Nova delimitação do semiárido brasileiro**. Brasília, 2005. 35 p.

BRINCK, E.; FROST, C. Evaluation of amendments used to prevent sodification of irrigated fields. **Applied Geochemistry**, Aberystwyth, v. 24, p. 2113-2122, Sept. 2009.

BROWN, J.J.; GLENN, E.P.; FITZSIMMONS, K.M.; SMITH, S.E. Halophytes for the treatment of saline aquaculture effluent. **Aquaculture**, Stirling, v. 175, p. 255-268, 1999.

BURGOS, N.; CAVALCANTI, A.C. **Levantamento detalhado de solos da área de sequeiro do CPATSA, Petrolina-PE**. Brasília: EMBRAPA, 1990. 2 v. + 3 mapas. Escala: 1:7:500. (Boletim de Pesquisa, 38).

CAMPECHE, D.F.B.; PAULINO, R.V.; LIMA, V.T.; PORTO, E.R.; RIBEIRO, R.P.; GOMES, P.C. Desempenho e variabilidade genética de linhagens de tilápia cultivada em água salobra. In: CONGRESSO NORDESTINO DE PRODUÇÃO ANIMAL, 5., 2008, Aracaju. **Anais...** Aracaju: Editora Ufersa, 2008. 1 CD-ROM.

CARVALHO, O.; OLIVEIRA, J.B. **A desertificação no Brasil e no nordeste brasileiro. Programa de combate à desertificação - Programa Proágua Semi-árido Antidesertificação**. Brasília: MI. SIH & MMA. SRH. CTC, set. 2006. 19 p. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/rn/wp-content/files/2009/05/ADESERTIFICAONOBRAILENONORDESTEBRASILEIRO.pdf>>. Acesso em: 20 nov. 2010.

CIRILO, J.A. Integração das águas superficiais e subterrâneas. In: CIRILO, J.A.; CAMPELO NETO, M.S.; MONTENEGRO, S.M.G.L. (Org.). **O uso sustentável dos recursos hídricos em regiões semi-áridas**. Recife: ABRH; Editora Universitária UFPE, 2008. p. 508.

CLARK, I.; FRITZ P. **Environmental isotopes in hydrogeology**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1997. 328 p.

COMITÊ DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS PIRACICABA, CAPIVARI E JUNDIAÍ. **Plano de Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá para o Quadriênio 2008-2011**” Piracicaba: SHS Consultoria e Projetos de Engenharia, 2008. 662 p.

COMPANHIA DE PESQUISA E RECURSOS MINERAIS. **Perspectivas do meio ambiente do Brasil**: uso do subsolo. Rio de Janeiro, 2002. 54 p.

_____. **Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea**. Diagnóstico do Município de Petrolina Recife, 2005. 47 p. Disponível em: <<http://www.cprm.gov.br/rehi/atlas/pernambuco/relatorios/PETR119.pdf>>. Acesso em: 20 mar. 2008.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 357 de 15 de março de 2005**. Brasília, 2005.

COSTA, W.D.; CIRILLO, J.A.; ABREU, H.F.G.; COSTA, M.R.. Monitoramento das barragens subterrâneas no Estado de Pernambuco. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE ABRH/LARHISA, 5., 2000, Natal. **Anais...** Recife: Editora Universitária UFPE, 2000. 1 CD-ROM.

CRAIG, H. Isotope variations in meteoric waters. **Science**, New York, v. 133, p. 1702-1703, 1961a.

_____. Standard for reporting concentrations of deuterium and oxygen-18 in natural waters. **Science**, New York, v. 233, n. 3467, p. 1833-1834, 1961b.

CRUCIANI, D.E. **A drenagem na agricultura**. São Paulo: Nobel, 1980. 337 p.

CUNHA, A.P.; ARAUJO, G.G.L.; PORTO, E.R.; SOUZA, C.M.S. de, LIMA, V.S.; DANTAS, F.R.; ASSIZ, C.M.; ALVES, J.N. Consumo voluntário dos nutrientes de dieta composta por melancia forrageira (*Citrullus lanatus*) e feno da erva sal (*Atriplex nummularia*) por caprinos e ovinos. In: CONGRESSO NORDESTINO DE PRODUÇÃO ANIMAL, 3., 2004, Campina Grande. **Anais...** Campina Grande: SNPA, 2004. 1 CD-ROM.

DANSGAARD, W. Stable isotopes in precipitation. **Tellus**, Denmark, v. 16, p. 436-468, 1964.

DAVIS, J.G.; WASKOM, R.M.; BAUDER, T.A.; CARDON, G.E. **Managing sodic soils**. Colorado State University, 2007. Disponível em: <<http://www.ext.colostate.edu/pubs/crops/00504.pdf>>. Acesso em: 20 dez. 2009.

DONAHUE, R.L. **Soils**: an introduction to soils and plant growth. 2nd ed. New Jersey: Prentice-Hall, 1968. 363 p.

DRAKE, B.G. Photosynthesis of salt marsh species. **Aquatic Botany**, Gainesville, v. 34, p. 167-180, 1989.

DUBEY, S.K.; MONDAL, R.C. Effect of amendments and saline irrigation water on soil properties and yields of rice and wheat in a highly sodic soil. **Jornal of Agricultural Science**, New York, v. 122, p. 351-357, 1994.

DUCATTI, C. Aplicação dos isótopos estáveis em aqüicultura. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 36, p. 1-10, 2007.

ELLSWORTH, P.Z.; WILLIAMS, D.G. Hydrogen isotope fractionation during water uptake by woody xerophytes. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 291, p. 93-107, 2007.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro, 1997. 212 p.

EPSTEIN, E.; BLOOM, A. **Nutrição mineral de plantas**: princípios e perspectivas. 2. ed. Londrina: Editora Planta, 2006. 403 p.

ESSINGTON, M.E. **Soil and water chemistry**: an integrative approach. Boca Raton: CRC Press, 2004. 448 p.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

FARQUHAR, G.D.; BALL, M.C.; CAEMMERER, S.V.; ROKSANDIC, Z. Effect of salinity and humidity on $\delta^{13}\text{C}$ value of halophytes – evidence for diffusional isotope fractionation determined by the ratio of intercellular/atmospheric partial pressure of CO_2 under different environmental conditions. **Oecologia**, Berlin, v. 52, p. 121-124, 1982.

FELHENDLER, R.; SHAINBERG, I.; FRENKEL, H. Dispersion and hydraulic conductivity of soils in mixed solution. In: INTERNATIONAL CONGRESS OF SOIL SCIENCE, 10., 1974, Moscow. **Proceedings...** Moscow: Nauka Pub. House, 1974. p. 103–112.

FLOWERS, T.J.; COLMER, T.D. Salinity tolerance in halophytes. **New Phytologist**, Lancaster, v. 179, p. 945-963, 2008.

FRENKEL, H.; GOERTZEN, J.O.; RHOADES, J.D. Effects of clay type and content exchangeable sodium percentage, and electrolyte concentration on clay dispersion and soil hydraulic conductivity. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 42, p. 32–39, 1978.

FRISCHKORN, H.; TORQUATO, J.R.; SANTIAGO, M.F. Medidas isotópicas em aquíferos profundos na região centro-leste do Paiuí. In: CONGRESSO BRASILEIRO ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 3., 1984, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: Livraria Editora Ciências Humanas, 1984. p. 42-51.

FURTADO, F.N. **Aproveitamento de rejeitos de dessalinizadores de água na irrigação de *Atriplex nummularia* Lindl (erva sal)**. 2002. 98 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2002.

GARLICK, G.D.; WEDEPOHL, K.H. **Handbook of geochemistry**. Berlin: Springer-Verlag, 1969. v. 8B, 442 p.

GAT, J.R.; MAZOR, E.; TZUR, Y. The stable isotope composition of mineral waters in the Jordan rift valley, Israel. **Journal of Hydrology**, Columbus, v. 7, n. 3, p. 334-352, 1969.

GEYH, M.A., STUTE, M.; FRISCHKORN, H.; SANTIAGO, M.M.F. **Contribuição para a história climática do nordeste do Brasil**. 20 anos de Cooperação Científica Tecnológica Brasil - República Federal da Alemanha. São Paulo: Ed. KFA, 1991.

GINÉ-ROSIAS, M.F.G. **Determinação espectrofotométrica simultânea de nitrato e nitrito em águas e solos por injeção em fluxo contínuo**. 1979. 70 p. Dissertação (Mestrado em Química na Agricultura e no Ambiente) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1979.

GLENN, E.P.; BROWN, J.J. Effects of soil salt levels on the growth and water use efficiency of *Atriplex canescens* (Chenopodiaceae) varieties in drying soil. **American Journal of Botany**, Saint Louis, v. 85, n. 10, p.10-16, 1998.

GRASSHOFF, K.; EHRHARDT, M.; KREMLING, K. **Methods of seawater analysis**. New York: Verlag Chemie, 1983. 419 p.

GURGEL, H.C. **Projeto de gestão do rejeito do dessalinizador para o consórcio piscicultura/forragicultura no distrito de Juá, Ceará.** 2006. Monografia (Graduação) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2006. 26 p.

GUY, R.D.; REID, D.M.; KROUSE, H.R. Shifts in carbon isotope ratios of two C 3 halophytes under natural and artificial conditions. **Oecologia**, Berlin, v. 44, p. 241-247, 1980.

HERRERA BONNILA, O.; TABOSA, J. N.; GALLINDO, F. A. T.; AZEVEDO NETO, A. D. de. **Atriplex: nova forrageira para solos salinizados no Semiárido nordestino.** Recife: IPA, 2000. 25 p.

HOLANDA, J.S.; VITTI, G.C.; SALVIANO, A.A.C.; MEDEIROS, J.D.F.; AMORIM, J.R.A.. Alterações nas propriedades químicas de um solo aluvial salino-sódico decorrentes da subsolagem e do uso de condicionadores. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, p. 387-394, 1998.

HORITA, J. Saline waters. In: AGGARWALL, P.K.; GAT, J.R.; FROELICH, K.F.O. (Comp.). **Isotopes in the water cycle: past, present and future of a developing science.** Dordrecht: Springer, 2005. p. 381.

HORSWELL, J.; SPEIR, T.W.; VAN SCHAİK, A.P. Bioindicators to assess impacts of heavy metals in the land applied sewage sludge. **Soil Biology Biochemistry**, Brisbane, v. 35, p. 1501–1505, 2003.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA Sistema IBGE de Recuperação Automática. **Banco de Dados Agregados.** 2008. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/pecua/default.asp>>. Acesso em: 12 maio 2009

KENDALL, C.; CALDWELL, E.A. Fundamentals of isotope geochemistry. In: KENDALL, C.; MCDONNELL, J.J. (Ed.). **Isotope tracers in catchment hydrology.** New York: Elsevier Science, 1998. p. 51-86.

KEREN, R. Salinity. In: SUMNER, M.E. (Ed.). **Handbook of soil science.** Boca Raton: CRC Press, 2000. p. G3–G25.

LACERDA, C.F. **Efeitos da salinidade no desenvolvimento e composição mineral do feijão-de-corda, *Vigna unguiculata (L) Walp* e utilização do Ca²⁺ como meio para minorar tais efeitos.** 1995. 87 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 1995.

LEAL, I.G.; ACCIOLY, A.M.A.; FREIRE, G.S.; MONTENEGRO, A.A.A.; FERREIRA, F.L. Fitorremediação de solo salino sódico por *Atriplex nummularia* e gesso de jazida. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v. 32, n. 3, p. 1065-1072, 2008. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v32n3/a15v32n3.pdf>>. Acesso em: 17 mar. 2009.

LEVY, G.J. Sodicity. In: SUMNER, M.E. (Ed.). **Handbook of soil science**. Boca Raton: CRC Press, 2000. p. G27–G63.

LIANG, Y.; NIKOLIC, M.; PENG, Y.; CHEN, W.; JIANG, Y. Organic manure stimulates biological activity and barley growth in soil subject to secondary salinization. **Soil Biology Biochemistry**, Brisbane, v. 37, p. 1185–1195, 2005.

LIANG, Y.C.; YANG, Y.F.; YANG, C.G.; SHEN, Q.Q.; ZHOU, J.M.; YANG, L.Z. Soil enzymatic activity and growth of rice and barley as influenced by organic matter in an anthropogenic soil. **Geoderma**, Tucson, v. 115, p. 149–160, 2003.

LIU, W.H.; ZHAO, J.Z.; OUYANG, Z.Y.; SOLDERLAND, L.; LIU, G.H. Impacts of sewage irrigation on heavy metal distribution and contamination in Beijing, China. **Environment International**, London, v. 32, p. 805–812, 2005.

MACHADO, C.J.F. **Modelagem geoquímica e de fluxos do sistema aquífero subterrâneo na bacia sedimentar do Araripe**. 2005. 157 p Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2005.

MALAVOLTA, E.; MURAOKA, T.; BOARETTO, A.E. **O solo como um meio para o crescimento das plantas**. Piracicaba: CENA, 1993. 47 p.

MALAVOLTA, E.; HAAG, H.P.; MELLO, F.A.; BRASIL SOBRINHO, M.C.O. **Nutrição mineral e adubação de plantas cultivadas**. São Paulo: Pioneira, 1974. 727 p.

MARICLE, B.R.; LEE, R.W. Effects of environmental salinity on carbon isotope discrimination and stomatal conductance in *Spartina* grasses. **Marine Ecology Progress Series**, Nordbunte, v. 313, p. 305–310, 2006.

MEINZER, F.C.; PLAUT, Z.; SALIENDRA, N.Z. Carbon isotope discrimination, gas exchange, and growth of sugarcane cultivars under salinity. **Plant Physiology**, Waterbury, v. 104, p. 521–526, 1994.

MENEZES, D.R.; ARAÚJO, G.G.L.; ALVES, J.N.; PEREIRA, L.G.R.; ARAÚJO, P.T.L. Degradabilidade ruminal da palma forrageira e do atriplex em bovinos. In: CONGRESSO NORDESTINO DE PRODUÇÃO ANIMAL, 5., 2008, Aracaju. **Anais...** Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2008. v. 3, 1 CD-ROM.

MENZEL, U.; LIETH, H. Halophyte database Vers.2.0. Halophyte uses in different climates. I: Ecological and ecophysiological studies. In: LIETH, M.; MOSCHENKO, M.; LOHMAN, H.-W. (Ed.). **Progress in biometeriology**. Dordrecht: H. Koyro and A. Hamdy Backhuys Publ., 1999. p. 77–88.

MIYAMOTO, S.; GLENN, E.P.; OLSEN, M.W. Growth, water use and salt uptake of four halophytes irrigated with highly saline water. **Journal of Arid Environments**, London, v. 32, n. 2, p. 141–159, 1996.

MONIZ, A.C. **Elementos de pedologia**. São Paulo: Universidade de São Paulo, 1972. 449 p.

MONTENEGRO, A.A.A.; MONTENEGRO, S.M.G. Aproveitamento sustentável de aquíferos aluviais no Semi-Árido. In: CABRAL, J.S.P.; FERREIRA, J.P.C.L.; MONTENEGRO, S.M.G.L.; COSTA, W.D. **Água subterrânea**: aquíferos costeiros e aluviões, vulnerabilidade e aproveitamento. Tópicos especiais em recursos hídricos. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 2004. v. 4, p. 365-392.

MORTIMORE, M. Is there a new paradigm of dryland development? **Annals of Arid Zone**, v. 42, p. 459-481, 2003. Disponível em: <<http://www.drylandsresearch.org.uk/>>. Acesso em: 08 jul. 2010

MUNNS, R.M.; TESTER M. Mechanism of salinity tolerance. **Annual Review of Plant Physiology**, Palo Alto, v. 59, p. 651-681, 2008.

NIU, X.; NARASIMHAN, M.L.; SALZMAN, R.A. ; BRESSAN, R.A.; HASEGAWA, P.M. NaCl regulation of plasma membrane H⁺-ATPase gene expression in a glycophyte and a halophyte. **Plant Physiology**, Rockville, v. 103 p. 713-718, 1993.

NOBRE, C.A.; SAMPAIO, G.; SALAZAR, L. Cenários de mudança climática para a América do Sul para o final do século 21. **Parcerias Estratégicas**, Brasília, n. 27, p. 19-42, 2008.

NOBRE, C.A.; OYAMA, M.D.; OLIVEIRA, G.S.; MARENGO, J.A.; SALATI, E. Impacts of climate change scenarios for 2091-2100 on the biomes of South America. In: CLIVAR INTERNATIONAL CONFERENCE, 2004, Baltimore. **Proceedings...** [S.l.: s.n.], 2004. p. 1-5.

O'LEARY, J.W. A critical analysis of the use of *Atriplex* species as crop plant for irrigation with highly saline water. In: AHMAD, R.; SAN PIETRO, A. (Ed.). **Prospects for biosaline research**. Pakistan: Karachi University, Botany Dept., 1986. p. 416-432.

OLIVEIRA, M. Classificação e extensão de solos afetados por sais. In: SIMPÓSIO MANEJO E CONTROLE DA SALINIDADE NA AGRICULTURA IRRIGADA, 1997, Campina Grande. **Anais...** Campina Grande: UFPB, 1997. p. 3-35.

PATHAK, H.; RAO, D.L.N. Carbon and nitrogen mineralization from added organic matter in saline and alkali soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Brisbane, v. 30, p. 695-702, 1998.

PEREIRA, S.V.; MARTINEZ, C.R.; PORTO, E.R.; OLIVEIRA, B.R.B.; MAIA, L.C. Atividade microbiana em solo do Semiárido sob cultivo de *Atriplex nummularia*. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, p. 757-762, 2004.

PIZARRO, F. **Drenaje agrícola y recuperacion de suelos salinos**. Fortaleza: Fundação Educacional do Estado do Ceará Editora, 1985. 466 p. (Agrícola Espanola, 542.).

PORTO, E.R. **Diagnóstico agropecuário do município de Petrolina**. Petrolina: Prefeitura Municipal de Petrolina, 2002. 55 p.

PORTO, E.R.; ARAÚJO, G.G. **Uso da erva sal (*Atriplex nummularia*) como forrageira irrigada com água salobra**. Petrolina: Embrapa Semi-Árido, 2000. 17 p. (Circular Técnica, 53).

PORTO, E.R.; AMORIM, M.C.C. de; ARAÚJO, O.J. **Potencialidades da erva-sal (*Atriplex nummularia*) irrigada com o rejeito da dessalinização de água salobra no semi-árido brasileiro como alternativa de reutilização**. Petrolina: Embrapa Semi-Árido, 2004. 8 p.

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

PORTO, E.R.; AMORIM, M.C.C. de; ARAÚJO, O.J.; SILVA JÚNIOR, L.G.A. Aproveitamento dos rejeitos da dessalinização. In: SIMPÓSIO SOBRE CAPTAÇÃO DE ÁGUA DE CHUVA NO SEMI-ÁRIDO BRASILEIRO, 1997, Petrolina. **Anais...** Petrolina: Embrapa Semi-Árido, 1997. v. 1, p. 51-57.

PORTO, E.R.; AMORIM, M.C.C.; DUTRA, M.T; PAULINO, R.V.; BRITO, L.T.L.; MATOS, A.N.B. Rendimento da *Atriplex nummularia* irrigada com efluentes da criação de tilápia em rejeito da dessalinização de água. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 1, p. 97-103, 2006.

PORTO, E.R.; ARAÚJO, O.; ARAÚJO, G.G.L.; AMORIM, M.C.C.; PAULINO, R.V.; MATOS, A.N.B. **Sistema de produção integrado usando efluentes da dessalinização**. Petrolina: Embrapa Semiárido, 2004. 28 p. (Documentos, 187).

PUPISKY, H.; SHAINBERG, I. Salt effects on the hydraulic conductivity of a sandy soil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 43, p. 429–433, 1979.

QADIR, M.; GHAFOOR, A.; MURTAZA, G. Amelioration strategies for saline soils: a review. **Land Degradation and Development**, Swansea, v. 11, p.501–521, 2000.

QASIM, M.; GULZAR, S.; SHINWARI, Z.K.; AZIZ, I.; KHAN, M.A. Traditional ethnobotanical uses of halophytes from hub, Balochistan. **Pakistan Journal of Botany**, Pakistan, v. 42, n. 3, p. 1543-1551, 2010.

RAMOS, J.; LÓPEZ, M.J.; BENLLOCH, M. Effect of NaCl and KCl salts on the growth and solute accumulation of the halophyte *Atriplex nummularia*. **Plant and soil**, Amsterdam, v. 259, p. 163-168, 2004.

RHOADES, J.D.; INGVALSON, R.D. Macroscopic swelling and hydraulic conductivity properties of four vermiculite soils. **Soil Science of Society America Journal**, Madison, v. 33, p. 364–369, 1969.

RHOADES, J.D.; KANDIAH, A.; MASHALI, A.M. **The use of saline waters for crop production**. Rome: FAO, 1992. 133 p. (Irrigation and Drainage Paper, 48)

RICHARDS, L.A. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington, USDA, 1954. 160 p. (Handbook, 60).

ROWELL, D.L.; PAYNE, D.; AHMAD, N. The effect of the concentration and movement of solutions on the swelling, dispersion and movement of clay in saline and alkali soils. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 20, p. 176–188, 1969.

RUZICKA, J.; HANSEN, E.H. **Flow injection analysis**. New York: John Wiley, 1981. 130 p.

SALATI, E.; DALL'OLIO, A.; MATSUI, E.; GAT, J.R. Recycling of water in the Amazon Basin: an isotopic study. **Water Resources Research**, São Francisco, v. 15, n. 5, p. 1250-1258, 1979.

SANTIAGO, M.M.F.; FRISCHKORN, H.; MENDES FILHO, J. Mecanismos de salinização em águas do Ceará, Rio Grande do Norte e Piauí. In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1.; CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11., 2000, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. 1 CD-ROM.

SANTOS, R.V. **Correção de um solo salino-sódico e absorção de nutrientes pelo feijoeiro vigna (*Vigna unguiculata* (L.) WALD)**. 1995. 120 p. Tese (Doutorado em agronomia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiróz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1995.

SARDINHA, M.; MULLER, T.; SCHMEISKY, H.; JOERGENSEN, R.G. Microbial performance in soils along a salinity gradient under acidic conditions. **Applied Soil Ecology**, Stillwater, v. 23, p. 237–244, 2003.

SAS INSTITUTE. **The SAS System 9.00 (TS MO) for Windows**. Cary, USA. 2002.

SHAINBERG, I.; LEVY, G.J. Physical–chemical effects of salts upon infiltration and water movement in soils. In: WAGENET, R.J. (Ed.). **interacting processes in soil science**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1992. p. 38–93. (Advances in soil Sciences).

SHAINBERG, I.; RHOADES, J.D.; PRATHER, R.J. Effect of low electrolyte concentration on clay dispersion and hydraulic conductivity of a sodic soil. **Soil Science of Society America Journal**, Madison, v. 45, p. 273–277, 1981a.

_____. Effect of mineral weathering on clay dispersion and hydraulic conductivity of sodic soils **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 45, p. 287–291, 1981b.

SILVA, A.B. **Caracterização isotópica e balanço hídrico nos reservatórios de França e de São José do Jacuípe**. 2007. 100 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade Federal de Brasília, Brasília, 2007.

SILVA, C.M.M.S.; VIEIRA, R.F.; OLIVEIRA, P.R. Salinidade, sodicidade e propriedades microbiológicas de Argissolo cultivado com erva-sal e irrigado com rejeito salino. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 10, p. 1389-1396, 2008 Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/pab/v43n10/18.pdf>>. Acesso em: 18 maio 2009.

SILVA, M.S.L.; KLAMT, E.; CAVALCANTI, A.C.; KROTH, P.L. Adensamento subsuperficial em solos do semi-árido: processos geológicos e/ou pedogenéticos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrônômica e Ambiental**, Campina Grande, v. 6, n. 2, p. 314-320, 2002.

SINGH, B.R.; AGARWAL, A.S.; KANEHIRO, Y. Effect of chloride salts on ammonium nitrogen release in two Hawaiian soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 33, p. 557–568, 1969.

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

SOLORZANO, L. Determination of ammonia in natural waters by the phenol-hypochlorite method. **Limnology and Oceanography**, Canmore, v. 14, p. 799–801, 1969.

SOUTO, J.C.R.; ARAUJO, G.G.L.; SILVA, D.S. da; MOREIRA, J.N.; PORTO, E.R.; MEDEIROS, A.N. Desempenho de ovinos alimentados com dietas contendo níveis crescentes de feno de erva sal (*Atriplex nummularia* Lindl.). **Revista Ciência Agrônômica**, Fortaleza, v. 36, p. 376-381, 2005.

SOUTO, J.C.R.; ARAUJO, G.G.L.; SILVA, D.S. da; PORTO, E. R.; TURCO, S.H.N.; COSTA, R.G. Consumo e digestibilidade de nutrientes de dietas para ovinos, com diferentes níveis de feno de erva sal (*Atriplex nummularia* Lindl.). **Revista Ciência Agrônômica**, Fortaleza, v. 35, p.116-122, 2004.

SOUZA, C.M.S. de; ARAUJO, G.G.L.; CUNHA, A.P.; DANTAS, F.R., LIMA, V.S. de; PORTO, E.R. Digestibilidade aparente dos nutrientes do feno da erva sal (*Atriplex nummmularia* lindl.) em caprinos e ovinos In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 43., 2006, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: SBZ, UFPB, 2006. 1 CD-ROM.

SUASSUNA, J. A pequena irrigação no Nordeste: algumas preocupações. **Revista Ciência Hoje**, São Paulo, v. 8, n. 104, p. 38-43, out.1994.

SUMNER, M.E. Sodic soils: new perspectives. In: NAIDU, R.; SUMNER, M.E.; RENGASAMY, P. (Ed.). **Australian Sodic soils: distribution, properties and management**. Melbourne: CSIRO, 1995. p. 1–34.

SUPERINTENDÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE. **O Nordeste Semiárido e o polígono das secas**. 2004. Disponível em: <<http://www.sudene.gov.br>>. Acesso em: 20 mar. 2008.

TEDESCHI, A.; DELL'AQUILA, R. Effects of irrigation with saline waters, at different concentrations, on soil physical and chemical characteristics **Agricultural Water Management**, Auckland, v. 77, p. 308–322, 2005.

TEWARI, V.P.; ARYA, R. Degradation of arid rangelands in Thar Desert, India: a review. **Arid Land Research and Management**, Philadelphia, v. 19, p. 1-12, 2005.

THOMAS, D.S.G.; MIDDLETON, N.J. **Desertification: exploding the myth**. Chichester: Wiley, 1994. 194 p.

UNITED NATIONS. **Convention to combat desertification**. Disponível em: <<http://www.unccd.int/>>. Acesso em: 10 set. 2010.

VOLKMAN, H. **Utilização de rejeito de dessalinizador como meio de cultura alternativo para cultivo de *Arthrospira (Spirulina) platensis***. 2006. 102 p. Dissertação (Mestrado em Ciências dos Alimentos) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

WAY, K.; FANO, L.; SOTT, M.R.E.; THEW, K. Nuclear data. In: NATIONAL BUREAU OF STANDARDS. **A collection of experimental values of halofites, radiation energies, relative isotopic abundances, nuclear moments and cross-sections**. Washington, 1950. p. 2-22. (Circular, 499).

WICHERN, J.; WICHERN, F.; JOERGENSEN, R.G., Impact of salinity on soil microbial communities and the decomposition of maize in acidic soils. **Geoderma**, Tucson, v. 137, p. 100–108, 2006.

YAGODIN, B.A. **Agricultural chemistry**. Moscow: Mir Publishers, 1984. 375 p.

YESEN, N.P. New horizons in the use of saline resources. **Natural Resource Management**, special issue, p. 4-8, June 2000. Disponível em: <www.soil-water.org.au>. Acesso em: 15 out. 2009.

YENSEN, N.P.; BEDELL, J.L. Consideration for the selection, adaptation, and application of halophyte crops to highly saline desert environments as exemplified by the long-term development of cereal and forage cultivars of *Distichlis* spp. (POACEAE). In: LIETH, H.; MASOOM, A. (Ed.). **Toward the rational use of highly salinity tolerant plants**. Dordrecht: Kluwer Academic, 1993. v. 2, p. 305–313.

YUAN, B.C.; LI, Z. Z., LIU, H.; GAO, M.; ZHANG, Y.Y. Microbial biomass and activity in salt affected soils under arid conditions. **Applied Soil Ecology**, Aberystwyth, v. 35, p. 319–328, 2006.

ZHU, J.K. Cell signaling under salt, water and cold stresses. **Current Opinion in Plant Biology**, Corvallis, v. 4, p. 401-406, 2001.