

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

POTENCIAL FITOREMEDIADOR DA *Atriplex nummularia* EM SOLOS SALINIZADOS
E SODIFICADOS PELO REÚSO DE EFLUENTES DE ESGOTOS TRATADOS NA
AGRICULTURA

HUMBERTO CARLOS TAVERA QUIROZ

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento
Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a
obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

Porto Alegre, Setembro de 2009

“La vida es una tómbola de noche y de día”

Manu Chao

Dedico este trabalho a minha família pelo amor e apóio incondicional nesta e em outras etapas da minha vida. Nunca senti saudades de vocês porque sempre estiveram do meu lado.

Dedico este trabajo a Mami Carmen (qepd)gracias por todo.

APRESENTAÇÃO E AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi desenvolvido no Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, sob a orientação do Prof. José Antônio Saldanha Louzada.

Inicialmente quero agradecer ao meu orientador, o Prof. José Antônio Louzada pelo apoio constante durante a realização deste trabalho. Também quero agradecer às pessoas que estiveram presentes em todo este processo, entre elas:

Ao CNPq pela bolsa de estudo concedida;

Aos secretários, Nadir e Andreas, grandes pessoas, pela colaboração sempre atenciosa nestes dois anos que estive no IPH;

Ao Adriano, Fausto, Demétrius, Daniel e o Frederico, grandes pessoas, grandes amigos;

Aos Professores Antônio Benetti, David Marques, Luiz Monteggia, Walter Collischonn, Carlos Andrés Mendes, Oswaldo de Oliveira e Beatriz Camaño, dos quais aprendi muitas coisas além das acadêmicas;

Aos meus colegas da turma 2007, em especial ao Felipe Leal, o Cassiano e a Karina, quem desde a minha chegada a Porto Alegre me ajudaram enormemente no processo de adaptação, além de ensinar-me algo de português;

Ao Alex Correia, cuja colaboração em todas as etapas do projeto foi fundamental, posso admitir sem problemas que sem sua ajuda, as coisas teriam sido mais complicadas;

Aos alunos da área de saneamento, planejamento e hidrologia do IPH, pela ajuda e colaboração em todos os momentos;

Ao grupo de motoristas do IPH;

Aos Laboratórios de Análises de Solos da UFRGS e da UFSM pela realização das

análises químicas e físicas do solo;

A minha grande amiga Leidy e aos demais colombianos, Carlos, Johe, Adriana, Wendy, Dayana, Mónica, Camilo, Juan Camilo, Mario, María, Jaime, Paulita, Angélica, Javier e aos colombianos honorários Felipe e Tony. Realmente não tenho palavras para agradecer por tudo que me ensinaram;

Aos engenheiros Beatriz Rueda e Jorge Restrepo na Colômbia, cujo apoio desde o início foi fundamental;

Finalmente agradeço a todas aquelas pessoas que me ajudaram durante estes dois anos e pouco que morei aqui em Porto Alegre, e ao povo brasileiro em geral, por mostrar-me as melhores coisas que possui seu país.

RESUMO

O reúso de efluentes de esgotos domésticos na irrigação de culturas representa uma alternativa adequada na gestão dos recursos hídricos devido ao fornecimento de nutrientes e água em quantidades suficientes para o desenvolvimento das culturas, porém, também pode introduzir impactos negativos ao solo, em parte, potencializados pela irrigação contínua ao longo do tempo. O maior efeito está relacionado com o aumento da salinidade e sodicidade. Uma alternativa para mitigar este impacto, é o uso de espécies vegetais extratoras e acumuladoras de sais que estão presentes no solo. Neste trabalho avaliaram-se as alterações nas propriedades químicas de um planossolo (disposto em 36 vasos, 18 isolados da chuva e dos ventos e 18 expostos a eventos climáticos) irrigado durante dois meses (junho-julho) com efluente de esgoto tratado por um reator UASB + lagoa de polimento. Posteriormente, avaliou-se o desempenho da espécie halófito *Atriplex nummularia* na remoção de sais e cátions acumulados no substrato (agosto 2008 – fevereiro 2009), monitorando o comportamento da condutividade elétrica, sódio, potássio, cálcio, magnésio e pH (no extrato do solo) e pH, condutividade elétrica e sódio trocável no percolado dos vasos. Durante a fitorremediação, foram aplicados além do efluente utilizado na etapa anterior (tratamento 3), efluente de um sistema UASB (tratamento 2) e água potável (tratamento 1). Também foi avaliado o comportamento das características físicas do solo mediante a determinação das curvas de retenção de água no início e final do experimento. A irrigação com o efluente do sistema UASB + lagoa de polimento incrementou significativamente o teor de sódio ao mesmo tempo em que diminuiu as concentrações de cálcio e magnésio; incrementando em até 30 % o percentual de sódio trocável (PST), indicando a sodificação da camada superficial (0-20 cm) dos substratos. O pH e a condutividade elétrica (indicadores da salinidade do solo quando atingem valores inferiores a 8,5 e superiores a 4 dS m⁻¹, respectivamente) aumentaram sem atingir valores críticos. As condições de maior acumulação de sais e cátions apresentaram-se nos vasos que não estiveram expostos às variáveis climáticas. Com respeito à etapa de fitorremediação, as eficiências na remoção de sódio estiveram acima de 85% (em ausência de chuva) e fora da estufa valores entre 30 – 45% para os tratamentos 2 e 3 e acima de 80% para o tratamento 1. Resultados que mostram o melhor desenvolvimento da planta na ausência de chuvas e ventos fortes. Já os efeitos sobre as características físicas das amostras não foram estatisticamente significativos ($\alpha = 0.01$), provavelmente pelo curto tempo de duração do experimento. Os resultados em geral, evidenciaram o potencial da *Atriplex nummularia* na fitorremediação de solos irrigados com efluentes de esgotos tratados.

Palavras-chaves: reúso de esgotos, sodificação, salinização fitorremediação, *Atriplex nummularia*.

ABSTRACT

Wastewater reuse in crops irrigation represents a good alternative in the water resources management because it supplies nutrients and water in sufficient amount to guarantee the growing of cultures, but also can affect negatively the soil due to the constant irrigation along time. The worst effect is related to the increase of the soil salinity and sodium content. An option to mitigate this effect is to use varieties of vegetable species that can extract or accumulate salt. This study researched the changes in the chemical properties of a Plano soil (distributed in 36 pots, 18 protected of rains and winds and 18 exposed them), irrigated over two months (June – July) with secondary treated wastewater from an anaerobic reactor/maturation pond. Besides that, it was studied the performance of the halophyte *Atriplex nummularia* in removing salts and cations accumulated in the soil (August 2008 – February 2009), by measuring from the soil extract samples: the behavior of electrical conductivity, sodium, potassium, calcium, magnesium and pH; and from the pots leachate: pH, electrical conductivity and exchangeable sodium. During the phytoremediation process, besides the wastewater effluent used in the first stage (treatment 3), there were also applied wastewater effluent from an UASB reactor (treatment 2) and potable water (treatment 1). Also, it was studied the behavior of soil's physical characteristic measuring water retention curves at the beginning and end of the experiment. Irrigation with the secondary treated wastewater from an anaerobic reactor/maturation pond increased significantly soil's sodium concentration, and simultaneously, it decreased calcium and magnesium concentrations in the soil; augmenting the Exchangeable Sodium Percentages (ESP), thus indicating the sodification of soil superficial layer (0 – 20 cm). The values of pH and electrical conductivity (soil salinity indicators when reaching values below 8,5 and over 4 dS m⁻¹, respectively) increased, but did not reach critical values. The pots not exposed to environmental conditions presented greater salts and cations concentrations accumulated on top soil. Phytoremediation stage efficiencies were higher than 85% (in the absence of rain) and between 30 and 45% (in the presence of rain) for applied treatments 2 and 3, respectively; and more than 80% for the applied treatment 1. These results showed that the plant performance is better in the absence of rain and strong winds. The changes on the physical characteristics were statistically non-significant ($\alpha = 0.01$), probably because of the short duration of the experiment. The results in general, showed the potential of the *Atriplex nummularia* in phytoremediation processes of wastewater-irrigated soils.

Keywords: wastewater reuse, sodification, salinization, phytoremediation, *Atriplex nummularia*

SUMÁRIO

LISTA DE QUADROS	IX
-------------------------	-----------

LISTA DE ABREVIATURAS	XII
------------------------------	------------

1. INTRODUÇÃO	1
1.1. JUSTIFICATIVA	2
1.2. OBJETIVOS	4
1.2.1. OBJETIVO GERAL	4
1.2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
2.1. ANTECEDENTES DE REÚSO DE EFLUENTES DE ESGOTOS TRATADOS NO CAMPO AGRÍCOLA	5
2.2. BENEFÍCIOS E RISCOS DO REÚSO DE EFLUENTES DE ESGOTOS TRATADOS NA AGRICULTURA	7
2.3. CRITÉRIOS TÉCNICOS DE APLICAÇÃO DE ESGOTOS EM ATIVIDADES DE REÚSO AGRÍCOLA	8
2.4. EFEITOS SOBRE AS PROPRIEDADES QUÍMICAS DO SOLO PELA APLICAÇÃO DE EFLUENTES DE ESGOTOS TRATADOS	10
2.5. EFEITOS SOBRE AS PROPRIEDADES DE TRANSPORTE E ARMAZENAMENTO DA ÁGUA NO SOLO PELO REÚSO DE EFLUENTES DE ESGOTOS TRATADOS	16
2.6. ALTERAÇÃO DA VOCAÇÃO AGRÍCOLA DO SOLO E EFEITO SOBRE AS CULTURAS	21
2.7. FITORREMEDIÇÃO DE SOLOS SALINOS, SÓDICOS E SALINO-SÓDICOS	23
2.7.1. PRESSÃO PARCIAL DE CO ₂ (PCO ₂) NA RAIZ	25
2.7.2. LIBERAÇÃO DE PRÓTONS PELAS RAÍZES DAS PLANTAS	26
2.7.3. EFEITO FÍSICO DAS RAÍZES	27
2.7.4. ABSORÇÃO DE SAIS E SÓDIO PELA BIOMASSA DAS PLANTAS	27
2.8. CARACTERÍSTICAS DA ESPÉCIE VEGETAL <i>ATRIPLEX NUMMULARIA</i>	29
3. MATERIAL E MÉTODOS	33
3.1. LOCALIZAÇÃO DO EXPERIMENTO	33
3.2. ETAPAS DO EXPERIMENTO	34
3.2.1. SALINIZAÇÃO E SODIFICAÇÃO DO SOLO	34
3.2.2. SEMEADURA DE MUDAS DE <i>ATRIPLEX NUMMULARIA</i>	37
3.2.3. APLICAÇÃO DE TRATAMENTOS	38
3.3. COLETA DE DADOS, ANÁLISES DE LABORATÓRIO E PROCESSAMENTO ESTATÍSTICO	40

	viii
3.3.1. DADOS CLIMATOLÓGICOS	40
3.3.2. PARÂMETROS QUÍMICOS MONITORADOS NO SUBSTRATO	40
3.3.3. PARÂMETROS QUÍMICOS MONITORADOS NA ÁGUA DE IRRIGAÇÃO E NO PERCOLADO	41
3.1.1. ENSAIOS FÍSICOS DO SOLO.	41
3.1.2. INTERPRETAÇÃO DE RESULTADOS	42
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
4.1. CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DO SUBSTRATO E DA ÁGUA DE IRRIGAÇÃO DURANTE A PRIMEIRA ETAPA DO EXPERIMENTO	45
4.2. ALTERAÇÕES DAS PROPRIEDADES QUÍMICAS DO SUBSTRATO IRRIGADO APÓS A PRIMEIRA ETAPA	46
4.3. DESEMPENHO DA <i>ATRIPLEX NUMMULARIA</i> NA REMOÇÃO DA SALINIDADE E SODICIDADE DO SOLO	52
4.4. COMPORTAMENTO DA CURVA DE RETENÇÃO DA ÁGUA NOS SUBSTRATOS	64
5. CONCLUSÕES	69
6. RECOMENDAÇÕES	71
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	73
8. ANEXOS	79

LISTA DE QUADROS

QUADRO 2.1 - EXPERIÊNCIAS DE APLICAÇÃO DE ESGOTOS EM DIVERSOS USOS.	6
QUADRO 2.2 - BENEFÍCIOS E RISCOS DO REÚSO DE ESGOTOS NA AGRICULTURA.	8
QUADRO 2.3 - CRITÉRIOS DE QUALIDADE DA ÁGUA PARA REÚSO DE EFLUENTES DE ESGOTOS TRATADOS (USEPA).....	9
QUADRO 2.4 - DIRETRIZES PARA INTERPRETAR A QUALIDADE DE ÁGUA PARA IRRIGAÇÃO (USEPA)	9
QUADRO 2.5 - EFEITO DA RAS SOBRE TIPOS DE ARGILOMINERAIS.	15
QUADRO 2.6 - FATORES QUE DEFINEM A FORMA DA CURVA DE RETENÇÃO.	21
QUADRO 2.7 - REMOÇÃO DE SAIS E SÓDIO POR MANEJO DE BIOMASSA.	28
QUADRO 2.8 - VALORES NUTRICIONAIS DA <i>ATRIPLEX NUMMULARIA</i>	30
QUADRO 3.1 - CARACTERÍSTICAS DO SOLO ESTUDADO.	35
QUADRO 3.2 - CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DOS TRATAMENTOS APLICADOS (PERÍODO JULHO DE 2007 – FEVEREIRO 2008).....	39
QUADRO 3.3 - MÉTODOS QUÍMICOS UTILIZADOS NAS ANÁLISES QUÍMICAS DO SOLO.	40
QUADRO 3.4 - MÉTODOS QUÍMICOS UTILIZADOS NAS ANÁLISES QUÍMICAS DO PERCOLADO.....	41
QUADRO 4.1 - ALTERAÇÕES DOS PARÂMETROS QUÍMICOS NO SUBSTRATO APÓS A PRIMEIRA ETAPA.	48
QUADRO 4.2 - ANÁLISES DE VARIÂNCIA E CONTRASTES DE MÉDIAS DAS VARIÁVEIS QUÍMICAS DOS SUBSTRATOS APÓS O PROCESSO DE FITORREMEDIAÇÃO.	56
QUADRO 4.3 - RESUMO DO BALANÇO DE MASSA DE SÓDIO	62
QUADRO 4.4 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS DADOS DAS CURVAS DE RETENÇÃO	65
ANEXO 7.1 - CURVAS DE RETENÇÃO DAS AMOSTRAS	80
ANEXO 7.2 - VOLUMES APLICADOS NOS VASOS.....	81
ANEXO 7.3 - ANÁLISES QUÍMICAS DAS AMOSTRAS DE SOLOS	82
ANEXO 7.4 - SÓDIO ADICIONADO NA APLICAÇÃO DOS TRATAMENTOS DENTRO DA ESTUFA	83
ANEXO 7.5 - SÓDIO PERCOLADO DOS VASOS DENTRO DA ESTUFA	83
ANEXO 7.6 - SÓDIO ACUMULADO NO SUBSTRATO DOS VASOS DENTRO DA ESTUFA	83

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 2.1 - CLASSIFICAÇÃO DA SALINIDADE E SODICIDADE DE SOLOS	13
FIGURA 2.2 - EFEITO DO SÓDIO NA PERMEABILIDADE DE UM SOLO.	14
FIGURA 2.3 - CURVA DE RETENÇÃO DE UM SOLO FONTE: MARTINS (2005).....	19
FIGURA 2.4 - CURVA DE RETENÇÃO TÍPICA PARA DIFERENTES SOLOS	20
FIGURA 2.5 - ILUSTRAÇÃO DOS MECANISMOS CONSIDERADOS DENTRO DA FITORREMEDIAÇÃO DE SOLOS SÓDICOS	26
FIGURA 2.6 - <i>ATRIPLEX NUMMULARIA</i> USADA NA ALIMENTAÇÃO DE OVELHAS NA AUSTRÁLIA.	30
FIGURA 2.7 - USOS ECONÔMICOS E AMBIENTAIS DA ESPÉCIE <i>ATRIPLEX NUMMULARIA</i>	31
FIGURA 3.1 - LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DO EXPERIMENTO.	33
FIGURA 3.2 - ETAPAS PRINCIPAIS DO PROJETO.....	34
FIGURA 3.3 - DETALHE DOS VASOS COM SUBSTRATO	36
FIGURA 3.4 - DISTRIBUIÇÃO DOS VASOS NO EXPERIMENTO	36
FIGURA 3.5 - VOLUMES DE TRATAMENTOS APLICADOS	37
FIGURA 3.6. MUDAS DE <i>ATRIPLEX NUMMULARIA</i>	38
FIGURA 3.7 - DELINEAMENTO ESTATÍSTICO DO EXPERIMENTO	39
FIGURA 3.8 - PERCOLADO DO VASO UTILIZADO PARA ANÁLISES QUÍMICAS	42
FIGURA 4.1- VARIÁVEIS CLIMÁTICAS MEDIDAS DENTRO DA ESTUFA.....	46
FIGURA 4.2 - VARIÁVEIS CLIMÁTICAS REGISTRADAS FORA DA ESTUFA	47
FIGURA 4.3 - EFEITO DA IRRIGAÇÃO NAS VARIÁVEIS QUÍMICAS DO SUBSTRATO APÓS A PRIMEIRA ETAPA	48
FIGURA 4.4 - VALORES MÉDIOS DE CÁTIOS APORTADOS PELA ÁGUA DE IRRIGAÇÃO DURANTE A ETAPA 1	50
FIGURA 4.5 - ALTERAÇÕES NA CTC APÓS A ETAPA 1.	51
FIGURA 4.6 - APORTE DE CÁTIOS POR TRATAMENTO DURANTE A ETAPA DE FITORREMEDIAÇÃO.....	53
FIGURA 4.7 - <i>ATRIPLEX NUMMULARIA</i> EM DIVERSAS ETAPAS DO EXPERIMENTO.	54
FIGURA 4.8 - MUDAS DE <i>ATRIPLEX NUMMULARIA</i> INFLUENCIADAS PELO CLIMA.....	55
FIGURA 4.9 - EFEITO DO VENTO NO CAULE DAS PLANTAS	56
FIGURA 4.10 - REMOÇÃO DE SÓDIO PELA <i>ATRIPLEX NUMMULARIA</i>	58
FIGURA 4.11 - ALTERAÇÕES DA CTC DOS SUBSTRATOS DURANTE O EXPERIMENTO	59
FIGURA 4.12 - VALORES MÉDIOS DE PH NOS VASOS	60
FIGURA 4.13 - COMPORTAMENTO DO SÓDIO NO PERCOLADO DOS VASOS	61
FIGURA 4.14 - BALANÇO DE MASSA DE SÓDIO.....	62

FIGURA 4.15 - COMPORTAMENTO DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA NOS SUBSTRATOS	63
FIGURA 4.16 - COMPORTAMENTO DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA NO PERCOLADO	64
FIGURA 4.17 - CURVAS DE RETENÇÃO DE ÁGUA NOS SUBSTRATOS	65
FIGURA 4.18 - DIAGRAMA BOX PLOTS PARA VALORES DE SUÇÃO	66

LISTA DE ABREVIATURAS

CE = Condutividade elétrica medida em dS m^{-1} ;

CRT = Cloro residual total após contato por trinta minutos;

C_{ter} = média móvel de coliformes termotolerantes;

DBO = Demanda bioquímica de oxigênio (mg L^{-1});

K(θ) = Condutividade hidráulica em função da umidade;

Na_{removido} = Gramas de sódio removidas pela planta no balanço de massa;

Na_{adicionado} = Gramas de sódio adicionadas durante a etapa da fitorremediação;

Na_{AC-i} = Gramas iniciais de sódio acumuladas na matriz do solo. Sódio acumulado durante a primeira etapa do experimento;

Na_{AC-f} = Gramas finais de sódio acumuladas na matriz do solo;

Na_{percolado} = Gramas de sódio percoladas dos vasos;

PST = Percentual de sódio trocável

SST = Sólidos suspensos totais;

RAS = Razão de adsorção de sódio;

Solo inicial = Substrato de solo em condições naturais, sem aplicação de nenhum tratamento;

Tas = Rótulo dos vasos que foram salinizados e sodificados (em ausência de chuvas) mediante a aplicação de efluente de esgoto tratado num sistema UASB + lagoa polimento;

Pas = Rótulo dos vasos localizados fora da estufa que foram salinizados e sodificados mediante a aplicação de efluente de esgoto tratado num sistema UASB + lagoa polimento;

T_(x,y) ó P_(x,y) = Tratamentos sorteados para iniciar a etapa de fitorremediação. T significa ausência de chuvas e P presença de chuva. X é o tratamento (1 = água potável, 2 = UASB, 3 = UASB + lagoa de polimento); Y é o número da repetição (6 no total);

1. INTRODUÇÃO

Atualmente, a pressão sobre os recursos hídricos em todo mundo é amplamente discutida devido aos cenários futuros que podem acontecer em torno da disponibilidade da água frente às necessidades ambientais. No entanto, existe uma ampla faixa de mecanismos que podem ser usados para a diminuição da pressão sobre os recursos hídricos na irrigação de culturas. Um deles é a reciclagem de efluentes de esgotos tratados, os quais podem ser usados em vez de outras fontes naturais para a irrigação (Toze, 2006; Mantovi *et al.*, 2005).

Efluentes de reatores biológicos de tratamento de esgotos geralmente são produzidos em grandes volumes, os quais têm um efeito notável sobre o ambiente, quando não atingem os padrões de lançamento. Portanto, o reúso desta fonte de águas, pode ter um impacto significativo na redução dos impactos ambientais destes efluentes. Além disso, o reúso na irrigação reduz a quantidade de água requerida para as culturas, normalmente extraídas de fontes naturais com conflitos de uso (Coppola *et al.*, 2004; Toze, 2006; Hati *et al.*, 2007, Herpin *et al.*, 2007; Leal *et al.*, 2008).

Florêncio *et al.*, (2006) citam algumas vantagens do reúso de esgotos dentro das pesquisas desenvolvidas no âmbito do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB), entre as quais encontram-se: 1) alívio na demanda e preservação da oferta da água para usos múltiplos, 2) a reciclagem de nutrientes proporcionando uma economia significativa de insumos, 3) a recuperação de áreas improdutivas e degradadas, 4) redução do lançamento em corpos receptores.

Apesar das vantagens de reduzir a pressão sobre os recursos hídricos e algumas vezes os custos associados à compra de insumos, percebem-se efeitos associados a algumas características da água reutilizada, os quais podem ocasionar impactos sobre o ambiente no qual são usadas, por exemplo, o pH, oxigênio dissolvido e sólidos suspensos na alteração das condições químicas e microbianas do solo. Porém os mais importantes, especialmente para água de irrigação, são a concentração de cátions monovalentes (K^+ , Na^+ , B^+ , NH_4^+) e sais, os quais podem acumular-se em função do tempo de irrigação nas camadas superficiais do solo (Martinez, 1999; Mantovi *et al.*, 2005; Montes *et al.*, 2006; Gloaguen *et al.*, 2007; Mandal *et al.*, 2008).

O maior efeito do efluente nas propriedades físicas e hidráulicas do solo está relacionado à sua salinidade e sodicidade, que podem provocar alterações em suas propriedades físico-hídricas, dentre elas a condutividade hidráulica e porosidade total; responsáveis pelo movimento e armazenamento da água no solo.

A redução na infiltração e condutividade hidráulica é causada pelo bloqueio dos poros

com partículas finas de argila pela sua dispersão (So & Aylmore, 1993), ou seja, existe uma mudança na geometria dos poros. A diminuição da condutividade hidráulica na superfície do solo ocasionada pela dispersão é irreversível, devido à quebra da estrutura da argila nesta zona (Gloaguen, 2005). O decréscimo na condutividade hidráulica do solo pode resultar em graves problemas, como alagamentos ou escoamento superficial (Coppola *et al.*, 2004; Mandal *et al.*, 2008). Superfícies alagadas aumentam o fluxo preferencial de contaminantes através do solo, e o aumento no escoamento superficial pode provocar erosão e contaminação das águas de superfície (Gloaguen *et al.*, 2007). Os problemas no solo podem originar uma queda na produção agrícola, já que as raízes da maioria das culturas não conseguem absorver os nutrientes do solo. Portanto, existem ainda muitas incertezas em torno à aplicação de esgotos urbanos brutos ou tratados nos solos com fins agrícolas (Montavi *et al.*, 2005; Montes *et al.*, 2006, Salgot *et al.*, 2006; Toze, 2006).

O fenômeno da salinização e/ou sodificação do solo pela prática do reúso agrícola de efluentes de esgotos tratados normalmente não acontece por causa da aplicação instantânea do esgoto, já que normalmente estes apresentam condutividades elétricas menores que 1 dS/m (Qadir & Oster, 2004; Mantovi *et al.*, 2005; Montes *et al.*, 2006), e sim pelo acúmulo de sódio nas camadas superficiais do solo produto da continuidade da irrigação no tempo. Razão pela qual, se devem procurar alternativas que permitam minimizar os impactos no solo pelo acúmulo destes cátions e assim aumentar o nível de aceitação cultural, ambiental e econômica da prática do reúso de efluentes de esgotos tratados em regiões que apresentem altos índices de escassez hídrica ou mesmo em locais onde não se apresente esta condição, porém, pretende-se diminuir a pressão na demanda de água para uso na agricultura.

1.1. Justificativa

Dentro das espécies químicas associadas à salinidade ou sodicidade do esgoto bruto ou tratado, o sódio é um dos mais persistentes em água reutilizadas e um dos mais difíceis de remover, já que se precisa de tecnologias como torres de troca iônica ou membranas de osmose inversa para removê-lo do meio líquido; tecnologias que podem elevar os custos de investimento, operação e manutenção de uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) (Toze, 2006; Salgot *et al.*, 2006; Chernicharo *et al.*, 2006). Devido a que o custo de implantação de tecnologias para atingir o padrão de salinidade e sodicidade apropriado para a irrigação de culturas com efluentes de esgotos é muito alto, às vezes se precisa da aplicação de outros mecanismos que ajudem na sustentabilidade e aplicabilidade do reúso.

Em países como o México, Israel, Paquistão, Austrália e Índia; onde naturalmente se apresentam condições de salinidade e/ou sodicidade do solo em condições críticas (pH acima

de 8,5 e condutividade elétrica acima de 4 dS/m) pela baixa taxa de precipitação, o manejo deste fenômeno é controlado normalmente por métodos químicos como a aplicação de *gypsum* (gesso agrícola), ácido sulfúrico, entre outros; os quais ajudam a lixiviar as espécies químicas como o sódio ou o potássio. No entanto, a aplicação destes métodos às vezes atinge alto custo, quando a extensão de terra é grande, devido tanto à compra do produto como à sua aplicação, já que exige a utilização de equipamento especializado (Cerdeira *et al.*, 2007).

Uma solução que tem sido praticada nestes países, onde também a prática do reúso de efluentes de esgotos tratados e inclusive brutos é comum, com o aumento da salinidade e ou sodicidade natural do solo; está associada ao uso de espécies vegetais extratoras e acumuladoras de sais que estão presentes no solo. Essa técnica, geralmente denominada fitorremediação oferece várias vantagens econômicas e ambientais (aproveitamento de subprodutos, restauração de áreas degradadas, baixos custos de manutenção) e poderia ser uma solução prática ao problema da sustentabilidade da prática do reúso de esgotos na agricultura (Leal *et al.*, 2008; Qadir & Oster, 2004).

A utilização de culturas no melhoramento de solos salinos e/ou salino-sódicos representa uma alternativa econômica e sustentável, porque além de reduzir níveis críticos de sais e cátions no solo pode ser aproveitada para outras funções como a proteção contra a erosão do solo, melhoramento das propriedades físico-hídricas do solo, produção de combustíveis e produção de ração para animais (Glenn *et al.*, 1998; Schmeisky & Podlacha, 2000; Aganga *et al.*, 2003; Qadir & Oster, 2004; Cerdeira *et al.*, 2007; Qadir *et al.*, 2007).

Dentre as plantas fitorremediadoras, o gênero *Atriplex* vem se destacando em regiões semi-áridas por seu fácil estabelecimento, importante suporte protéico, produção constante de forragem e boa aceitabilidade pelo gado (Aganga *et al.*, 2003). A *Atriplex nummularia* pode ser utilizada como recurso forrageiro importante na complementação de dieta de ruminantes, graças ao seu valor nutritivo (em torno de 17 % de proteína) e alta digestibilidade (70 %) (Leal *et al.*, 2008). Pode ser utilizada também como planta ornamental no paisagismo e na floricultura e ainda apresenta taxas de absorção de sais solúveis que atingem 1,15 t há⁻¹ano⁻¹ de sais removidos (Porto *et al.*, 2001).

O objetivo deste trabalho é avaliar o potencial da espécie halófila *Atriplex nummularia* na diminuição do teor de sais (representadas pela condutividade elétrica) e do sódio trocável num planossolo característico do Estado do Rio Grande do Sul, durante a irrigação contínua com efluentes de esgotos tratados. Para isso, avaliar-se-á o comportamento das propriedades físicas do solo associadas ao armazenamento de água (representada pela curva de retenção de água) e as características químicas associadas com a salinidade e/ou sodicidade. Também, será levado em conta, os efeitos das condições climáticas tanto na

adaptação da planta como no comportamento do acúmulo e remoção de sais do solo.

1.2. Objetivos

O presente trabalho tem como premissa básica responder à seguinte pergunta: **é possível aumentar os níveis de sustentabilidade da tecnologia de reúso de efluentes de sistemas de tratamento de esgotos com fins agrícolas, diminuindo o efeito de sais e do sódio acumulados, através da fitorremediação utilizando a espécie halófito *Atriplex nummularia*?**

Com base no estabelecido previamente, os objetivos que se desejam atingir na presente dissertação são os seguintes:

1.2.1. Objetivo Geral:

Avaliar o potencial de *Atriplex nummularia* na fitorremediação de solos sodificados e/ou salinizados pelo reúso contínuo de efluentes de esgotos urbanos tratados na agricultura.

1.2.2. Objetivos Específicos:

- Analisar as alterações nas características químicas do solo devido à irrigação contínua com um efluente de esgoto tratado;
- Avaliar o efeito das condições climáticas sobre o desempenho do processo de fitorremediação de sais e sódio presentes num planossolo irrigado com efluentes de esgotos domésticos tratados;
- Avaliar o comportamento das propriedades físicas do solo relacionadas com o armazenamento de água em função do processo de adição e remoção de sais e de sódio acumulados.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Nesta seção apresenta-se uma revisão bibliográfica que inclui os principais conceitos relativos ao presente trabalho, assim como aspectos de investigações de outros autores, explicando de que forma serão adaptados e incorporados nesta dissertação.

2.1. Antecedentes de reúso de efluentes de esgotos tratados no campo agrícola

O rápido crescimento da demanda de água com alta qualidade junto com o contínuo aumento das restrições na oferta, tem acelerado a busca de novas fontes alternativas para a irrigação de culturas no mundo (Oron *et al.*, 1999). Fontes adicionais em regiões com limitadas fontes de água normalmente são efluentes de esgotos tratados ou em alguns casos brutos. Embora esta alternativa tecnológica não seja nova, muitos critérios técnicos ainda não estão completamente definidos, devido à heterogeneidade das comunidades usuárias. No entanto, muitos casos exitosos têm sido reportados em todo mundo. Alguns exemplos são:

- *Numa comunidade beduína*, localizada na região sudeste do Israel, principalmente no deserto de Negev, as autoridades israelenses implementaram um sistema coletor principal de esgotos. O sistema proposto tem a capacidade de produzir 175000 m³/ano de esgoto bruto, o qual é reusado principalmente para a recarga de aquíferos e para o uso na irrigação de culturas em estágios hidropônicos (Oron *et al.*, 1999).

- *No Paquistão*, o esgoto era reusado em locais perto das estações de tratamento do esgoto, usado normalmente sem ser tratado e sem ter em conta as restrições de crescimento de várias culturas. Normalmente as culturas cultivadas consistiam em vegetais incluindo algumas raízes como a cenoura. Esta prática é usada no país há mais de 35 anos. No ano 2000, o IWMI (International Water Management Institute) implementou pequenos projetos de reúso de esgotos em 12 cidades do sul do país visando reduzir o risco à saúde humana pelo contato direto com o esgoto sem tratar. Os resultados foram ótimos devido a que a comunidade beneficiada conserva em bom estado os esquemas de reúso construídos pelo IWMI (Ensink *et al.*, 2002).

- *Na Europa*, desde o início do século XIX, países como a Inglaterra e a Alemanha tem realizado reúso de esgotos não tratados. Atualmente países como a Espanha iniciaram este tipo de projeto com condições de salubridade controlada; na cidade de Almería está sendo executado um projeto de reúso de 15 hm³ ano⁻¹ de efluentes de esgotos tratados até um nível terciário para a irrigação de 3000 ha de cítricos e vegetais numa área conhecida como o Bajo Andarax (Pérez & Vallverdú, 2005).

- *No Estado de Califórnia (Estados Unidos)* este estado tem usado efluente tratado de esgotos desde o início do século 20. Em 1935, efluentes de 32 municipalidades irrigavam plantações com esgotos tratados. Este número elevou-se para 153 em 1977. Novos projetos foram desenvolvidos, destacando-se o de uso de esgotos tratados da área metropolitana de cidade de Monterey para irrigar plantações de brócolis, alface, couve-flor, aipo e alcachofra (Benetti, 2006).

- *No México*, no ano 1995 empregavam-se $102 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ de esgoto bruto para irrigar 256827 ha, sem controle nem supervisão sanitária. Isto, junto com a preferência dos usuários pelos esgotos sobre outras fontes de água, fez do reúso uma prática ordinária. Atualmente o país reusa efluentes de esgotos tratados nas áreas agrícola, industrial (resfriamento), irrigação de jardins, piscicultura, entre outros (Arreguín *et al.*, 1998). No Quadro 2.1, apresentam-se outros casos do reúso de esgotos para diversos usos.

Quadro 2.1 - Experiências de aplicação de esgotos em diversos usos.

Ano	Localidade	Aplicação de água de reúso
1890	Cidade do México, México	Cerca de $45 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ de esgotos sanitários, combinados a $10 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ de águas pluviais, são utilizadas em 80.000 ha, a 60 km da região metropolitana, organizados em perímetros irrigados, abastecidos por um complexo sistema de canais e reservatórios.
1929	Calcutá, Índia	Todo o esgoto bruto da cidade é utilizado em cerca de 4.400 ha de tanques de criação de peixes, a mais de 27 km ao leste da região metropolitana, alimentados por um complexo sistema de canais; algumas unidades produtivas são arrendadas pelo poder público, outras são propriedade privada ou operam em sistema de cooperativas. A produtividade alcança $1 - 1,4 \text{ t ha}^{-1}$ e responde por cerca de 10-20% do pescado comercializado na grande Calcutá.
1962	La Soukra, Tunísia	Irrigação com água de reúso para plantas cítricas e recarga de aquíferos para reduzir a intrusão de águas salinas na água subterrânea.
1968	Wiindhock, Namíbia	Sistema avançado de tratamento de esgoto para aumentar o abastecimento de água potável.
1969	Wagga, Austrália	Irrigação de campos esportivos, gramados e cemitérios.
1977	Região Dan, Tel Aviv, Israel	Recarga de águas subterrâneas por bacias; águas subterrâneas bombeadas são transferidas via sistema adutor com 100 km de extensão para irrigação irrestrita de culturas alimentares no sul de Israel.
1984	Tóquio, Japão	Reaproveitamento de água para descarga de vasos sanitários de 19 edificações em áreas metropolitanas.
1989	Costa Brava, Girona, Espanha	Irrigação de campos de golfe.

Adaptado de: Florêncio *et al.* (2006)

- *No Brasil*, o incremento no número de pesquisas nos últimos anos financiadas pelo Governo através do PROSAB (Programa de Pesquisas em Saneamento Básico) tem como objetivo integrar o melhoramento na produção dos padrões de qualidade do esgoto tratado nas práticas agrícolas e industriais como estratégia para a diminuição na pressão sobre os recursos hídricos.

Segundo Pinho *et al.*, (2008), o caso pioneiro de efetiva implantação de reúso num estado é o da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), para a qual o fornecimento de água de reúso já é uma realidade. Faz-se referência ao projeto da fábrica de Linhas Correntes, que utiliza a água proveniente do esgoto tratado pela empresa de saneamento, para lavagem e tingimento de seus produtos. Na agroindústria já se visualiza o grande potencial da água residuária. Na Bacia de Campos os grandes produtores da agroindústria açucareira já se utilizam dessa tecnologia.

No estado do Paraná, estudos apontam para as várias possibilidades de reúso dos efluentes gerados nas ETEs das bacias do Alto Iguaçu e Alto Ribeira, entre elas destacam-se o resfriamento industrial, irrigação agrícola e piscicultura. Um estudo realizado pela Companhia de Água e Esgoto de Brasília (CAESB) apresenta os sistemas em que a técnica de disposição no solo de efluentes tratados é aplicada. Porém, não ocorre a irrigação de culturas.

2.2. Benefícios e riscos do reúso de efluentes de esgotos tratados na agricultura

Desde o início da prática do reúso de esgotos não tratados nos Estados Unidos, existiu o receio dos impactos que poderiam ser ocasionados no meio ambiente e na saúde humana. Embora a existência de riscos fosse conhecida, isso não restringiu a tecnologia como alternativa eficaz no fornecimento tanto de nutrientes como da própria água para as diversas culturas nas regiões secas do Sul dos Estados Unidos, na fronteira com México. Na medida em que o uso desta tecnologia foi espalhando-se pelo mundo inteiro em países como Israel, Paquistão, México e outros na Europa; as pesquisas sobre os impactos provocados pela atividade foram aumentando. No Quadro 2.2 é apresentado um resumo das vantagens e limitações do reúso de esgotos nas práticas agrícolas.

Alguns dos riscos mencionados anteriormente são de curto prazo e variam quanto à severidade. Existem outros impactos de longo prazo, os quais incrementam-se com o uso continuado da água reciclada (como efeitos salinos no solo) (Tozé, 2006). Os efeitos sobre o solo ainda são objetos de pesquisas devido a ainda existirem incertezas em torno da dinâmica dos poluentes dissolvidos no esgoto dentro da matriz do solo.

Quadro 2.2 - Benefícios e riscos do reúso de esgotos na agricultura.

Aspecto	Benefício	Risco
Saúde humana	Projetos de reúso agrícola de esgotos permitiriam uma disposição adequada dos esgotos, sobretudo, em vilas e comunidades rurais. Diminuindo assim o contato direto da população e animais domésticos com o esgoto, reduzindo assim a taxa de doenças transmitidas por este meio.	<ul style="list-style-type: none"> - Presença de organismos patogênicos com alta incidência em índices de morbi-mortalidade em países do terceiro mundo. - Risco associado à presença de metais pesados. - Ainda existem incertezas sobre os efeitos de substâncias orgânicas presentes nos esgotos como hormônios, produtos farmacêuticos, entre outros, capazes de gerar problemas na saúde.
Recursos Hídricos	<ul style="list-style-type: none"> - Diminuição das cargas de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica em corpos de água. - Aumento no volume de recursos hídricos disponíveis para outros fins. - Possibilidade de recarga de aquíferos. 	Algumas substâncias presentes no esgoto podem sofrer alguma transformação química durante a passagem pelo solo e atingir através do escoamento corpos de água. Provocando reações que possam prejudicar a dinâmica dos ecossistemas presentes.
Solo	<ul style="list-style-type: none"> - Incremento na atividade metabólica de alguns microorganismos, aumentando a fertilidade do solo. 	<ul style="list-style-type: none"> - Acumulação de metais pesados. - Diminuição da condutividade hidráulica pelo aumento de cátions na estrutura química do solo e pelo acúmulo de biofilmes bacterianos na superfície.
Culturas	<ul style="list-style-type: none"> - Fornecimento de macro e micronutrientes essenciais para o crescimento da planta. - Garante-se o volume suficiente de água durante as secas. 	<ul style="list-style-type: none"> - Risco de intoxicação pelo acúmulo de substâncias nocivas nas camadas de solo provocando mudanças no metabolismo.
Economia local	<ul style="list-style-type: none"> - Redução de custos de produção de culturas pela diminuição de uso de fertilizantes químicos. - Aproveitamento de áreas degradadas. 	A falta de instrumentos jurídicos, econômicos e culturais aumentam ainda mais a barreira cultural frente ao consumo dos produtos.

Adaptado de: Florêncio *et al.* (2006), Salgot *et al.* (2006), Toze, (2006), Kim *et al.* (2006), Mantovi *et al.* (2005), Feng *et al.* (2005), Ensink *et al.* (2002), Arreguín *et al.* (1998)

2.3. Critérios técnicos de aplicação de esgotos em atividades de reúso agrícola

Devido aos impactos associados ao reúso de efluentes de esgotos tratados na agricultura em aspectos como a saúde humana, desenvolvimento de culturas e a poluição do solo e aquíferos; foi necessário que diversos órgãos a nível mundial tivessem que regulamentar esta atividade. Assim, procura-se planejar projetos de reúso de forma segura do ponto de vista sanitário, sustentável do ponto de vista ambiental e viável do ponto de vista de produção. Nos Quadros 2.3 e 2.4 é apresentado um resumo dos principais critérios de qualidade que devem seguir os efluentes de esgotos tratados destinados à fertirrigação de culturas, elaborados por Bastos & Bevilacqua (2006).

Quadro 2.3 - Critérios de qualidade da água para reúso de efluentes de esgotos tratados (USEPA)

Tipo de irrigação e cultura	Processo de tratamento	Qualidade do efluente
Culturas alimentícias não processadas comercialmente – Irrigação superficial ou por aspersão de qualquer cultura, incluindo culturas a serem consumidas cruas.	Secundário + filtração + desinfecção	pH 6 – 9 DBO ≤ 10 mg L ⁻¹ Turbidez ≤ 2 uT CRT ≥ 1 mg L ⁻¹ CTer ND Organismos patogênicos ND
Culturas alimentícias processadas comercialmente Irrigação superficial de pomares e vinhedos. Silvicultura e irrigação de áreas com acesso restrito ao público	Secundário + desinfecção	pH 6 – 9 DBO ≤ 30 mg L ⁻¹ SST ≤ 30 mg L ⁻¹ CRT ≥ 1 mg L ⁻¹ CTer ≤ 200/100 mL
Culturas não alimentícias Pastagens para rebanhos de leite, forrageiras, cereais, fibras e grãos.	Secundário + desinfecção	pH 6 – 9 DBO ≤ 30 mg L ⁻¹ SST ≤ 30 mg L ⁻¹ CRT ≥ 1 mg L ⁻¹ CTer ≤ 200/100 mL

Adaptado de: Bastos e Bevilacqua (2006)

Quadro 2.4 - Diretrizes para interpretar a qualidade de água para irrigação (USEPA)

Parâmetro	Restrição de uso			
	Nenhuma	Ligeira-moderada	Severa	
Salinidade				
CE (dS/m)	< 0,7	0,7 - 3,0	> 3,0	
SDT (mg/L)	< 450	450 - 2000	> 2000	
Infiltração (avaliada usando CE e RAS simultaneamente)				
	RAS	CE (dS/m)		
	0 - 3	> 0,7	0,7 - 0,2	< 0,2
	3 - 6	> 1,2	1,2 - 0,3	< 0,3
	6 - 12	> 1,9	1,9 - 0,5	< 0,5
	12 - 20	> 2,9	2,9 - 1,3	< 1,3
	20 - 40	> 5,0	5,0 - 2,9	< 2,9
Toxicidade de elementos químicos específicos				
Sódio (Na)				
	Irrigação superficial	< 3	3 - 9	> 9
	Irrigação por aspersão (mg/L)	< 70	> 70	-
Cloreto (Cl) (mg/L)				
	Irrigação superficial	< 140	140 - 350	> 350
	Irrigação por aspersão (mg/L)	< 100	> 100	-
Boro (B) (mg/L)				
		< 0,7	0,7 - 3	> 3
Bicarbonato (HCO₃) (mg/L)				
	Irrigação por aspersão (mg/L)	< 90	90 - 500	> 500
Cloro residual livre (Cl₂) (mg/L)				
	Irrigação por aspersão (mg/L)	< 1	1 - 5	> 5

Adaptado de: Bastos e Bevilacqua (2006)

Quadro 2.4 - Diretrizes para interpretar a qualidade de água para irrigação (Continuação quadro anterior)

Parâmetro	Restrição de uso		
	Nenhuma	Ligeira-moderada	Severa
Problemas de obstrução em sistemas de irrigação localizada			
Sólidos em suspensão (mg/)	< 50	50 - 100	> 100
pH	< 7	7 - 8	> 8
Sólidos dissolvidos (mg/L)	< 500	500 - 2000	> 2000
Manganês (mg/L)	< 0,1	0,1 - 1,5	> 1,5
Ferro (mg/L)	< 0,1	0,1 - 1,5	> 1,5
Ácido sulfúrico (mg/L)	< 0,5	0,5 - 2	> 2,0
Bactérias heterotróficas (org/L)	< 10000	10000 - 20000	> 50000
Concentrações máximas de oligoelementos em água de irrigação (mg/L)			
	Longo prazo	Curto prazo	
Alumínio	5,00	20,00	
Arsênio	0,10	2,80	
Berílio	0,10	0,50	
Cádmio	0,01	0,05	
Cobalto	0,05	5,00	
Cromo	0,10	10,00	
Cobre	0,20	5,00	
Fluoreto	1,00	15,00	
Ferro	5,00	20,00	
Lítio	2,50	2,50	
Manganês	0,20	10,00	
Molibdênio	0,01	0,05	
Selênio	0,02	0,02	
Vanádio	0,10	1,00	
Zinco	2,00	10,00	

Adaptado de: Bastos e Bevilacqua (2006)

No entanto, em alguns casos, as características de qualidade dos efluentes não atingem os critérios definidos anteriormente, sobretudo em países em desenvolvimento, onde sistemas de tratamento terciário ainda estão muito longes de ser aplicados. A prática do reúso não controlado de esgoto pode acelerar os impactos negativos sobre o solo, corpos de água ou culturas, além de colocar em risco a saúde humana.

2.4. Efeitos sobre as propriedades químicas do solo pela aplicação de efluentes de esgotos tratados

Apesar das vantagens, a aplicação de efluentes na agricultura pode apresentar aspectos negativos no que diz respeito às condições de funcionamento e dinâmica do sistema solo (Montes *et al.*, 2006).

Embora o pH do esgoto tratado normalmente não exerça efeitos sobre o pH do solo,

devido ao seu poder tampão, tem sido observado um aumento do pH do solo quando da irrigação com efluentes de esgotos tratados (Marques *et al.*, 2003). Tal comportamento pode ser associado aos seguintes fatores:

- pH elevado do esgoto tratado (Stewart *et al.*, 1990);
- Adição de cátions trocáveis e de ânions presentes no esgoto tratado;
- Alteração na ciclagem de nutrientes pela adição de esgoto tratado, ocorrendo redução do NO_3^- para NH_4^+ de desnitrificação do NO_3^- a N_2 produzindo íons OH^- (Schipper *et al.*, 1996).

A aplicação de efluentes de esgotos tratados pode alterar a taxa de decomposição da matéria orgânica do solo, ocasionando diminuição nos teores de C e N. Pelo fato da taxa de mineralização ser altamente dependente do potencial de água no solo, o fator umidade constante (devido à irrigação, geralmente quando se dá por gotejo contínuo) associado às altas temperaturas que normalmente ocorrem em locais com alta incidência solar, promove uma rápida mineralização do material orgânico adicionado ao solo (Meurer, 2006). Assim, a irrigação com esgotos pode modificar os processos de ciclagem do N e também do C, pelo fato de aumentar a água no solo para teores que estimulam a atividade de decomposição da matéria orgânica (Polglase *et al.*, 1995; Falkiner; Smith, 1997 *apud* Marques *et al.*, 2003). Por outro lado, aplicação de esgotos no solo aporta C e N nas diferentes formas (mineral e orgânica). Tem sido comum na literatura referências ao aumento nos teores de CT (carbono total), NT (nitrogênio total) e na atividade microbiana do solo mediante a disposição de águas residuárias, mais pronunciadamente em solos que vem recebendo efluentes por longo período (Montes *et al.*, 2006). Também tem sido comum o aumento dos teores de N disponível, principalmente de N- NO_3 em agrossistemas receptores de esgotos tratados (Quin; Forsythe, 1978; Linden *et al.*, 1981; Lund *et al.*, 1981 *apud* Tozé 2006).

Desse modo, o monitoramento dos teores de N- NO_3 na solução do solo é crucial para a sustentabilidade do sistema solo-planta-efluente-ambiente (Bond, 1998), uma vez que o N é considerado a maior preocupação nos sistemas irrigados com esgotos. O N- NO_3 caracteriza-se por apresentar alta mobilidade no solo, podendo levar a contaminação de águas subterrâneas e superficiais.

A quantidade de P adicionado ao solo pela irrigação com efluente, normalmente não tem sido excessiva. Porém, aumentos nos teores de P em solos irrigados com efluentes de esgotos tratados têm sido registrados, principalmente na camada superficial (Montes *et*

al., 2006). As plantas, uma vez colhidas do local de aplicação de esgotos, têm sido eficazes em remover este nutriente.

Com relação aos cátions trocáveis (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+), alguns resultados têm demonstrado um leve incremento nos teores de Ca^{+2} após longos períodos de irrigação e aumentos mais acentuados de Na^+ em diferentes sistemas de cultivos irrigados com esgotos (Karlen *et al.*, 1976; Feigin *et al.*, 1991 *apud* Marques *et al.*, 2003).

Os resultados sobre Mg^{+2} e K^+ têm sido bastante variados. Duarte *et al.* (2008) manifestaram que o teor de potássio trocável durante um experimento de irrigação de pimentão com esgoto, não aumentou, basicamente devido à baixa concentração do cátion no esgoto, resultados que também foram observados por Herpin *et al.* (2007).

As informações relativas ao aumento de Na^+ , associadas ao fato de que este elemento se encontra sempre presente nos efluentes em concentrações relativamente elevadas, torna evidente a necessidade do seu monitoramento permanente nos solos receptores de esgoto tratado (Bond, 1998). Os elevados teores de sódio nos solos estão associados, juntamente com os sais, a um dos mais sérios problemas que provoca a degradação dos solos: alcalinização (pela adição de água com alto teor de formas de carbonatos) e salinização, processos que podem ocorrer naturalmente em solos de regiões áridas e semi-áridas, mas que podem igualmente ser provocados por ações antrópicas.

O processo de salinização natural do solo ocorre em regiões onde as chuvas não são suficientes para remover os sais do solo (Martínez, 1999), as quais se acumulam por adsorção pelo complexo absorvente do solo (plasma argilo-húmico). Este processo é agravado com a irrigação com esgotos brutos ou tratados, uma vez que este tipo de água apresenta altos teores de sais dissolvidos. Os sais solúveis presentes nos solos são, principalmente, cloretos e sulfatos de cálcio, magnésio, sódio e potássio. Os solos afetados por sais podem ser classificados como:

- Salinos (apresentam altas concentrações de sais solúveis);
- Sódicos (com altas concentrações de sódio trocável);
- Salino-sódicos (apresentam altas concentrações de sais e de sódio trocável) (Meurer, 2006).

A condutividade elétrica (CE), o percentual de sódio trocável (PST), a razão de adsorção de sódio (RAS), juntamente com o pH são parâmetros utilizados para caracterizar solos salinos e sódicos (Meurer, 2006; Figura 2.1).

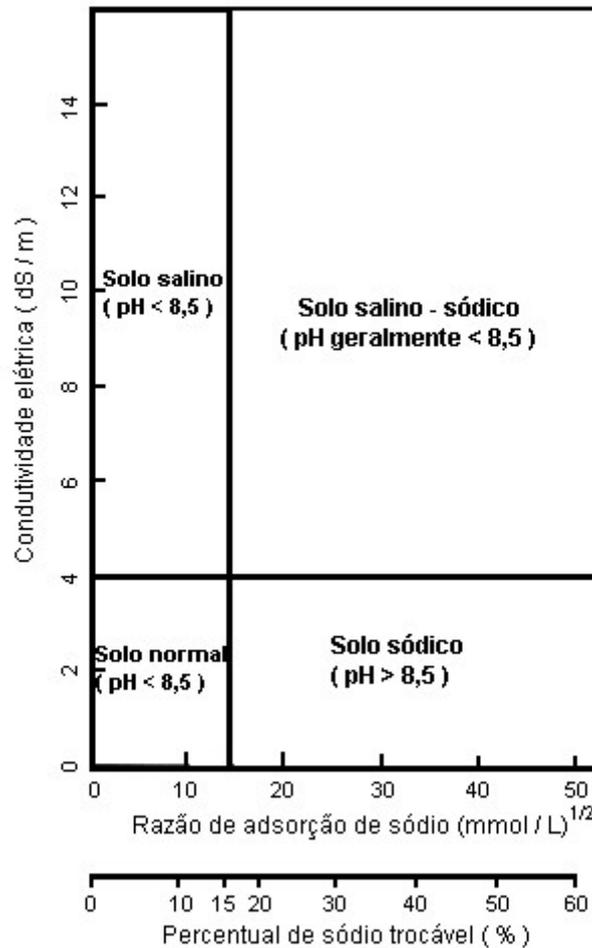


Figura 2.1 - Classificação da salinidade e sodicidade de solos
Adaptado de: Meurer (2006)

A partir do cálculo do PST, obtido pela Equação 2.1, determina-se o grau de saturação por sódio no complexo de troca de cátions do solo. Onde:

$$PST = \frac{Na_t}{CTC} \times 100 \quad (2.1)$$

PST: Percentual de sódio trocável (%);

Na_t : Sódio trocável ou adsorvido ($\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$);

CTC: Quantidade de cátions que um solo é capaz de reter ($\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$).

Enquanto os altos teores de sais afetam, principalmente, as propriedades químicas dos solos, o excesso de sódio atua negativamente tanto nas propriedades físicas quanto nas químicas. Os valores limites de PST que causam danos à estrutura do solo podem variar para diferentes países, mas de uma maneira geral, adota-se o limite estabelecido pelo Laboratório

de Salinidade dos Estados Unidos que é $PST < 15\%$ (Richards, 1954 *apud* Marques *et al.*, 2003; Montes *et al.*, 2006; Meurer, 2006;).

A RAS (razão de adsorção de sódio) relaciona as concentrações de Na^+ de Ca^{+2} e Mg^{+2} na água de irrigação, em extratos de saturação e extratos aquosos de solos e é calculada a partir da equação 2.2.

$$RAS = \frac{Na^+}{[(Ca^{+2} + Mg^{+2})/2]^{0.5}} \quad (2.2)$$

Onde:

RAS é expressa em $(mmolcL^{-1})^{0.5}$ e as concentrações de Na^+ de Ca^{+2} e Mg^{+2} são expressas em $mmolcL^{-1}$.

Uma aproximação gráfica da relação entre a concentração de sais e a sua influência na permeabilidade de um solo, pode se apreciar na Figura 2.2.

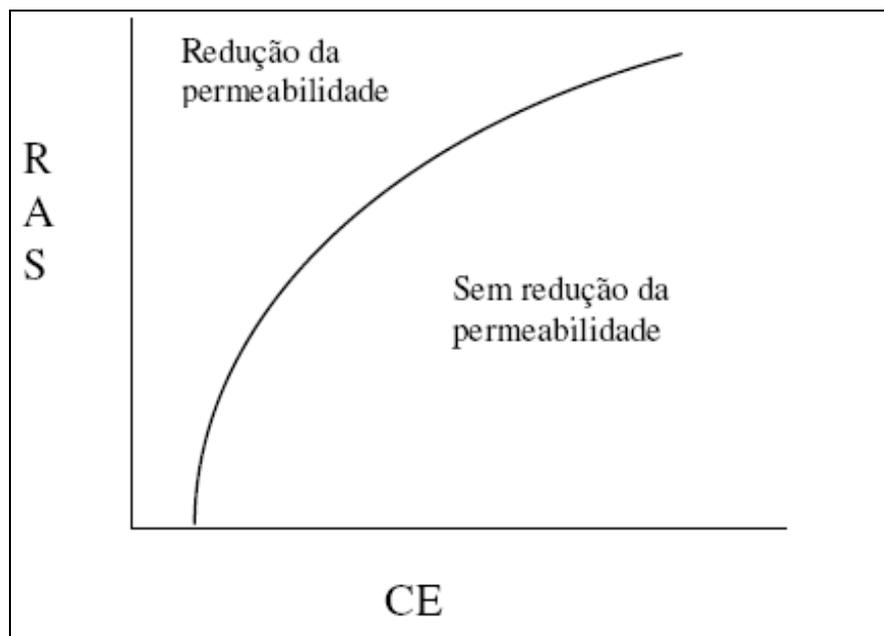


Figura 2.2 - Efeito do sódio na permeabilidade de um solo.
Fonte: Lima (2009)

O Quadro 2.5 apresenta os efeitos na permeabilidade de um solo, baseados na concentração de sais (medida pela condutividade elétrica) e a concentração de sódio (representada pela RAS), de acordo com o argilomineral predominante na matriz do solo.

Quadro 2.5 - Efeito da RAS sobre tipos de argilominerais.

Efeito na permeabilidade			
Parâmetro	Nenhum	Moderado	Severo
CE (dS m ⁻¹)	> 5	0,5 – 0,2	< 0,2
RAS (montmorilonita)	< 6	6 – 9	> 9
RAS (ilita)	< 8	8 – 16	> 16
RAS (caolinita)	< 16	16 – 24	> 24

Fonte: Lima (2009)

O grau de sodificação do solo vai depender, portanto, da relação entre as concentrações de sódio e de cálcio e magnésio na solução do solo. Os principais aspectos relacionados à composição dos efluentes tratados que podem levar a salinização e sodificação de solos, quando utilizados como água na agricultura, segundo Montes *et al.* (2006); Meurer, (2006); Gloaguen *et al.* (2007); Jalali *et al.* (2008); Herpin *et al.* (2007); Hati *et al.* (2007); Qadir *et al.* (2007), podem ser:

- A concentração total de sais na água que pode resultar em aumento da salinidade do solo;
- As concentrações de íons como Cl⁻ e Na⁺ que podem causar, direta ou indiretamente, efeitos tóxicos às plantas, incluindo desequilíbrio nutricional;
- As concentrações de certos íons (principalmente Na⁺ e HCO₃⁻) que podem resultar na deterioração da estrutura do solo e conseqüentemente na redução da permeabilidade.

Os cátions cálcio e magnésio são os que predominam na solução do solo e no complexo de troca de cátions do solo. Quando nestes solos passa a haver um acúmulo de sais solúveis, geralmente é o Na⁺ que predomina na solução do solo e, desta forma, o Na⁺ pode passar a ser o cátion predominante no complexo de troca devido ao deslocamento de Ca⁺² e Mg⁺² para a solução do solo (Meurer, 2006). A grande proporção de Na⁺ nos pontos de troca dos argilominerais reduz a atração eletrostática entre as partículas do solo, como mencionado anteriormente, ocasionando expansão e dispersão, o que, por sua vez, leva a desagregação das partículas do solo, destruindo a estrutura (Qadir *et al.*, 2007; Meurer, 2006). Estas partículas dispersas podem mover-se ao longo do perfil de solo ocupando os espaços porosos comprometendo a infiltração de água e aeração, afetando o crescimento vegetal (Salgot *et al.*, 2006; Montes *et al.*, 2006; Gloaguen *et al.*, 2007). O grau de expansão e dispersão de argilas do solo depende da natureza do argilomineral predominante, sendo as esmectitas (mineral 2:1

expansivo) o mais suscetível, apresentando a illita (mineral 2:1 não expansivo) grau intermediário e a caulinita, a de menor suscetibilidade (Meurer, 2006).

Dentre as espécies químicas encontradas na solução do solo de solos sódicos, Rengasamy e Olsson (1993) consideram que Na^+ , NaHCO_3 , NaSO_4 , Mg^{+2} , MgSO_4 , Ca^{+2} , CaSO_4 e CaHCO_3^+ são as principais espécies que podem afetar a RAS da solução do solo. Em valores de pH entre 7,5 e 8,2 o Ca^{+2} pode precipitar no solo na forma de CaCO_3 . Com o decréscimo do pH, o composto precipitado pode ter sua solubilidade aumentada. Em valores de pH abaixo de 8,4 há predominância do íon bicarbonato (HCO_3^-), enquanto acima desse valor predomina o íon carbonato (CO_3^{-2}). Em geral, o pH de esgotos tratados é ligeiramente alcalino, porém raramente atinge valores superiores a 8,4. A concentração de HCO_3^- no esgoto tratado é, em geral, muito superior que a encontrada na água para abastecimento. A alcalinidade, determinada como CaCO_3 pode variar de 200 a 700 mg L^{-1} . As concentrações de Ca^{2+} e Mg^{+2} normalmente são semelhantes às encontradas na água de irrigação, sendo que o aumento das concentrações desses cátions reduz os valores de RAS, melhorando a qualidade do efluente como água de irrigação (Montes *et al.*, 2006).

Com relação aos micronutrientes e elementos tóxicos, tem sido relatado na literatura o aumento no teor de Cl^- no solo com a irrigação com efluentes de esgotos tratados (Toze, 2006; Montes *et al.*, 2006) e mais pronunciadamente, se a irrigação for feita com efluente clorado. Os metais pesados, quando houver, encontram-se tanto nos sólidos suspensos como na fração líquida dos esgotos. Os metais que se associam aos sólidos se acumulam na superfície do solo, ao passo que os metais pesados associados à fração líquida percolam ao longo do perfil do solo podendo contaminar os aquíferos (Meurer, 2006). Toze (2006) mostra que compostos químicos como estradiol, hormônios presentes em pílulas anticoncepcionais, fitoestrogênios, pesticidas, químicos industriais (bifenol A) presentes em concentrações menores no esgoto doméstico, podem impactar no metabolismo da fauna e flora presente no solo.

2.5. Efeitos sobre as propriedades de transporte e armazenamento da água no solo pelo reúso de efluentes de esgotos tratados

Em condições normais, o solo tem a propriedade de reter água dentro dos poros, o que é valioso para manter em equilíbrio o ciclo hidrológico, o metabolismo microbiano no solo e também para o desenvolvimento de culturas, entre outras funções.

Segundo Reichardt (1990) citado por Martins (2005), muitos fatores afetam esse processo, mas o autor considera como o principal deles o tipo de solo, pois este define a área de contato entre as partículas sólidas e a água e determina as proporções de poros de

diferentes tamanhos. Outros fatores são a estrutura (determinando o arranjo das partículas e, por conseqüência, a distribuição dos poros) e a qualidade (composição) mineralógica do solo. Alguns argilominerais, por exemplo, têm ótimas propriedades de retenção de água, como as montmorilonitas, vermiculitas e ilitas, ao contrário da caulinita e gibsitita.

Pode-se considerar dois processos básicos que explicam a retenção de água pelo solo: (1) *Capilaridade* – ocorre nos microporos (diâmetro menor que 30 μm), sendo mais importante na faixa mais úmida do solo e é mais influenciada pela estrutura do solo e (2) *Adsorção*: ocorre nas superfícies dos sólidos como filmes presos a elas, sendo mais importante na faixa mais seca do solo e é mais influenciada pela textura e pela superfície específica do solo (Hillel, 1971; Reichardt, 1990; Libardi, 1995 citados por Martins, 2005).

O aumento da condutividade elétrica do solo (CE), bem como do percentual de sódio trocável (PST), têm sido observados na irrigação com esgotos tratados. Aumento no PST está diretamente relacionado a problemas de condutividades hidráulicas do solo devido à desestabilização dos poros a pesar das chuvas serem muito importantes na lixiviação do Na^+ do sistema solo-planta, a fim de manter inalteradas a macro e microporosidade e a porosidade total do solo (Montes *et al.*, 2006; Ferreira *et al.*, 2006; Hati *et al.* 2007; Herpin *et al.*, 2007; Duarte *et al.*, 2008. Pereira *et al.*, 2009). Nesse sentido, Gloaguen (2005) verificou uma diminuição da microporosidade (poros de diâmetro entre 0,2 e 50 μm) e aumento da criptoporosidade (poros de diâmetro < 0,2 μm) correlacionados ao aumento da porcentagem de argila dispersa em água e ao teor de Na^+ . Isto refletiu no conteúdo de água com o aumento da umidade residual, num Latossolo Vermelho distrófico de textura média, irrigado por 4 anos com esgoto sanitário tratado em lagoa de estabilização.

Entre as propriedades que influenciam a condutividade hidráulica de um solo para uma dada solução aquosa, estão a textura, a densidade e a estrutura do solo, a composição da solução aquosa, o complexo de troca iônico, a expansibilidade, a atividade microbiana e a possível presença de ar que possa bloquear a passagem da solução (Meurer, 2006). Estas propriedades, relacionadas à solução e ao meio poroso, são susceptíveis de serem modificadas durante a aplicação de efluentes, notadamente em solos tropicais, uma vez que os efeitos do sódio (Na^+), geralmente presente em grande concentração nos efluentes domésticos, parecem ser mais acentuados em solo ácido de baixa CTC (capacidade de troca de cátions) (Gloaguen, 2005). Os efeitos da aplicação de efluentes sobre a condutividade hidráulica do solo não saturado, $K(\theta)$, e saturado, K_{sat} , ainda não estão claramente entendidos, mas é claro que a mudança do sistema poroso durante a irrigação é o fator preponderante das perturbações na taxa de infiltração, na condutividade hidráulica e na hidrodinâmica de uma maneira geral (Gloaguen *et al.*, 2007).

De uma maneira geral, os mecanismos de redução da condutividade hidráulica já conhecidos são os seguintes: (i) acúmulo de sólidos suspensos na superfície do solo; (ii) bloqueio dos espaços intercelulares por materiais suspensos como argila coloidal e fragmentos de células de algas, (iii) formação de bolhas de ar; (iv) formação de filme biológico ou crosta; (v) entupimento biológico incluindo material polimérico extracelular microbiano como os polissacarídeos; (vi) colapso da estrutura do solo devido a degradação da matéria orgânica; e, (vii) colapso da estrutura do solo devido a dispersão das argilas provocada pelos íons sódio (Gloaguen, 2005; Montes *et al.*, 2006).

Especificamente no caso de irrigação com efluentes, já foram observadas alterações das características hidráulicas pelo crescimento de microrganismos nos poros do solo. Observou-se grande aumento na biomassa microbiana nos tratamentos de efluente com alto conteúdo de carbono (C), e alta relação C:N (carbono:nitrogênio). Segundo Magesan *et al.* (2000), o fator preponderante das alterações microbianas num solo irrigado com efluente é a relação C:N deste efluente. Com C:N baixo, ocorreria alta mineralização de N e pouca assimilação de C, o que traria como consequência um grande conteúdo de N mineral e pouco C extracelular. Com isso, não haveria bloqueio dos poros, tampouco alterações na infiltração da água. Ao contrário, uma relação C:N elevada causaria pouca mineralização de N mas muita assimilação de C, resultando em grande conteúdo de C extracelular e, em consequência, bloqueio dos poros e redução da infiltração. Nesta situação, o bloqueio dos poros do solo, atribuído à formação de um filme bacteriano e ao C em excesso, contribuiria para a redução da condutividade hidráulica.

O efeito mais significativo do efluente na redução na condutividade hidráulica vem certamente do excesso de sódio, responsável pela modificação na distribuição do tamanho dos poros devido à expansão e dispersão das partículas de argila. Este último processo pode ser resultado de valores elevados de Razão de Adsorção de Sódio (RAS) combinado com a presença de substâncias húmicas oriundas do efluente. Normalmente os valores de RAS (equação 2.2) do efluente são elevados se comparados aos valores da água potável, e, como resultado, a Porcentagem de Sódio Trocável (PST-equação 2.1) dos solos irrigados com efluentes aumenta (Gloaguen, 2005; Gloaguen *et al.*, 2007; Herpin *et al.*, 2007 Mandal *et al.*, 2008; Pereira *et al.*, 2009).

Todos esses efeitos ocasionados pelo íon Na^+ sobre a estrutura dos poros do solo, também podem refletir-se na capacidade de retenção de água pelo solo, cuja representação é denominada como curva de retenção. A curva relaciona a componente de sucção em função do grau de saturação, do teor de umidade volumétrico ou do teor de umidade gravimétrico.

A curva de retenção tem alguns pontos que merecem destaque. A Figura 2.3 mostra

uma curva de retenção para um solo siltoso e identifica cada um dos componentes principais.

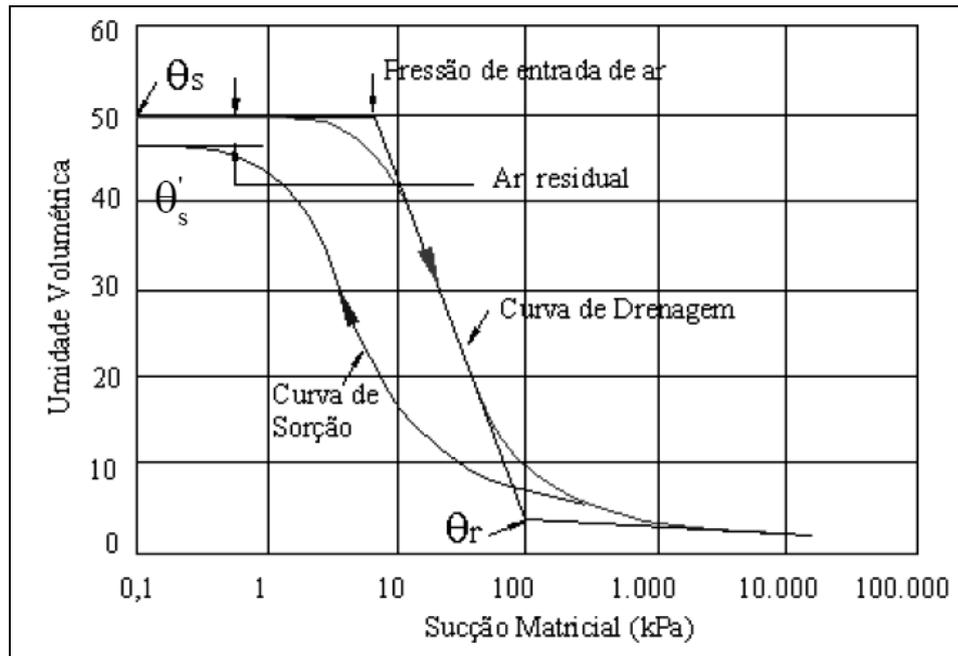


Figura 2.3 - Curva de retenção de um solo
Fonte: Martins (2005)

Onde:

θ_s = teor de umidade volumétrica de saturação obtidas pelo processo de drenagem;

θ'_s = teor de umidade volumétrica de saturação obtidas pelo processo de umedecimento;

$(\theta_s - \theta'_s)$ = conteúdo de ar residual entre os processos de drenagem e umedecimento;

θ_r = teor de umidade volumétrica residual, no qual o efeito da sucção para causar uma drenagem adicional da fase líquida diminui e a remoção da água requer a migração do vapor;

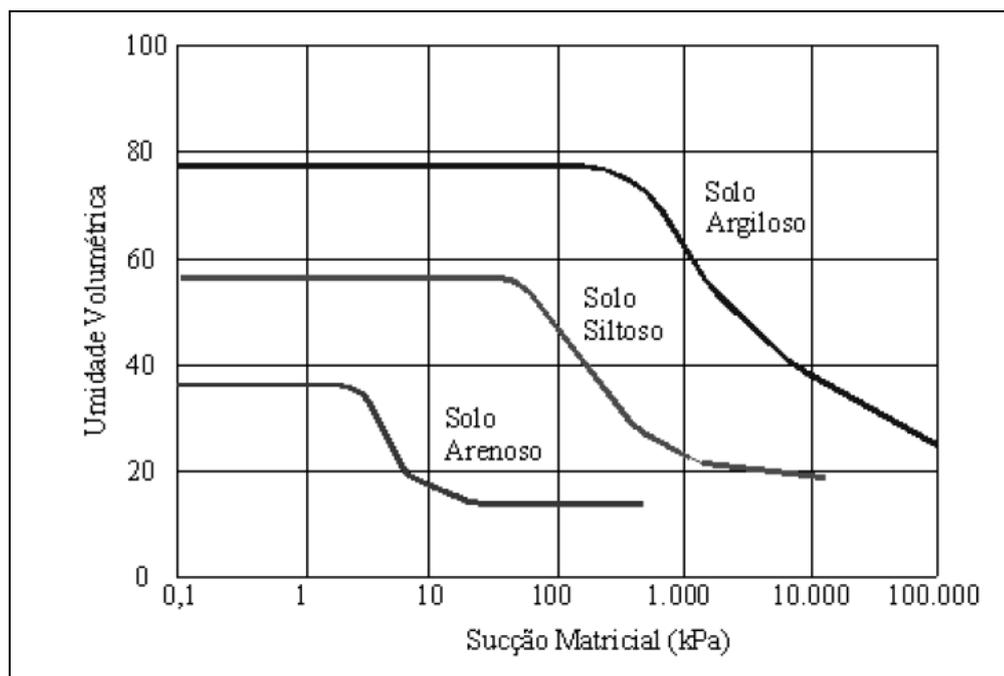
Pressão de entrada de ar = representa o diferencial de pressões entre a água e o ar necessário para causar a drenagem do maior poro do solo.

A curva de retenção pode ser dividida em três estágios de drenagem que podem ser identificados na própria curva. O primeiro, chamado de “Efeito Limite” (Boundary Effect Stage) ocorre até o valor de entrada de ar e é onde praticamente todos os poros estão preenchidos com água. O segundo estágio ocorre entre a pressão de entrada de ar e o ponto de início da umidade residual. Também chamada de fase de transição, neste estágio o fluxo de água é em fase líquida quando a sucção aplicada aumenta e o solo é drenado com o aumento

da sucção. Já no terceiro estágio, fase residual de drenagem, a continuidade da água nos vazios é bastante reduzida e acréscimos adicionais na sucção levam a pequenas mudanças no teor de umidade do solo.

As características que distinguem as curvas de retenção dependem de vários fatores como a estrutura do solo (e sua agregação), índice de vazios, tipo de solo, textura, mineralogia e histórico de tensões. Estes fatores podem interferir na forma da curva de retenção de diferentes maneiras, cada um se sobressaindo ao outro, dependendo do tipo de solo. Amostras de um solo em particular, apesar de ter a mesma textura e mineralogia, podem exibir diferentes Curvas de Retenção se forem preparadas com diferentes umidades e possuírem diferentes histórico de tensões. Como resultado, o comportamento também será diferente (Miller *et al.*, 2002).

O solo tem uma relação (sucção vs umidade) característica, geralmente apresentada em forma sigmoideal, desde que não se altere o arranjo poroso e a geometria do sistema. A Figura 2.4 mostra três curvas de retenção típicas. Pode-se notar que uma pequena variação da sucção responde por maior variação de umidade em solos arenosos do que em solos argilosos, os quais necessitam de amplas variações de sucção para modificar sensivelmente o valor da umidade (Θ_w). Além disso, o decréscimo do tamanho dos grãos leva a um aumento no valor da Pressão de Entrada de Ar e suaviza a inclinação da curva (Martins, 2005).



**Figura 2.4 - Curva de retenção típica para diferentes solos (Fredlund e Xing, 1994)
Fonte: Martins (2005)**

A posição relativa da curva de retenção obedece geralmente à ordem da plasticidade do solo, sendo que os solos que contêm maior plasticidade estão acima dos solos de menor plasticidade. A curva de retenção pode, então, ser um indicativo da fração argila presente na amostra. Um aumento desta fração geralmente leva a um aumento da quantidade de água retida sob um mesmo valor de sucção.

Existem outros aspectos que também modificam a forma da curva de retenção, os quais se apresentam de forma resumida no Quadro 2.6.

Quadro 2.6 - Fatores que definem a forma da curva de retenção.

Fator	Explicação
Teor de umidade de moldagem da amostra	Os solos mais secos são controlados pela macroestrutura e os solos mais úmidos são controlados pela microestrutura, sendo esta última mais resistente à drenagem, exigindo assim sucções mais altas. A partir deste comportamento, a curva de retenção das amostras inicialmente mais úmida apresentará inclinações relativamente suaves em comparação com as amostras moldadas com umidades abaixo da umidade ótima.
Compactação	Ao se aumentar o esforço de compactação, diminui-se o tamanho dos poros levando a curva de retenção às porções superiores do gráfico e ao aumento da pressão de entrada de ar.

Adaptado de: Martins (2005)

2.6. Alteração da vocação agrícola do solo e efeito sobre as culturas

Os principais problemas relacionados à qualidade da água para irrigação referem-se aos riscos de salinização, sodificação e redução da permeabilidade do solo. O maior efeito é similar em ambos os problemas – a redução do suprimento de água às plantas. No caso da salinidade, a disponibilidade da água que atinge a zona radicular é comprometida pela dificuldade de absorção das plantas. No caso de problemas de infiltração, a própria quantidade de água que atinge a zona radicular é reduzida (Qadir & Oster 2004; Marques *et al.*, 2006; Qadir *et al.*, 2007).

Outro problema refere-se à toxicidade específica de alguns íons, com destaque para o boro, cloretos e sódio. Entretanto, muitos oligoelementos podem ser tóxicos, mesmo em baixas concentrações. O manejo adequado da irrigação envolve a compatibilização entre a

qualidade da água e, as características do solo e das culturas irrigadas, as quais apresentam tolerância variável. Além disso, os efeitos da qualidade da água, o solo e as plantas são influenciados pelas condições climáticas locais (Marques *et al.*, 2003).

Diversas culturas são sensíveis ao nitrogênio em excesso, o que pode aumentar o crescimento vegetativo, retardar a maturação, provocar queda de produção e/ou de qualidade do produto. Por exemplo, Feigin *et al.* (1978) *apud* Marques *et al.* (2003) compararam a irrigação convencional e a fertirrigação com esgotos sanitários para a produção de beterraba e algodão. Em ambos os casos, a produtividade via fertirrigação foi superior, porém, às custas de certa perda de qualidade dos produtos. No mesmo sentido, Marecos do Monte (1995) *apud* Marques *et al.* (2003) obteve produtividade mais elevada de milho, girassol e sorgo, irrigados com efluentes de lagoas de estabilização, comparativamente à irrigação convencional. Entretanto, a maturação do girassol irrigado com efluente mostrou-se mais lenta.

Os sais contidos nas águas de irrigação podem se acumular na solução do solo em torno da zona radicular, comprometendo a absorção de água pelas plantas em razão dos efeitos osmóticos. A tolerância das plantas à concentração de sais na água de irrigação, ou seja, sua capacidade de adaptação osmótica varia de espécie para espécie e, dentro de uma mesma espécie, segundo a variedade e o estágio de desenvolvimento da planta.

Nos projetos de irrigação, os problemas de salinidade e sodicidade da água e do solo devem ser investigados em conjunto, sendo essencial a manutenção do equilíbrio adequado de sais. O risco potencial de salinização do solo é avaliado com base na salinidade da água de irrigação. A irrigação com águas salinas exige a manutenção da salinidade do extrato solúvel do solo dentro os níveis de tolerância das plantas, o que pode ser obtido por lixiviação (aplicação de água em excesso). Entretanto, se a salinidade for muito elevada e o solo, pouco permeável, isso pode tornar-se impraticável

As plantas sensíveis à salinidade tendem, em geral, a excluir os sais na absorção da solução do solo, mas não são capazes de realizar o ajuste osmótico descrito e sofrem com decréscimo de turgor, levando as plantas ao estresse hídrico por osmose. Embora o crescimento da parte aérea das plantas se reduza com o acentuado potencial osmótico do substrato onde vivem, a redução da absorção de água não é necessariamente a causa principal do crescimento limitado das plantas em ambientes salinos. De fato, Kramer (1983) *apud* Marques *et al.* (2003) aponta que algumas plantas que crescem em substratos salinos mantêm seu turgor. Este fato sugere que essas plantas não perdem água por salinidade como se estivessem em solos secos e também não se recuperam como fazem as plantas estressadas por falta de água, ao receberem água novamente.

Plantas muito sensíveis à salinidade também absorvem água do solo juntamente com os sais permitindo que haja toxidez na planta por excesso de sal absorvido. Este excesso promove desbalanceamentos e danos ao citoplasma resultando em danos principalmente na bordadura e no ápice das folhas, a partir de onde a planta perde, por transpiração, quase que tão somente água, havendo nestas regiões acúmulo do sal translocado do solo para a planta, e obviamente intensa toxidez de sais (Vieira, 2008).

Existem espécies de plantas tolerantes à salinidade, as quais são designadas como plantas halófitas e sua tolerância pode atingir até cerca de 15 g.L^{-1} de NaCl, equivalente à metade da concentração da água do mar. Essas plantas absorvem, por exemplo, o cloreto de sódio em altas taxas e o acumulam em suas folhas para estabelecer um equilíbrio osmótico com o baixo potencial da água presente no solo. Este ajuste osmótico se dá com o acúmulo dos íons absorvidos nos vacúolos das células das folhas, mantendo a concentração salina no citoplasma em baixos níveis de modo que não haja interferência com os mecanismos enzimáticos e metabólicos e com a hidratação de proteínas das células. Este compartimento de sal é que permite às plantas halófitas viverem em ambiente salino. Este tipo de plantas comumente são usadas para a remediação de solos com problemas de salinidade e sodicidade, mediante aplicação de um conjunto de técnicas e práticas conhecidas como fitorremediação de solos salinos, sódicos e salino-sódicos (Miyamoto *et al.*, 1996; Brown & Glenn, 1999; Brown *et al.*, 1999; Schmeisky *et al.*, 2000; Ravindran *et al.*, 2007; Qadir *et al.*, 2007; Vieira, 2008; Imada *et al.*, 2009).

2.7. Fitorremediação de solos salinos, sódicos e salino-sódicos

Alguns pesquisadores têm estudado métodos de melhoramento de solos salinos e sódicos com o objetivo de ampliar a sua capacidade de produção. Entre os quais citam-se os métodos físicos, químicos, elétricos, e hidrotécnicos. Vários corretivos podem ser utilizados na recuperação de solos com excesso de sódio trocável, como gesso, enxofre, sulfato de alumínio, cloreto de cálcio e ácido sulfúrico; entretanto, o gesso é o produto mais comumente usado em razão do seu baixo custo e abundância com que é encontrado na maior parte do mundo (Melo *et al.*, 2008).

Os solos salino-sódicos e sódicos, por serem ricos em sódio trocável, não devem ser recuperados apenas com a lavagem. Nesses solos há necessidade da aplicação de um corretivo químico, a base de cálcio ou não, mas que através das reações produza cálcio, com a finalidade de substituir o sódio do complexo de troca e transferi-lo para a solução do solo. Ao ser transferido para a solução do solo encontra-se na forma solúvel, quando então efetua-se a lavagem para a lixiviação por meio da percolação e drenagem. Nesse sentido, a recuperação

dos solos sódicos e salino-sódicos tem como finalidade transformá-los em solos salinos e em seguida, em solos normais ou não salinos, isto é, que não ofereçam riscos de sais ao ponto de prejudicarem severamente a germinação das sementes, o crescimento e a produção das plantas cultivadas (Leite *et al.*, 2007). Porém, estes métodos aplicados numa área considerável podem resultar onerosos, tanto pelas quantidades de material como pela aplicação dos mesmos, já que em alguns casos precisa-se de material especializado (Cerdea *et al.*, 2007).

A utilização de culturas no melhoramento de solos salinos e/ou salino-sódicos representa uma alternativa econômica e sustentável, porque além de reduzir níveis críticos de sais no solo podem ser aproveitados para outras funções como a proteção contra a erosão do solo e produção de ração para animais (Glenn *et al.*, 1998; Schmeisky *et al.*, 2000; Qadir & Oster, 2004; Cerdeja *et al.*, 2007; Qadir *et al.*, 2007; Leal *et al.*, 2008).

Dentre das vantagens que apresentam as culturas de melhoramento estão: 1) não se incorre em gastos de adubos químicos, 2) rendas econômicas ou outros benefícios das culturas utilizadas na fitorremediação, 3) aumento da agregação do solo e formação de macroporos que melhoram as propriedades hidráulicas do solo e a proliferação de raízes, 4) maior disponibilidade de nutrientes no solo após a fitorremediação, 5) maior uniformidade do perfil do solo e 6) as considerações ambientais em termos de seqüestro de carbono no solo pósremediado.

Segundo Qadir *et al.* (2007), a fitorremediação é particularmente efetiva quando é usada moderadamente sobre solos salinos, sódicos ou salino-sódicos. É uma solução viável para fazendeiros de escassos recursos, através de um gerenciamento baseado na estreita relação de intercambio de informações entre pesquisadores, órgãos de apoio agrário e fazendeiros. O sucesso da fitorremediação requer uma maior compreensão dos processos envolvidos, o potencial da espécie vegetal para suportar os níveis de salinidade e sodicidade no solo e água e também das aplicações e mercados dos produtos agrícolas gerados. A pesquisa nestes aspectos tornaria mais clara o rol da fitorremediação na restauração de solos degradados, na agricultura sustentável e conservação da qualidade ambiental; aspectos que de longe, complementarão as práticas de reúso de efluentes tratados na produção agrícola.

Os mecanismos de melhoramento de solos poluídos com altos teores de metais, mediante o uso de espécies vegetais estão baseados no potencial que apresentam as raízes de algumas espécies para hiperacumular determinados íons, removendo-lhes do solo (Qadir & Oster, 2004). No entanto na fitorremediação de solos salinos e salino-sódicos o objetivo é atingido pela capacidade da raiz da planta de incrementar a taxa de dissolução de calcita, aumentando assim as concentrações de Ca^{+2} na solução do solo de tal forma que possa

deslocar o Na^+ do complexo de troca catiônica (Qadir *et al.*, 2004). Assim, a estabilidade dos agregados e a estrutura do solo é a adequada para o fluxo normal de água dentro dos poros.

Os fatores associados à remoção de salinidade (*Phyto_{sodic}*) associada ao sódio no solo se apresentam na equação 2.3 e se esquematiza na Figura 2.5. (Qadir & Oster., 2004):

$$Phyto_{sodic} = R_{PCO_2} + R_{H^+} + R_{PHY} + S_{Na^+} \quad (2.3)$$

Phyto_{sodic}: fitorremediação de sódio em solos;

R_{PCO_2} : pressão parcial de CO_2 ;

R_{H^+} : produção de hidrogênios na zona radicular para algumas culturas como os legumes;

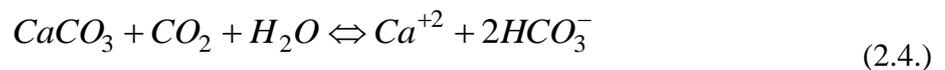
R_{phy} : melhoramento nas propriedades de condutividade hidráulica e agregação do solo causado pelas raízes;

S_{Na^+} : conteúdo de sódio absorvido pela planta.

A descrição destes processos está baseada nos estudos feitos por diversos autores a nível mundial citados por Qadir *et al.* (2007) e será apresentada a continuação.

2.7.1. Pressão parcial de CO_2 (PCO_2) na raiz

As cinéticas de dissolução e precipitação da calcita são determinadas pela química do sistema. Uma típica reação da dissolução da calcita pode ser expressa em função do CO_2 presente nas raízes:



Devido à baixa solubilidade da calcita, a reação anterior produz uma quantidade menor de Ca^{+2} mediante o processo de hidrólises do mineral.

Em solos aeróbicos, a PCO_2 , pode incrementar-se a um valor máximo de 1 kPa, equivalente a 1% do ar no solo e pode ser muito mais alto em condições anaeróbicas (solos alagados), onde as condições de saturação inibem o escape do CO_2 à atmosfera. De igual forma, a PCO_2 aumenta pela respiração da raiz sob condições de plantio. Em solos não calcáreos, o incremento no CO_2 aumenta a concentração de H^+ , diminuindo assim o pH, situação que é controlada em solos calcáreos, devido à capacidade *buffer* do solo atribuída à dissolução da calcita. Em solos salinos e salinos-sódicos, calcáreos, incrementos na PCO_2 aumentará a dissolução da calcita, provendo ao solo de íons Ca^{+2} para o melhoramento do solo.

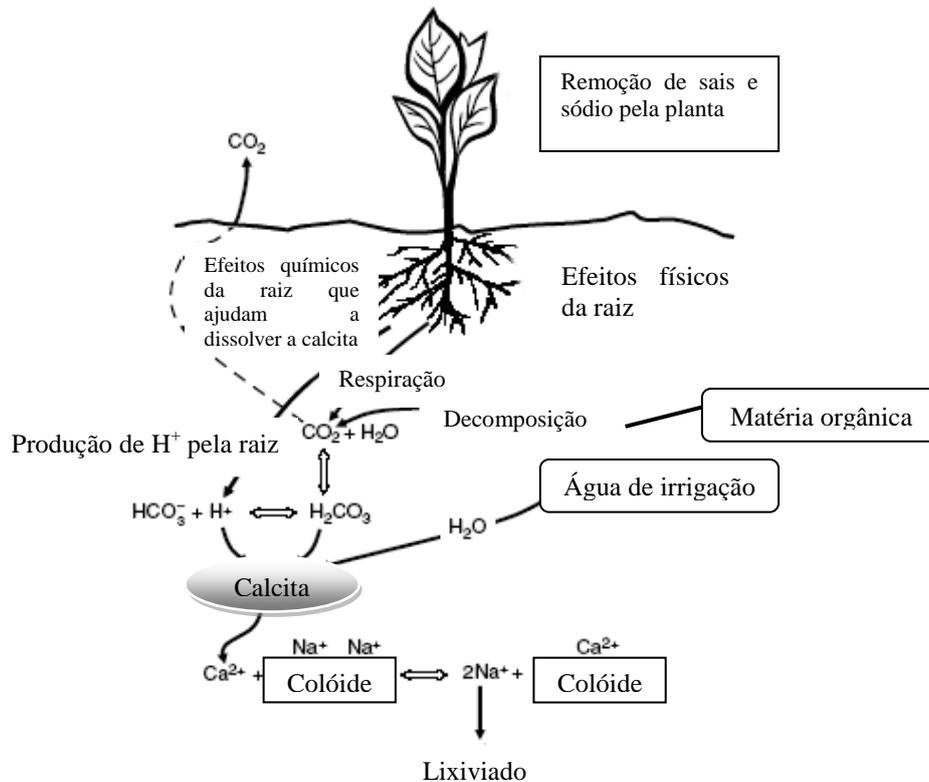


Figura 2.5 - Ilustração dos mecanismos considerados dentro da fitorremediação de solos sódicos
Adaptada de: Qadir *et al.* (2007)

A respiração da raiz não é o único mecanismo que influencia a PCO_2 na zona radicular. Esta também é afetada por outros fatores que podem atuar individual ou coletivamente: 1) produção de CO_2 , da oxidação microbológica de compostos orgânicos liberados pela raiz e 2) produção de ácidos orgânicos por organismos do solo, os quais ajudam na dissolução da calcita.

2.7.2. Liberação de prótons pelas raízes das plantas

A produção de H^+ das raízes das plantas é considerada como um processo que contribui no decréscimo do pH da rizosfera. Estudos têm mostrado que várias espécies de planta adubadas com amônia (NH_4^+) acidificam sua rizosfera; quando a fonte de nitrogênio é o nitrato, o efeito é contrário e a rizosfera tende a alcalinizar-se.

A produção de H^+ na interface solo-raiz resulta num gradiente eletroquímico. A absorção de cátions incrementa a liberação de H^+ mediante uma despolarização parcial do potencial da membrana, o qual facilita o aumento de hidrogênios. Devido à liberação de H^+ o pH citosólico (pH da parte solúvel do citoplasma) incrementa-se, turbinando a síntese de anions orgânicos (Bajji *et al.*, 1998).

2.7.3. Efeito físico das raízes

As raízes das plantas são essenciais para a manutenção da estrutura do solo, e a presença destas nas profundidades mais baixas do perfil do solo, conduz ao processo de formação de macroporos. As raízes melhoram a porosidade do solo mediante a criação de bioporos ou grutas estruturais. Estimulam mudanças na zona radicular através da circulação de ar em poros mais compridos gerando assim ciclos alternados de umedecimento e drenagem. A estabilidade dos agregados é aumentada por causa da produção *in situ* de polissacarídeos e hifas de fungos em conjunto com desidratação da interface solo-raiz.

As raízes de algumas culturas atuam como uma ferramenta potencial na movimentação do solo, penetrando no solo compacto e melhorando as superficiais do solo.

As raízes são importantes devido a facilitarem o processo de lixiviação de Na^+ , tirando-lhe do complexo de troca catiônica e levando-lhe às camadas mais profundas do solo. Este processo pode ser acelerado pela vegetação de raízes mais profundas, as quais podem resistir ambientes com altos níveis de salinidade e sodicidade durante a fitorremediação. Este efeito pode observar-se no efeito de algumas espécies como a *Alfalfa* e o *Bermuda grass* no melhoramento das propriedades hidráulicas de solos sódicos.

2.7.4. Absorção de sais e sódio pela biomassa das plantas

A retirada da biomassa superficial de espécies vegetais, usadas na fitorremediação de solos sódicos e salino-sódicos, remove sais e sódio absorvidos pelas plantas e acumulados em seus caules. Espécies altamente resistentes a ambientes salinos como as halófitas podem acumular altas quantidades de sódio e sais, por exemplo, espécies de *Atriplex* possuem uma concentração na matéria seca entre 130 – 270 g sais kg^{-1} . Se crescem em solos salinos, as espécies podem atingir concentrações na matéria seca tão altas como 390 g sais kg^{-1} . Apesar dos altos níveis de remoção de sais pela biomassa da planta, só este mecanismo não é tão importante no processo de melhoramento de solos sódicos ou salino-sódicos. Por exemplo, Qadir *et al.* (2007) predisseram que em condições de não irrigação, culturas de halófitas com produtividade anual de 10 t ha^{-1} e 25% de concentração em peso seco de sais na biomassa (250 g kg^{-1}) devem requerer cerca de 20 anos consecutivos para remover a metade da concentração inicial de sal (86 Mg ha^{-1}) presente em 2 m de profundidade de um solo salino. Cabe salientar, que em condições de não irrigação, espécies de *Atriplex* raramente produzem mais de 2 Mg ha^{-1} anualmente.

Em condições de irrigação, as quais são pré-requisitos para a dissolução da calcita e subsequente remoção de sódio da zona radicular durante a fitorremediação de solos sódicos, a contribuição de acumuladores de sais na remoção de sais e sódio é mínima (Quadro 2.7).

Quadro 2.7 - Remoção de sais e sódio por manejo de biomassa.

Espécies vegetais	Matéria seca de biomassa (Mg ha⁻¹)	Remoção de sal (kg ha⁻¹)	Remoção de sódio (kg ha⁻¹)
<i>Echinochola crusgalli</i>	8.2	224	46
<i>Amaranthus</i> sp. L	5	182	3
<i>Helianthus annuus</i>	9.1	172	4
Sudan grass	5	72	2
Alfalfa	11.3	178	26

Adaptado de: Qadir *et al.* (2007)

Isto acontece porque além da salinidade e sodicidade natural do solo, sais e sódio são adicionados ao solo durante a irrigação, particularmente em casos onde a água de irrigação já é salina e/ou sódica.

Algumas estimativas mostram que a absorção de Na⁺ pela biomassa de muitas espécies vegetais constituem entre o 2 – 20% da remoção total de sais. Qadir *et al.* (2007) encontrou que a remoção de sódio por plantas como a Alfafa contribuía somente entre 1 – 2% da remoção total de sódio no processo de fitorremediação. Portanto, o principal mecanismo de remoção de sodicidade e salinidade é através da lixiviação de cátions.

A eficiência das diferentes plantas usadas na fitorremediação de solos salinos e salino-sódicos tem sido altamente variável. Geralmente, as espécies com maior produção de biomassa junto com a habilidade para tolerar ambientes salinos no solo além de um alagamento periódico tem mostrados os melhores rendimentos (Schmeisky *et al.*, 2000; Kaur *et al.*, 2002 *apud* Qadir *et al.*, 2007).

A seleção apropriada de espécies vegetais capazes de produzir uma biomassa adequada durante a fitorremediação é importante. A seleção geralmente está baseada na capacidade de tolerância à salinidade (Qadir *et al.*, 2004) e sodicidade do solo (Miyamoto *et al.*, 1996; Glenn *et al.*, 1998), além de dar um benefício extra ao agricultor. A resistência das plantas às sais não é um valor exato por causa da influencia de outras variáveis como o solo, a cultura e fatores climáticos.

Usualmente, as culturas usadas na fitorremediação de solos salino-sódicos e sódicos podem experimentar deficiência de oxigênio, Isso pode explicar-se por três razões: 1) a necessidade de irrigar constantemente para garantir uma boa drenagem e assim lixiviar os cátions, 2) baixas taxas de infiltração e condutividade hidráulica de solos excessivamente salinos e sódicos e 3) alagamento da superfície devido a uma prolongada época de chuvas.

Os genótipos que mostrem maior resistência contra os efeitos combinados da salinidade, sodicidade e condições anóxicas se constituem como as melhores alternativas para desenvolver projetos de fitorremediação de áreas salinas e/ou sódicas. Também deve

considerar-se o mercado local que possam ter os subprodutos da espécie utilizada (madeira, ração pra animais, melhoramento da paisagem).

Qadir & Oster (2004) e Schmeisky & Poladcha (2000) fizeram uma revisão sobre as espécies vegetais usadas em pesquisas de fitorremediação de solos salinos e sódicos. Entre elas se encontram árvores, pastagem e arbustos. Alguns exemplos citados por estes autores de experiências bem sucedidas são: *pasto Kallar*, *Sesbainia*, *Alfalfa*, *Pasto Bermuda*. Muitas outras plantas têm produzido biomassa adequada em solos afetados por sais. Estão incluídas na lista espécies de arbustos do gênero *Atriplex* e *Maireana*, entre outras.

A continuação, se apresentarão algumas informações básicas sobre a espécie vegetal *Atriplex nummularia*, a qual vem sendo objeto de pesquisa no nordeste brasileiro, na dessalinização de águas salubres (Khan *et al.*, 2000; Porto *et al.*, 2001) e na fitorremediação de solos salino-sódicos (Leal *et al.*, 2008).

2.8. Características da espécie vegetal *Atriplex nummularia*

A *Atriplex nummularia* é uma halófito que cresce até uma altura média de 2 m e que é utilizada de forma nativa na alimentação de ovelhas, apesar do alto teor de nitrogênio presente nas folhas, tal como se aprecia na Figura 2.6. É originária de zonas temperadas, subtropicais e mediterrâneas (onde comumente se apresentam solos com características salinas e/ou sódicas)

Taxonomicamente esta espécie apresenta a seguinte classificação:

- Reino: Eukaryota
- Divisão: Magnoliophyta
- Classe: Magnoliopsida
- Ordem: Caryophyllales
- Família: Amaranthaceae
- Género: *Atriplex*
- Espécie: *A. nummularia*



**Figura 2.6 - *Atriplex nummularia* usada na alimentação de ovelhas na Austrália.
Fonte: Glenn *et al.* (1998)**

A *Atriplex nummularia*, apresenta folhas de 2 – 7 cm de comprimento e 1 – 4 cm de largura, alternas, de forma arredondada. Tolerar temperaturas entre os -8 aos 35 °C, no entanto, temperaturas invernais próximas ao limite inferior podem causar a sua morte, da mesma forma, tolera valores de precipitação anual entre 50 – 600 mm e não tem inconvenientes em desenvolver-se em qualquer textura do solo (Aganga *et al.*, 2003). De acordo a estas informações, o desenvolvimento da planta em locais do Rio Grande do Sul na temporada invernal, pode ser afetado, em função das baixas temperaturas e alta precipitação que apresenta esta região.

Sua composição nutricional apresenta altos valores de proteína e cinza, de fácil digestão pelo gado. Outros valores úteis são mostrados no Quadro 2.8.

Quadro 2.8 - Valores nutricionais da *Atriplex nummularia*.

Parâmetro	Valor (g/kg)
Na	71.7
Ca	5.5
K	20.3
Mg	4.6
P	2
Cinza	230
Proteína	103
Fibra	455
Lignina	90
Gordura	21.5

Adaptado de: Aganga *et al.* (2003)

Os usos mais comuns em regiões áridas onde a planta cresce de forma natural são resumidos na Figura 2.7.

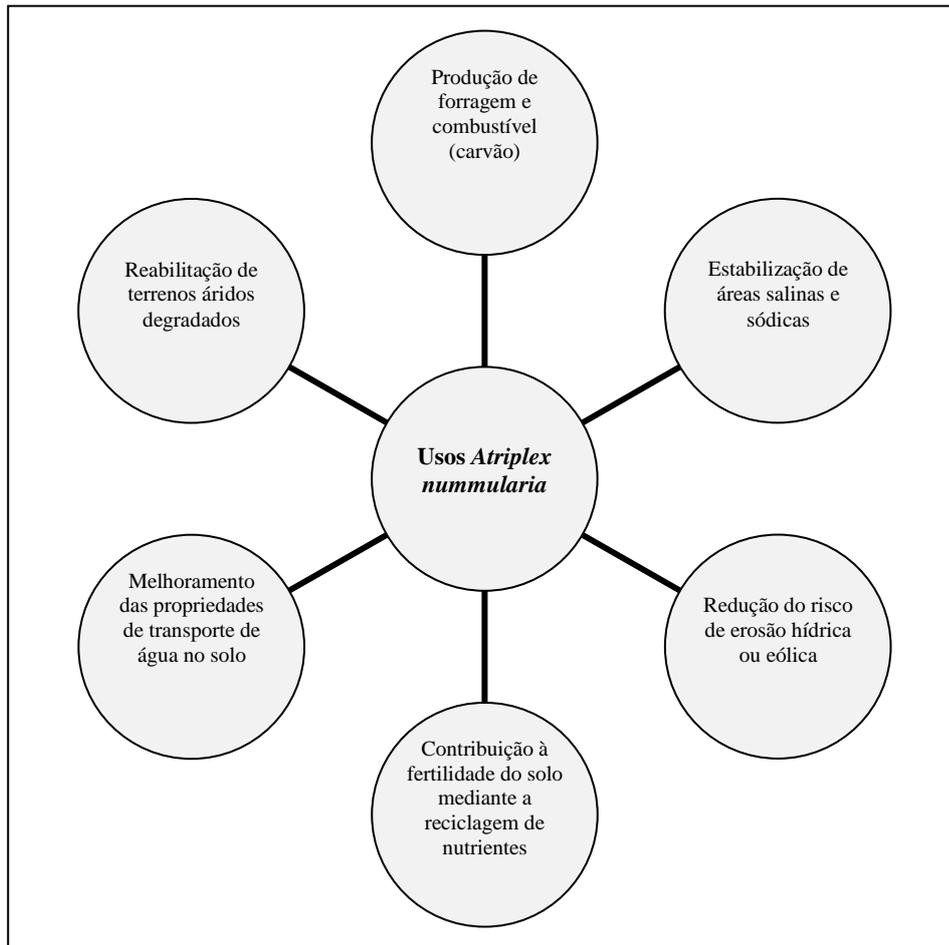


Figura 2.7 - Usos econômicos e ambientais da espécie *Atriplex nummularia*.
 Adaptada de: Glenn *et al.* (1998); Schmeisky *et al.* (2000); Porto *et al.* (2001); Aganga *et al.* (2003); Araújo *et al.* (2006); Ravindran *et al.* (2007); Leal *et al.* (2008).

Espécies do gênero da *Atriplex* e outras halófitas acumulam sais dentro de estruturas de retenção comumente localizadas na superfície das folhas (Araujo *et al.*, 2006). Os resultados de alguns estudos na utilização desta espécie na remoção de sais e sódio são apresentados a seguir:

- Araujo *et al.* (Fortaleza – Brasil, 2006), avaliaram em laboratório a resposta da *Atriplex nummularia* a concentrações críticas de salinidade (até simular a salinidade da água do mar). Os resultados obtidos mostraram que em condições de estresse salino a acumulação de Na^+ e Cl^- foi maior nas folhas que nas raízes, confirmando assim que o potencial acumulador de esta espécie não é devido ao mecanismo de exclusão de íons. Também se obteve uma alta

afinidade das raízes pelo Na^+ , provavelmente pelo seqüestro deste em estruturas de proteção;

- Aganga *et al.* (Botswana – África, 2003), encontraram em laboratório que a espécie *Atriplex griffithii* atingiu uma acumulação de íons equivalente ao 40% da matéria seca, identificando como agente osmoprotetor à glicinabetaína, contribuindo assim a um balanço osmótico ótimo dentro do citoplasma;
- Brown *et al.* (Tucson – Arizona, 1999), experimentaram em laboratório com três tipos diferentes de plantas halófitas, incluindo uma da espécie *Atriplex* na remoção de sais do efluente produzido num lagoa de cultivo de tilápia. Os resultados mostraram que a espécie de *Atriplex* teve uma eficiência na remoção de sais (medida pela condutividade elétrica) de até o 97%.

Dentro da revisão de literatura para o desenvolvimento deste projeto, não foi encontrada informação relacionada com a utilização de espécies halófitas na fitorremediação de solos salinizados ou sodificados pela aplicação contínua de efluentes de esgotos tratados.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Localização do experimento

O experimento foi desenvolvido nas instalações da Estação Piloto de Tecnologias de Tratamento e Reúso de Esgotos liderada pelo Prof. Luiz Monteggia (IPH – UFRGS), localizada dentro da Estação de tratamento de esgotos da cidade de Porto Alegre, São João Navegantes (DMAE). Na Figura 3.1 se apresenta o mapa de localização.

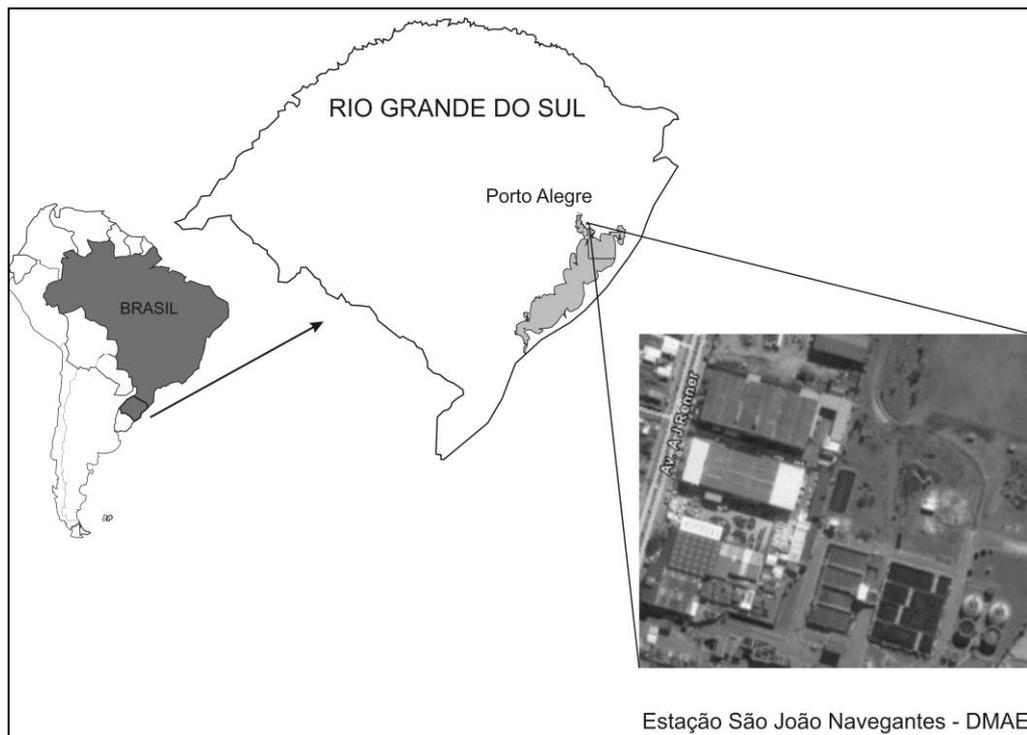


Figura 3.1 - Localização geográfica do experimento.

A região metropolitana de Porto Alegre, situada na latitude 30°S e a 100 km do Oceano Atlântico, segundo W. Köppen possui um clima classificado como subtropical úmido (Cfa), por registrar valores de temperatura média do mês mais quente superior a 22°C, tendo como característica marcante a grande variabilidade dos elementos meteorológicos ao longo do ano. Embora o clima da região seja subtropical, a substituição de uma massa de ar tropical por outra de ar polar caracteriza o tempo meteorológico como um gerador de quedas bruscas de temperatura. A temperatura e precipitação média são de 19,5 °C e 1309 mm por ano respectivamente.

3.2. Etapas do experimento

A Figura 3.2 resume as etapas principais do projeto.

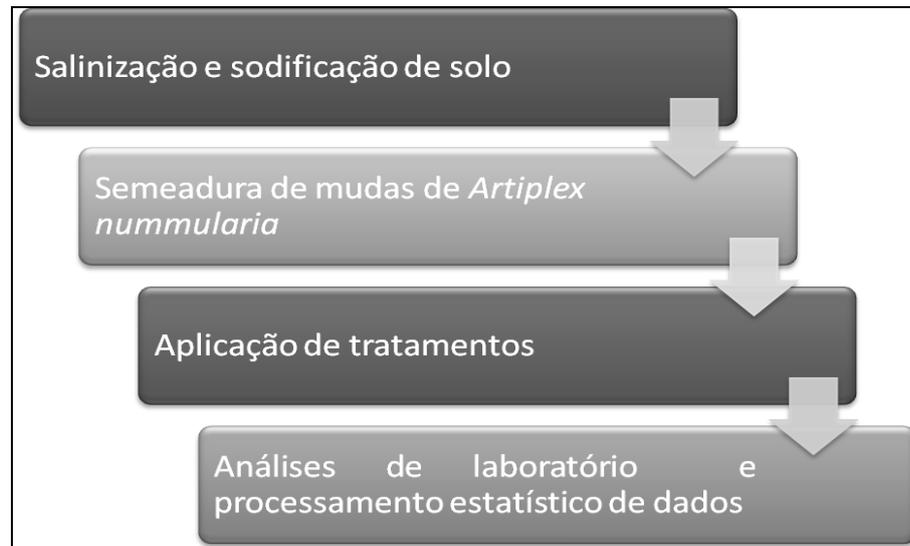


Figura 3.2 - Etapas principais do projeto.

3.2.1. Salinização e sodificação do solo

Esta etapa inclui a seleção do solo, a configuração do experimento e a irrigação inicial do solo com um efluente de esgoto tratado.

O experimento iniciou com a seleção do solo (substrato) que seria utilizado. Foi escolhido um solo de várzea presente no Município vizinho de Viamão. Estes solos são mal drenados encontrados nas áreas de várzea, com relevo plano a suavemente ondulado. Apresentam uma sequência de horizontes A-E-Btg-C, com o horizonte A de coloração mais escura, o horizonte E de cor clara e mais arenoso, e uma mudança abrupta para o horizonte Btg bem mais argiloso e de cor acinzentada. Esta mudança súbita no perfil do solo, de camadas mais arenosas (horizontes A e E) para uma camada mais argilosa (horizonte Btg), é responsável pela retenção da água e o conseqüente encharcamento do solo. Devido a essas feições, os Planossolos são aptos para o cultivo de arroz irrigado; com sistemas de drenagem eficientes também podem ser usados para outras culturas (milho, pastagens e outras), porém apresentam risco de inundação (Weber *et al.*, 2004). As características químicas iniciais deste solo são apresentas no Quadro 3.1.

Coletou-se aproximadamente 4 m³ do perfil de textura arenosa (perfil superior) e 2 m³ do perfil de textura argilosa (perfil inferior). Com estes volumes foram preenchidos 36 vasos, com uma profundidade de 40 cm para a primeira camada de solo (horizonte A) e 25 cm para a

segunda camada (horizonte Btg), tal como se aprecia na Figura 3.3. Posteriormente, os vasos foram saturados com água durante dois dias contínuos para procurar uma compactação homogênea entre eles.

Os vasos foram divididos em dois grupos de 18, um grupo foi levado para dentro de uma estufa¹ e o outro ficou fora dela. Este arranjo foi feito para avaliar a influência das variáveis climáticas no desenvolvimento tanto do processo de salinização e sodificação inicial como do processo de fitorremediação. Na Figura 3.4 se apresenta um esquema da distribuição dos vasos.

Quadro 3.1 - Características do solo estudado.

Características químicas	Perfil superior	Perfil inferior	Interpretação perfil superior
Argila (%)	9	17	Textura arenosa
pH (H ₂ O)	6,2	6,6	Solo de acidez fraca
P (mg/dm ³)	9,4	3,7	Fósforo disponível baixo
K (mg/dm ³)	21	16	Baixo teor de potássio
Materia orgânica (%)	1,9	0,6	Baixo teor de matéria orgânica
Al _{trocável} (cmol _c /dm ³)	0,0	0,0	-
Ca _{trocável} (cmol _c /dm ³)	8,1	3,5	Altos teores de cálcio e magnésio trocável
Mg _{trocável} (cmol _c /dm ³)	4,5	1,3	
Al+H (cmol _c /dm ³)	1,6	1,2	Baixa acidez potencial
CTC (cmol _c /dm ³)	14,2	6,1	Alta CTC total para a fertilidade do solo
% Sat CTC (Bases)	89	80	Alta saturação por bases beneficiando a fertilidade do solo
S (mg/dm ³)	6,2	6,0	Teor médio de enxofre
Zn (mg/dm ³)	4,0	1,3	Teor alto
Cu (mg/dm ³)	0,3	0,7	Teor muito baixo de cobre
B (mg/dm ³)	0,5	0,5	Teor médio
Mn (mg/dm ³)	7,0	6,0	Bom teor de manganês
Fe (mg/dm ³)	1,5	0,7	Baixo teor de ferro
Na (mg/dm ³)	3,0	1,0	Solo normal em termos de salinidade ou sodicidade

Fonte: Laudo de análises química do solo estudado, Laboratório de Análises de Solos da Faculdade de Agronomia – UFRGS, (15 de maio de 2008)

¹ O termo estufa refere-se a um ambiente físico fechado, onde os substratos foram isolados do efeito da chuva e do vento. Neste ambiente não foram controladas variáveis como umidade e temperatura.

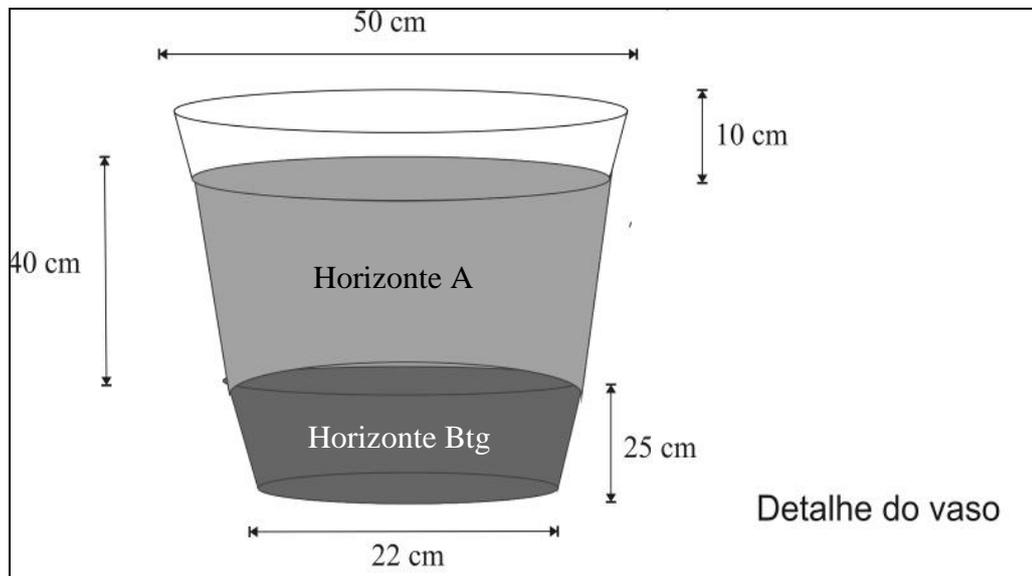


Figura 3.3 - Detalhe dos vasos com substrato

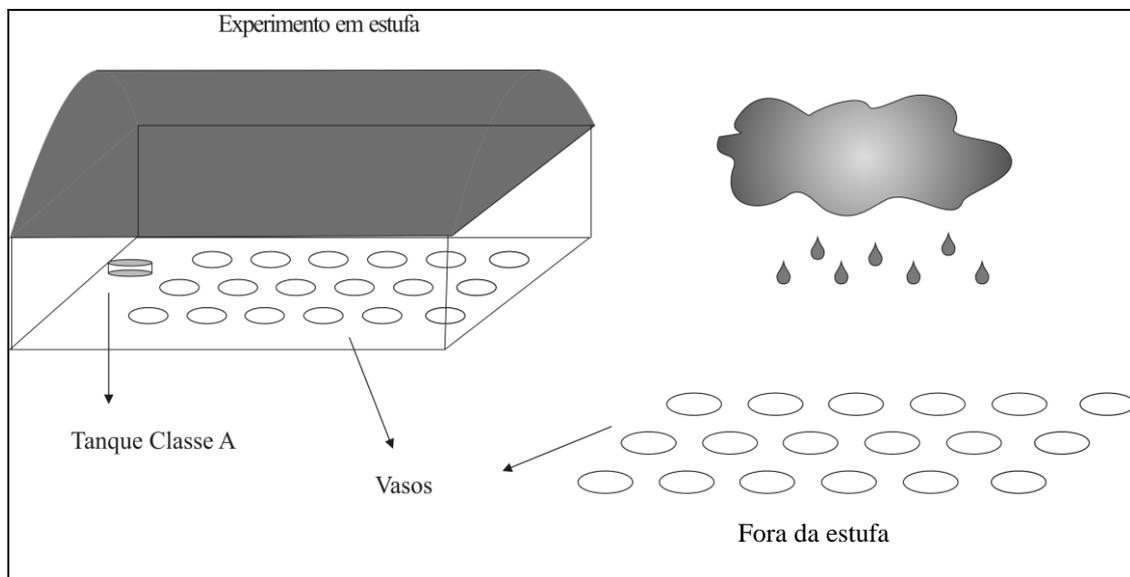


Figura 3.4 - Distribuição dos vasos no experimento

Depois de arranjados os vasos, começou a irrigar-se de forma manual cada um deles com esgoto tratado proveniente do sistema UASB + Lagoa de polimento durante dois meses (junho e julho) para alterar as características químicas e físicas do solo, tal como acontece em projetos de reúso de efluentes na agricultura. Cabe salientar que o volume aplicado não esteve ligado à demanda hídrica das plantas e sim à necessidade de aplicar suficiente volume de água para obter percolado.

Os mesmos volumes de esgoto foram aplicados nos 36 vasos (18 dentro da estufa e 18

fora dela). As quantidades de efluente aplicado nesta etapa e na etapa seguinte são apresentados na Figura 3.5. Ao final desta primeira fase foram coletadas amostras de solos para determinar as novas condições químicas do substrato. Cabe salientar que se manteve uma testemunha do solo original (sem irrigação com esgoto), com o fim de avaliar estatisticamente as mudanças do solo.

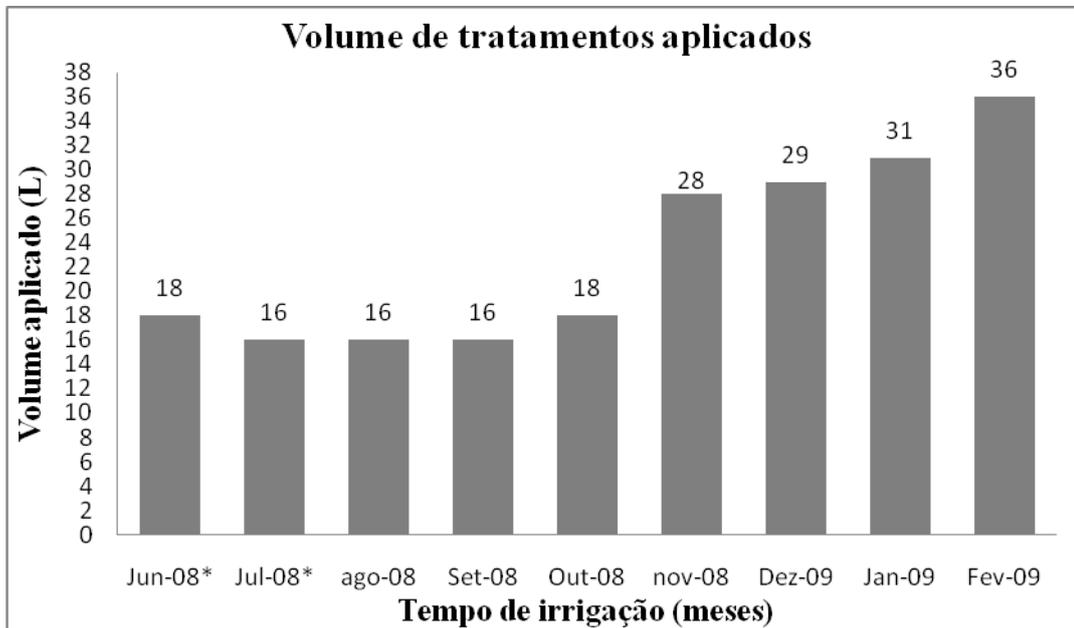


Figura 3.5 - Volumes de tratamentos aplicados

3.2.2. Semeadura de mudas de *Atriplex nummularia*

Depois de finalizada a primeira etapa, no dia 05 de agosto, procedeu-se a semeadura das mudas de *Atriplex nummularia*, as quais foram trazidas desde a cidade de Fortaleza – CE, nordeste do Brasil. No período anterior à semeadura, as mudas estiveram durante um mês em casa de vegetação com condições de temperatura e umidade controladas, garantido assim, o melhor desenvolvimento do sistema radicular. Na Figura 3.6 se apresenta uma fotografia das mudas uma vez semeadas em cada um dos 36 vasos, com o solo já sodificado pela aplicação de esgoto tratado. Durante todo o experimento se teve os cuidados necessários para evitar a propagação de pragas nas plantas.



Figura 3.6. Mudanças de *Atriplex nummularia*.

3.2.3. Aplicação de tratamentos

Uma vez semeada as mudas de *Atriplex nummularia*, iniciou-se a aplicação dos tratamentos que permitiram avaliar o processo de fitorremediação de sais e sódio em condições de irrigação contínua com efluentes de esgotos tratados. Os tratamentos escolhidos foram: água potável (T1 – P1), efluente de esgoto tratado em sistema UASB (T2 – P2) e efluente de esgoto tratado num sistema UASB + lagoa de polimento (T3 – P3).

O primeiro tratamento fez a função de testemunha, permitindo avaliar o desempenho da planta na dinâmica de remoção de sais e sódio no solo em ausência deste conforme o descrito por Schmeisky & Poladcha, (2000); Cerda *et al.* (2007) e Qadir *et al.* (2007). Os demais tratamentos foram escolhidos em função das características químicas e microbiológicas que cada um deles apresenta e que de alguma forma podem alterar as propriedades físico-hídricas e características químicas do solo. Além disso, são efluentes dos sistemas de tratamento mais comuns utilizados em países em desenvolvimento (Florêncio *et al.*, 2006). As características químicas dos tratamentos são apresentadas no Quadro 3.2.

Baseado na classificação do Quadro 2.4 para águas de irrigação, os efluentes utilizados oferecem risco de ligeiro a moderado para a salinização do solo, entanto que a água potável oferece um risco de desestruturação do solo em função do baixo teor de eletrólitos. Quanto ao teor de sódio, os tratamentos dois e três tendem a impactar de forma severa a qualidade tanto das culturas como do solo. O delineamento estatístico utilizado neste experimento foi o DIC (delineamento inteiramente casualizado) com três tratamentos e 6 repetições. A Figura 3.7 apresenta a distribuição dos tratamentos sorteados.

Quadro 3.2 - Características químicas dos tratamentos aplicados (período julho de 2007 – fevereiro 2008)

	Água potável	Reator UASB	UASB +Lagoa Polimento
Turbidez (UNT)	0,7 ± 0,3	78,5 ± 48	51 ± 21
pH	6,7 ± 0,3	7,2 ± 0,3	8,4 ± 0,7
Alcalinidade (mg/L)	32 ± 79	168,6 ± 40	113,6 ± 28
Fe (mg/L)	0,03 ± 0,1	1,4 ± 1,6	0,09 ± 0,2
Mn (mg/L)	0,2 ± 0,3	1,3 ± 0,2	0,9 ± 0,2
NO ₃ (mg/L)	0,5 ± 0,15	0,06 ± 0,1	0,09 ± 0,02
NH ₄ ⁺ (mg/L)	0	20 ± 5	6,9 ± 3,2
NTK (mg/L)	1 ± 1,2	27 ± 5	14,8 ± 3,7
P T (mg/L)	0,06 ± 0,06	4,6 ± 1,5	4 ± 0,7
K (mg/L)	6 ± 1,3	26 ± 2	27 ± 3
Ca (mg/L)	6,5 ± 1	14,3 ± 3	14,2 ± 1,8
Mg (mg/L)	3,2 ± 0,9	8 ± 1	6,3 ± 2
Zn (mg/L)	0,08 ± 0,1	0,2 ± 0,2	0,08 ± 0,2
Cu (mg/L)	0,01 ± 0,03	0,03 ± 0,06	0
Na (mg/L)	8,7 ± 1,8	53,7 ± 12	55 ± 11
CE (dS/m)	0,12 ± 0,02	0,7 ± 0,15	0,53 ± 0,07
RAS (mmol L ⁻¹) ^{0,5}	0,73	2,83	3,05
DQO (mg/L)	14,7 ± 17	145,6 ± 90	225 ± 85,3

Fonte: Informação fornecida pelo projeto PROSAB V - Edital 2 (2008)

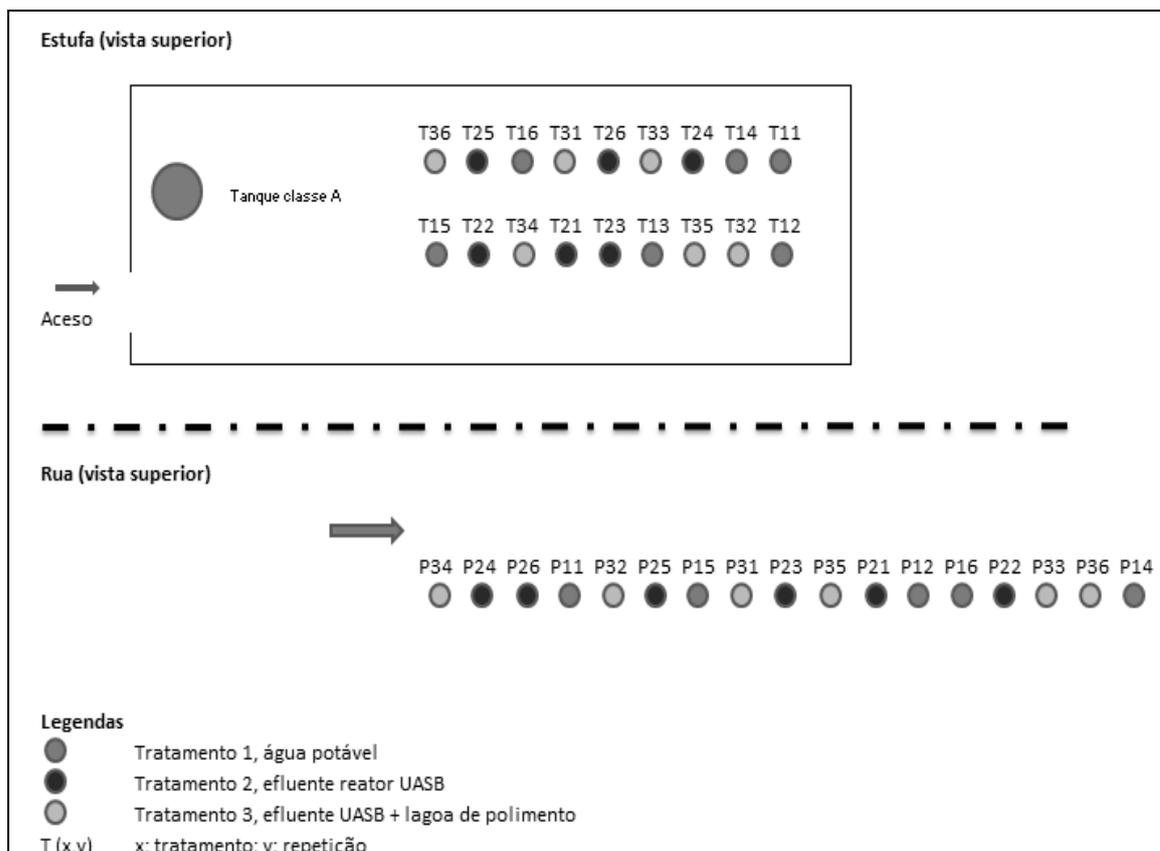


Figura 3.7 - Delineamento estatístico do experimento

A irrigação foi feita de forma manual durante 7 meses seguidos, incluindo as estações de inverno, primavera e verão. Garantiu-se a aplicação de volumes iguais dos tratamentos nos vasos correspondentes (ver Figura 3.5, a partir do mês de agosto).

3.3. Coleta de dados, análises de laboratório e processamento estatístico

A informação coletada neste experimento a fim de garantir o desenvolvimento dos objetivos foi dividida em três categorias.

3.3.1. Dados climatológicos

Os dados climatológicos dentro da estufa foram monitorados com o uso de um tanque Classe A (evaporação) e um termômetro digital de máximas e mínimas. Os dados de precipitação e temperaturas máximas e mínimas diárias do local do experimento foram tomados da estação de monitoramento climático do INMET- RS na cidade de Porto Alegre (disponibilizados no site do INMET). As medições climatológicas apresentam-se na primeira parte da discussão dos resultados.

3.3.2. Parâmetros químicos monitorados no substrato

Amostras da camada de 0 – 20 cm dos substratos foram coletadas no início do experimento (substrato em condições naturais), após finalizada a etapa de salinização e sodificação e no final do experimento conforme sugerido por Marques *et al.*(2003); Montes *et al.* (2006); Hati *et al.*(2006); Ferreira *et al.*(2006); Herpin *et al.* (2007); Pereira *et al.*(2009) . Os parâmetros avaliados encontram-se no Quadro 3.3. Em anexos apresentam-se os laudos do laboratório com a informação química dos substratos.

Quadro 3.3 - Métodos químicos utilizados nas análises químicas do solo.

Parâmetro	Método de laboratório
pH	pH em água
Condutividade elétrica	Condutividade do extrato do solo
Sódio	Mehlich 1 - ICP
Potássio	Mehlich 1 - ICP
Cálcio	Extração KCl - Titulação EDTA
Magnésio	Extração KCl - Titulação EDTA
Alumínio	Extração acetato de cálcio - Titulação NaOH
Hidrogênio	Extração acetato de cálcio - Titulação NaOH
Matéria orgânica	Método Walkley & Black

Fonte: Embrapa (1997)

Os índices de CTC e % saturação de bases foram calculadas mediante as seguintes equações:

$$CTC(\text{cmol}_c \cdot \text{dm}^{-3}) = Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+ + K^+ + H^+ + Al^{+3} \quad (3.1)$$

$$\% \text{Sat.bases} = \frac{Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+ + K^+}{Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+ + K^+ + H^+ + Al^{+3}} \quad (3.2)$$

Os cálculos do percentual de troca de sódio e da relação de adsorção do sódio foram feitos com as equações 2.1 e 2.2, respectivamente.

3.3.3. Parâmetros químicos monitorados na água de irrigação e no percolado

Quanto às análises da água de irrigação (tratamentos) e o percolado dos vasos, foi coletada uma amostra mensal durante seis meses da mesma maneira que Andrade *et al.* (2005). O Quadro 3.4 apresenta os métodos de laboratório utilizados. Prévio às análises de sódio, as amostras foram filtradas através de um filtro de membrana de ester-celulosa com diâmetro de poro de 0,22 µm conforme descreve Pereira *et al.* (2009). Na Figura 3.8 se apresenta uma fotografia do percolado acumulado em garrafas PET de 2 L antes de ser coletado para as respectivas análises.

Quadro 3.4 - Métodos químicos utilizados nas análises químicas do percolado.

Parâmetro	Método de laboratório
pH	pH metro (<i>in situ</i>)
Condutividade elétrica	Conduvímetero (<i>in situ</i>)
Sódio	Espectrofotometria de chama

Fonte: APHA, AWWA, WEF (1998)

3.1.1. Ensaio físicos do solo.

Para avaliar o efeito da salinização ou sodificação nas propriedades hidráulicas do solo, foram determinadas curvas de retenção de água no solo em cada vaso antes e depois de irrigar o solo com esgoto tratado, conforme a metodologia apresentada por Cauduro e Dorfman (1990). A coleta das amostras se deu na camada de zero a dez centímetros, utilizando-se na coleta um amostrador com anéis de diâmetro médio de 0,047 e 0,051 m de altura. Os pares de dados (pontos amostrais) para a confecção da curva característica de retenção de água no solo (tensão e umidade) foram obtidos no laboratório de física do solo do



Figura 3.8 - Percolado do vaso utilizado para análises químicas

Realizaram-se determinações de umidade em todos os vasos de acordo com a tensão no domínio de 1 a 100 kPa, correspondente à faixa de maior interesse agrônomo. Na curva de retenção de água, para as tensões de 1, 6 e 10 kPa utilizou-se a mesa de tensão, para as tensões de 33 e 100 kPa utilizou-se panela de pressão.

3.1.2. Interpretação de resultados

Para a interpretação e discussão dos resultados foram utilizadas as seguintes ferramentas:

- Construção de diagramas de colunas para comparar visualmente as mudanças nas propriedades do substrato após a aplicação dos tratamentos;
- Construção de curvas de comportamento das propriedades químicas monitoradas no percolado;
- Análises de variância e aplicação do teste de comparação de médias do Tukey a 95%, para testar a hipótese nula (H_0), a irrigação com o efluente de esgoto tratado num sistema UASB + lagoa de polimento em condições de chuva e ausência dela não tem efeito nenhum na alteração química do substrato;
- Aplicou-se o teste de homogeneidade de Hartley, com transformação

logarítmica, análises de variância e teste de Tukey para contraste de médias a 95%, dentro da estufa (tratamentos T) e fora dela (tratamentos P), nas variáveis sódio, percentual de sódio trocável, CTC e condutividade elétrica (indicadoras de salinidade ou sodicidade) obtidas das análises dos substratos coletados. Tomando como hipótese nula (H_0) que a aplicação dos tratamentos não teria efeito nenhum no desempenho das plantas no processo de fitorremediação;

- Calculou-se um balanço de massa de sódio por tratamento nos vasos distribuídos dentro da estufa (isolamento da precipitação). Calcularam-se as cargas de sódio removido, adicionado, percolado e acumulado no solo utilizando as equações 3.3, 3.4, 3.5 e 3.6. O volume de solo foi calculado com a equação 3.7 e a carga de sódio removido por unidade de área foi calculada com a equação 3.8.

$$Na_{removido}^+(g) = Na_{adicionado}^+ + Na_{ac-i}^+ - Na_{percolado}^+ - Na_{ac-f}^+ \quad (3.3)$$

$$Na_{adicionado}^+(g) = C_{tratamento}^{Na^+} \times Vol_{aplicado} \times 10^{-3} \quad (3.4)$$

$$Na_{percolado}^+(g) = C_{percolado}^{Na^+} \times Vol_{percolado} \times 10^{-3} \quad (3.5)$$

$$Na_{acumulado}^+(g) = C_{solo}^{Na^+} \times Vol_{solo} \times 10^{-3} \quad (3.6)$$

$$Vol_{solo}(dm^3) = \frac{(A_{vaso} \times a_{vaso})}{2} \times h_{vaso} \times 1000 \quad (3.7)$$

$$Sódio_{removido}(kg \cdot ha^{-1}) = \frac{Na_{removido}^+}{A_{vaso}} \times 10 \quad (3.8)$$

Onde:

- **C (mg.L⁻¹)** = representa a concentração de sódio na água de irrigação (tratamentos), percolado e aquela acumulada no substrato no início e no fim do

experimento;

- **Vol.** = representa o volume de líquido em L (tratamento e percolado) e o volume de substratos em dm^3 ;
 - **A_{vaso} e a_{vaso}** = representam a área maior e área menor dos vasos em m^2 ;
 - **H_{vaso}** = Altura do perfil arenoso do vaso em m.
-
- Análises de variância e teste de médias de Fisher (LSD) nos dados utilizados na construção das curvas de retenção da água no solo a fim de verificar a existência de diferenças significativas entre elas a um nível de significância de 1%;
 - A análise estatística foi feita utilizando o software XLSTAT[®] (Addinsoft) versão 2009.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Características químicas do substrato e da água de irrigação durante a primeira etapa do experimento

Durante o tempo de irrigação desta primeira etapa, o solo permaneceu saturado; condição incitada com o fim de lixiviar cátions como o Ca^{+2} e Mg^{+2} e aumentar o teor de Na^+ dentro do solo, comportamento que normalmente acontece na irrigação de solos com águas com alto teor de sais e sódio dissolvidas. Nos vasos da estufa observou-se uma boa drenagem do efluente irrigado, situação que não se apresentou nos vasos fora da estufa devido ao excesso de chuva que não era retirado rapidamente, criando assim estágios de alagamento na maior parte do tempo.

Os efeitos da irrigação sobre a química do substrato utilizado podem ser melhor vistos quando se tem uma imagem da condição original do substrato. No Quadro 3.1, se apresenta um resumo das características químicas da primeira camada do planossolo utilizado no experimento. Cabe salientar que esta informação está associada à fertilidade do solo.

Os valores mostram que este solo apresentou valores deficientes em alguns aspectos como a matéria orgânica, fósforo, manganês, ferro e potássio disponível; os quais são considerados importantes na fertilidade de um solo para qualquer cultura. A capacidade de troca catiônica (CTC) considera-se alta devido à alta contribuição do Ca^{+2} e Mg^{+2} , aspecto que torna-se interessante devido ao papel que desempenham estes dois cátions na irrigação com águas salinas e/ou sódicas.

Quanto à qualidade da água de irrigação, efluentes de esgotos tratados comumente apresentam RAS na ordem de 4,5 – 7,9, devido à alta concentração sódio (em média 121 mg/L) e também das baixas concentrações de cálcio e magnésio (Feigin *et al.*, 1991 *apud* Montes *et al.*, 2006; Herpin *et al.*, 2007; Pereira *et al.*, 2009). O efluente do sistema UASB + lagoa de polimento mostrou uma RAS de 3,05 ($\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$)^{0,5}, do qual se esperava que não incrementasse o PST, acorde com a classificação de Bastos & Bevilacqua (2006), afetando assim a qualidade do solo. O valor médio da CE deste efluente é de 0,53 dS m^{-1} , o que está um pouco abaixo da faixa típica para efluentes de esgotos tratados (0,6 – 1,7 dS m^{-1}) (Toze, 2006).

Ayers & Westcot (1985) recomendam usar simultaneamente a RAS e a CE para avaliar os riscos de sodicidade da água de irrigação sobre a permeabilidade do solo. De acordo com esta classificação (Quadro 2.4), o efluente tratado utilizado oferece um risco de ligeiro a moderado. Herpin *et al.* (2007) utilizaram a equação (4.1) para expressar a relação entre a condutividade elétrica mensurada e o nível mínimo de eletrólitos (concentração limiar,

E_T) no efluente, requerido para evitar deterioração estrutural do solo. A equação em questão é a seguinte:

$$E_T = 0,056 \times RAS + 0,06 \quad (4.1)$$

De acordo com Sumner (1993), no caso de valores de CE inferiores à concentração limiar, as argilas podem dispersar-se espontaneamente com altos valores de PST. Neste estudo, para o efluente do esgoto tratado no sistema UASB + lagoa de polimento, a concentração limiar foi de $0,23 \text{ dS m}^{-1}$ que comparada à CE medida de $0,53 \text{ dS m}^{-1}$ comprovando que a RAS do efluente conseguiu ser compensada com a composição eletrolítica do mesmo, indicando que o risco de dispersão de argila é mínimo; efeito que se torna importante em projetos de irrigação em longo prazo (Herpin *et al.*, 2007; Duarte *et al.*, 2008, Jalali *et al.*, 2008; Pereira, *et al.*, 2009).

4.2. Alterações das propriedades químicas do substrato irrigado após a primeira etapa

Durante esses dois meses (inverno) predominaram no local do experimento temperaturas médias entre 10 e $15 \text{ }^\circ\text{C}$ e precipitações mensais acumuladas entre 170 e 240 mm . Já dentro da estufa observaram-se temperaturas entre 11 e $35 \text{ }^\circ\text{C}$ aproximadamente, situação que potencializou a evaporação da água nos vasos. Os resultados são apresentados nas figuras 4.1 e 4.2, respectivamente.

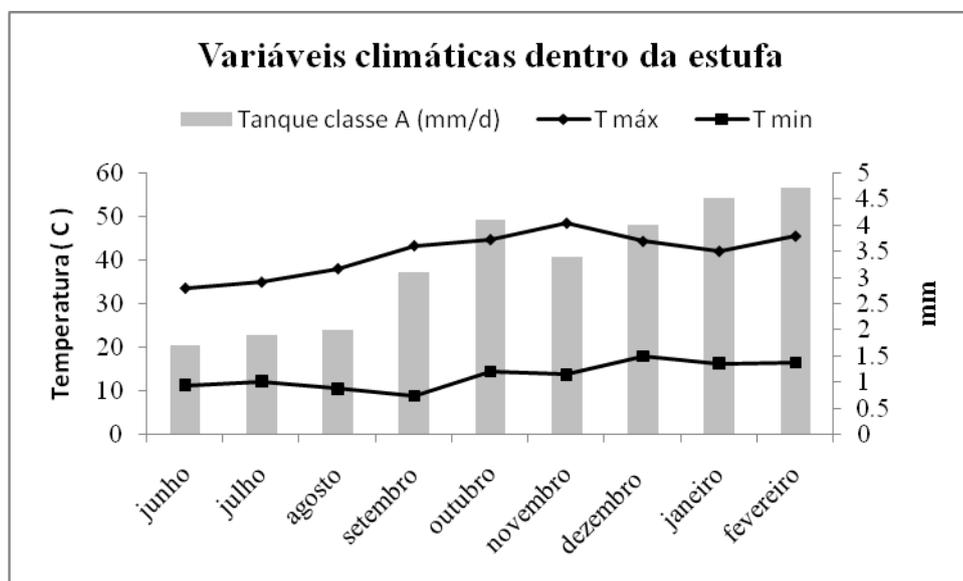


Figura 4.1- Variáveis climáticas medidas dentro da estufa

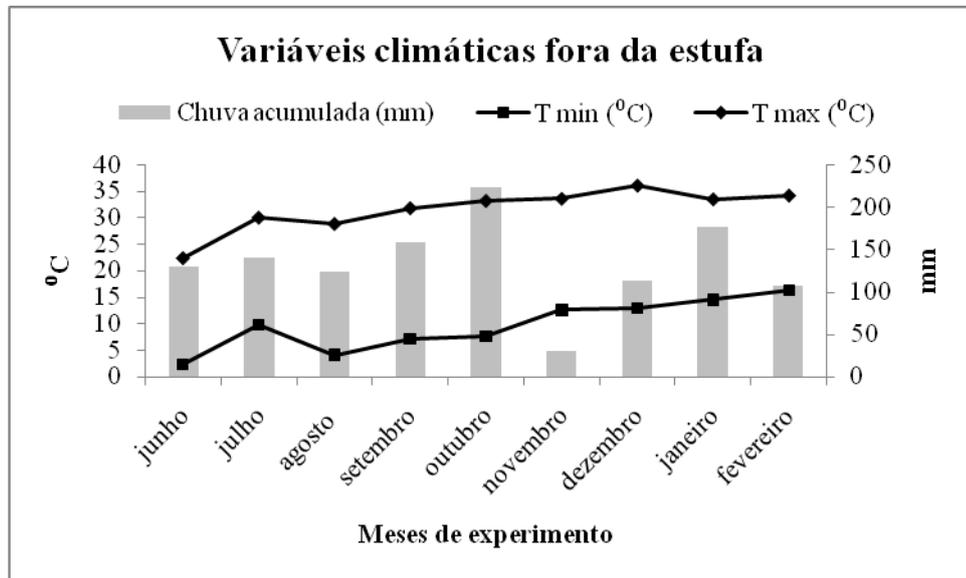


Figura 4.2 - Variáveis climáticas registradas fora da estufa

Neste ponto se avaliou o comportamento das variáveis químicas mais estudadas no que diz respeito a projetos de reúso de efluentes tratados na agricultura. O resultado da aplicação do efluente durante dois meses seguidos ilustra-se na Figura 4.3. O resumo da ANOVA e do Teste de comparação de médias de Tukey ($\alpha = 0,05$) deste ensaio é apresentado no Quadro 4.1.

Os problemas da irrigação com efluentes de esgotos ou esgotos brutos se incrementam em locais onde se apresentam baixas taxas de precipitações ou mesmo em locais com tendências de secas prolongadas, devido a que o excesso de água no solo ajuda na manutenção das suas condições químicas, físicas e biológicas (Montes *et al.*, 2006). A região Sul do Brasil apresenta altas precipitações anuais, razão pela qual os efeitos sobre o solo pela aplicação de efluentes em atividades agrícolas podem ver-se diminuídos, em função da alta diluição da carga poluente e da lavagem contínua das camadas de solo.

Normalmente efluentes de sistemas de lagoas de tratamento baseadas na simbiose algas-bactérias, apresentam valores de $\text{pH} > 9$, sobretudo nas horas diurnas do dia (Chernicharo *et al.*, 2006). Nestes casos existem em maior quantidade sais precipitados e CO_3^{2-} predomina dentro da coluna de água, aspectos que normalmente tendem a aumentar o pH do solo (Marques *et al.*, 2003; Montes *et al.*, 2006).

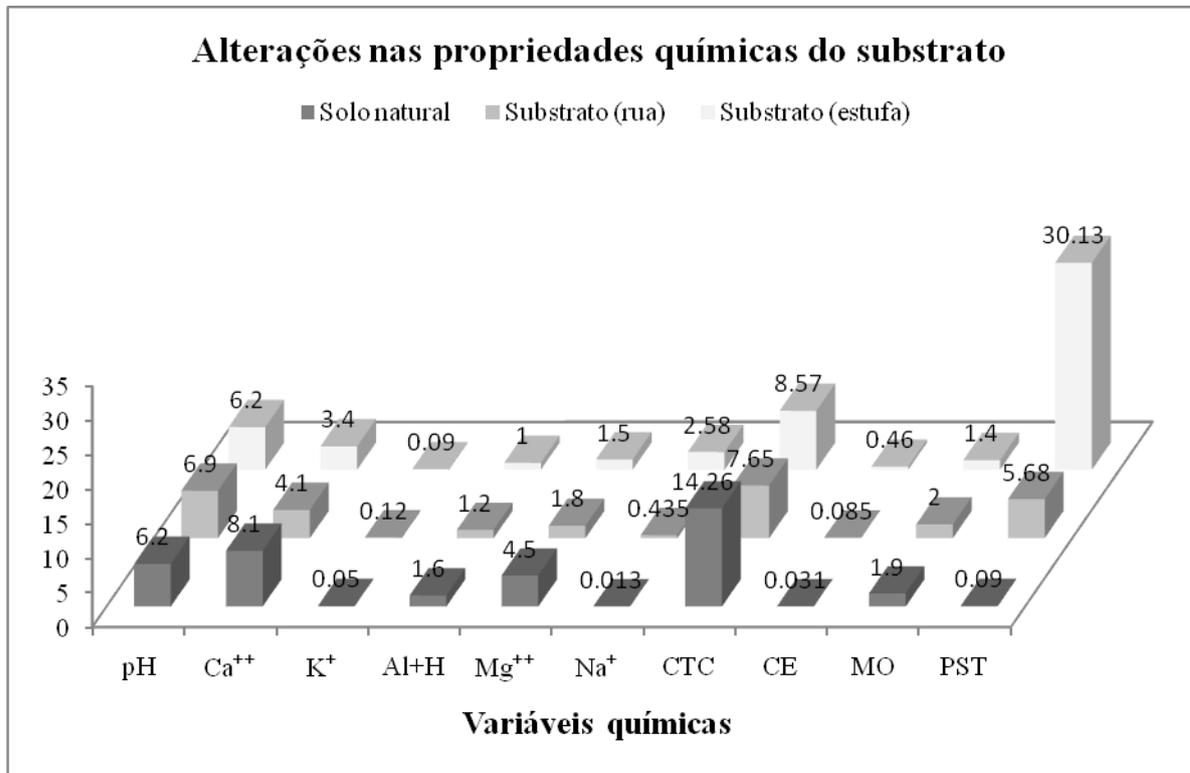


Figura 4.3 - Efeito da irrigação nas variáveis químicas do substrato após a primeira etapa

Quadro 4.1 - Alterações dos parâmetros químicos no substrato após a primeira etapa.

Parâmetro químico	Tratamentos		
	Testemunha*	T _{as} **	P _{as} ***
pH	6,23 a	6,20 a	6,9 b
Matéria Orgânica (%)	1,90 a	1,40 b	2,04 a
K ⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,054 a	0,115 b	0,092 c
Ca ⁺² (cmol _c dm ⁻³)	8,10 a	3,40 b	4,10 c
Mg ⁺² (cmol _c dm ⁻³)	4,50 a	1,50 b	1,80 b
Na ⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,013 a	2,58 b	0,43 c
CTC (cmol _c dm ⁻³)	14,26 a	8,6 b	7,6 c
PST (%)	0,09 a	30,07 b	5,72 c
CE (dS m ⁻¹)	0,031 a	0,458 b	0,085 c

Médias seguidas de letras iguais na fila não diferem entre si pelo Teste de Tukey ($P < 0,05$)

*Substrato sem aplicação de tratamento nenhum

**Aplicação de efluente de esgoto tratado de um sistema UASB + lagoa (ausência de chuva)

*** Aplicação de efluente de esgoto tratado de um sistema UASB + lagoa (presença de chuva)

Os valores do pH dos substratos mostram que não houve alteração deste nos vasos dentro da estufa e um leve aumento nos vasos fora da estufa. Normalmente o esgoto tratado não exerce efeitos sobre o pH do solo, devido ao seu poder tampão (Bouwer & Idelovitch, 1987 *apud* Montes *et al.*, 2007). Tem sido observado um aumento do pH do solo quando da

irrigação com esgoto (Herpin *et al.*, 2007; Pereira *et al.*, 2009) devido principalmente ao pH elevado do esgoto e à adição de cátions trocáveis e de ânions presentes

A única diferença existente entre esses vasos foram as condições climáticas, o aumento do pH nos vasos fora da estufa pode estar relacionada provavelmente com a saturação dos substratos fora da estufa durante a irrigação, pois estes permaneceram as vezes por três dias seguidos sob um nível de água de 5 cm; situação que favorece o consumo de oxigênio do solo com a posterior aparição de condições anóxicas ou anaeróbicas, processo que é acelerado pela adição de matéria orgânica do efluente. Nessas condições ocorre a redução do NO_3^- para NH_4^+ e desnitrificação do NO_3^- produzindo íons OH^- aumentando assim o pH (Schipper *et al.*, 1996). Nos vasos dentro da estufa não se observou saturação do substrato também pelo fato de que a temperatura interna era maior propiciando a evaporação da água de excesso no solo.

Com respeito à matéria orgânica, nos vasos fora da estufa não se observou uma mudança significativa, devido provavelmente à ausência de condições ideais para o desempenho dos microrganismos do solo, já que se alternaram de forma contínua condições de alagamento e saturação durante o período de irrigação. Nos vasos dentro da estufa, a diminuição da matéria orgânica (apesar da entrada contínua desta no efluente) pode ter sido causada pelo aumento da atividade microbiana, a qual desenvolveu-se melhor pelas condições ambientais presentes, como, ausência de mudanças bruscas de temperatura e ausência de água em excesso.

O aumento da atividade microbiana promove uma rápida mineralização do material orgânico adicionado ao solo e um aumento da taxa de nitrificação, sobretudo quando existem as condições apropriadas de temperatura e umidade, diminuindo assim o teor de C e N no solo (Marques *et al.*, 2003). Resultados similares foram encontrados por Pereira *et al.* (2009), Herpin *et al.* (2007), Hati *et al.* (2007), Montes *et al.* (2006), Montes *et al.* (2006), Ensink *et al.* (2002).

Quanto aos cátions principais do solo, a Figura 4.4 apresenta a contribuição de cátions do efluente de esgoto tratado no sistema UASB + lagoa de polimento aos substratos, nota-se que a maior contribuição foi feita pelo sódio seguido do cálcio; já o amônio, o magnésio e o potássio ficaram nos últimos lugares (Herpin *et al.*, 2007; Toze, 2006; Marques, 2003)

Nos substratos observou-se que o potássio teve diferenças significativas nas duas condições de aplicação dos tratamentos; teve-se um aumento em ambos os casos, sendo a média dos vasos da estufa maiores que a dos vasos de fora, devido ao excesso de água nestes últimos que permitiu uma maior lavagem do solo. O comportamento do potássio no solo quando irrigado com efluentes de esgotos tratados é diverso, porém na maioria dos casos tem-

se encontrado aumento deste, sobretudo na camada superficial do solo. Tal aumento obedece à alta quantidade dos cátions em efluentes de esgotos tratados, que assim como o sódio contribui ao deslocamento por efeito de massa de cátions polivalentes que fazem parte da CTC do solo. Neste caso, o baixo teor de potássio do solo também contribui ao aumento deste quase na totalidade dos vasos.

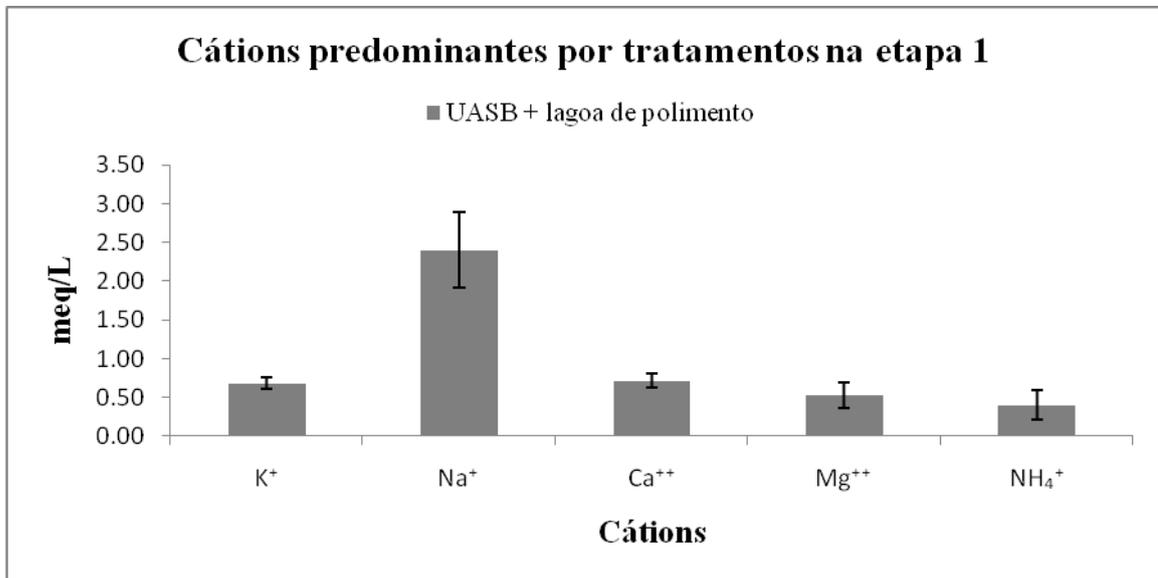


Figura 4.4 - Valores médios de cátions aportados pela água de irrigação durante a etapa 1

Os valores médios observados dos cátions cálcio e magnésio mostraram que houve diminuição dos teores destes na solução do solo. Para o magnésio, não obteve-se diferenças significativas entre os vasos da estufa e fora dela; já para o cálcio, o fator clima minimizou a lixiviação do cátion. Resultados similares são registrados por Pereira *et al.* (2009), Herpin *et al.* (2007), Hati *et al.* (2007), Montes *et al.* (2006), Montes *et al.* (2006). Os cátions cálcio e magnésio são os que predominam na solução do solo e na CTC do solo. Quando nestes solos passa a haver um acúmulo de sais solúveis, geralmente é o sódio que predomina na solução do solo e, desta forma, o Na⁺ pode passar a ser o cátion predominante na CTC devido ao deslocamento do Ca²⁺ e Mg²⁺ para a solução do solo (Montes *et al.*, 2006; Meurer, 2006). Nos substratos avaliados, observou-se um aumento considerável no teor de sódio dos vasos dentro da estufa e um aumento menos pronunciado nos vasos fora da estufa, evidenciando o efeito da chuva na lavagem do solo, razão pela qual, os teores de cálcio e magnésio diminuíram em menor proporção do que os vasos da estufa.

Antes do experimento, a CTC da camada do solo estava ocupada principalmente por

H+Al (acidez total), Ca^{2+} e Mg^{2+} com baixos teores de K^+ e valores desprezíveis de Na^+ . Após dois meses de irrigação com o efluente, a CTC diminuiu quase à metade em todos os vasos, em função do decréscimo dos teores do Ca^{2+} e Mg^{2+} , sendo que o valor menor apresentou-se nos vasos fora da estufa devido ao menor acúmulo de sódio. Na Figura 4.5 pode-se observar as alterações dos cátions.

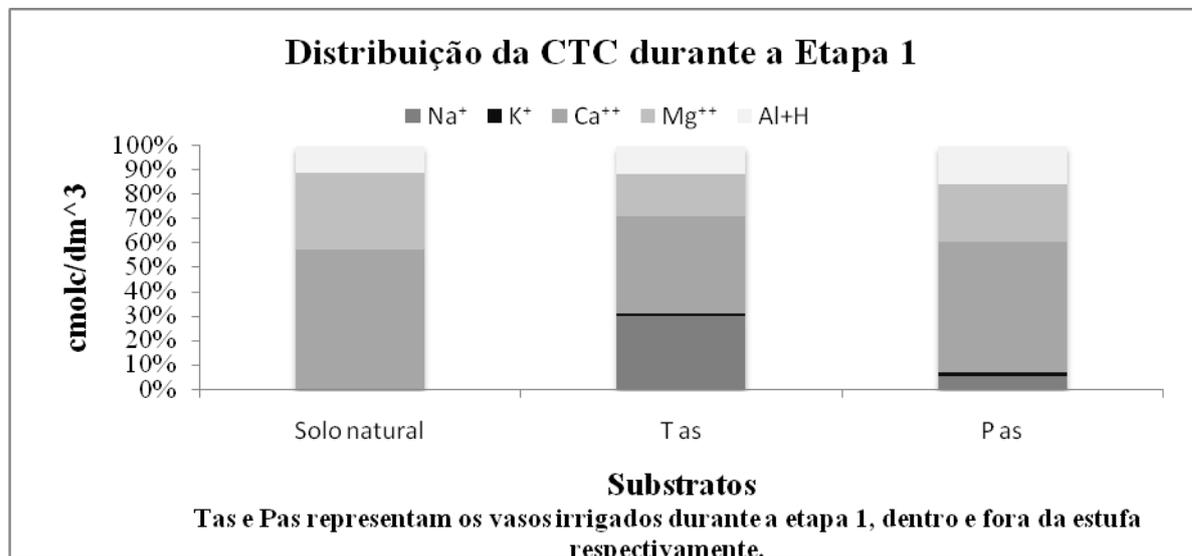


Figura 4.5 - Alterações na CTC após a etapa 1.

O aumento do Na^+ e a diminuição do Ca^{2+} e Mg^{2+} gerou um aumento do PST em 30 e 5,7% nos substratos dos vasos dentro e fora da estufa, respectivamente. Segundo Meurer (2006) e Qadir *et al.* (2007) valores acima de 15% do PST indicam um grau crítico de sodicidade do solo com risco sério de alterações das propriedades físico-hídricas deste (Gloaguen, 2005). Aumentos do PST foram registrados por Gloaguen (2005) após um período de irrigação de 4 anos (seguindo as recomendações de irrigação para as diferentes culturas utilizadas) sob a influencia do clima; nos experimento de Pereira *et al.* (2009), Jalali *et al.* (2008), Herpin *et al.* (2007) e nos citados por Montes *et al.* (2006) e Marques *et al.* (2003) não se apresentaram aumentos significativos do PST, utilizando águas de irrigação com características similares à utilizadas neste trabalho. Portanto, o aumento do PST pode estar mais associado com a superirrigação dos substratos, em condições que normalmente não aconteceriam durante um período normal de crescimento de alguma cultura. No entanto, o objetivo da primeira etapa precisamente era de atingir tal condição para assim avaliar a eficiência do processo de fitoremediação.

A aplicação de sais dissolvidos, presentes no efluente, aumentou a condutividade

elétrica do solo, em maior proporção nos vasos da estufa do que nos vasos fora dela, condição que normalmente ocorre, sobretudo na camada superficial do solo, pelo acúmulo de sais dissolvidos. Em relação ao risco de salinização, baseados na classificação da Figura 2.1 e especificamente no que se refere ao aumento da condutividade elétrica, os substratos não apresentaram condição salina alguma, tal como era de esperar-se tendo em conta o valor da concentração limiar proposta por Quirk (1994). Resultados similares de condutividade elétrica foram encontrados também pelos autores supracitados no parágrafo anterior.

4.3. Desempenho da *Atriplex nummularia* na remoção da salinidade e sodicidade do solo

Depois que a primeira etapa do experimento foi atingida, com o aumento significativo do sódio nos substratos, chegando inclusive a valores de PST superiores a 15% nos vasos dentro da estufa; iniciou-se a etapa de fitorremediação dos substratos através do uso de mudas de *Atriplex nummularia*. Este processo de fitorremediação ocorreu ainda em condições de irrigação constante com efluentes de esgotos tratados com o fim de manter o fornecimento de sódio e outros sais dissolvidos, de acordo com a metodologia empregada por Leal *et al.* (2008); utilizando águas salinas e sódicas artificiais. Não observou-se aumento da salinidade dos substratos em nenhuma das condições

Nesse sentido, além do efluente de esgoto tratado utilizado na etapa anterior, foi utilizado o efluente de esgoto tratado num reator UASB (anaeróbico) e água potável (testemunha com baixo teor de sódio), a fim de comparar os efeitos da qualidade da água sobre o processo de fitorremediação. A contribuição de cátions dos tratamentos aplicados durante esta etapa pode observar-se na Figura 4.6.

Note-se que o efluente do reator UASB apresenta a mesma tendência que o efluente do sistema UASB + lagoa de polimento em termos de contribuição de cations ao solo, garantindo assim o fornecimento contínuo de sódio ao solo. Já a água potável com um teor de sódio aproximadamente ao 12% de sódio dos outros tratamentos, atuou como controle, avaliando assim o desempenho da remoção de sódio em condições onde a entrada de sódio e sais fora mínima, razão pela qual, a utilização de adubos para o crescimento da planta não foi considerada.

Igual que para a etapa anterior, foi calculada a concentração limiar (E_T) dos novos tratamentos aplicando-se a equação 4.1 e com os valores de RAS definidos no Quadro 3.2. Os resultados obtidos, 0,13 e 0,22 dS m⁻¹ para a água potável e o efluente do UASB respectivamente, mostraram que a primeira pode oferecer riscos de alteração das propriedades físico-hídricas do solo, quando comparou a E_T com a respectiva condutividade

elétrica, já o efluente do UASB apresenta um comportamento similar ao efluente proveniente do UASB + lagoa de polimento.

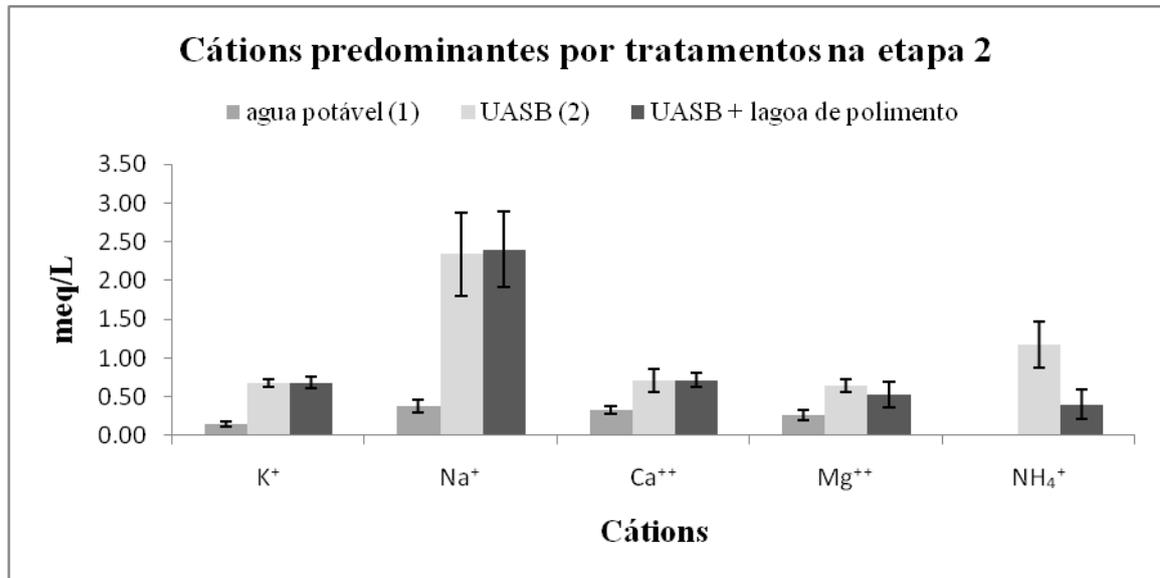


Figura 4.6 - Aporte de cátions por tratamento durante a etapa de fitorremediação

Apesar das similitudes nas concentrações de cátions dos efluentes usados como tratamentos, o efluente do reator UASB apresenta condições químicas diferentes daquele proveniente da lagoa, em decorrência das condições ambientais presentes em cada um dos reatores. Dentro do reator UASB (anaeróbico) a maioria dos compostos químicos encontram-se em estado reduzido enquanto que na lagoa, devido ao alto teor de oxigênio aportado pelas algas, as espécies encontram-se em estado oxidado (Chernicharo *et al.*, 2006). Condições que podem afetar a composição química do solo, sobretudo, no que refere-se a ciclagem dos nutrientes e ao acúmulo de sólidos em suspensão nas camadas superficiais (Marques *et al.*, 2003; Toze, 2006; Coppola *et al.*, 2004).

A irrigação nesta etapa visou manter a umidade máxima nos substratos sem chegar a condições de alagamento. Como se devia aplicar o mesmo volume de efluentes em todos os vasos, eram os vasos da estufa os que definiam os volumes de efluentes de esgotos tratados a ser aplicados nos vasos fora da estufa; já que eram os vasos da estufa os que perdiam mais água devido à elevada temperatura que estavam submetidos. No entanto, houve épocas do ano, onde se apresentaram eventos de alagamentos dos vasos devido ao excesso de tratamentos aplicados. A Figura 3.5 apresenta a média mensal do volume aplicado nos vasos durante todo o experimento, o qual aumentava cada mês, em decorrência da transição das

estações climáticas (inverno-primavera-verão) e da demanda hídrica das plantas.

No que diz respeito ao desenvolvimento das plantas durante o experimento, Larcher (2000) afirma que os processos de crescimento das plantas são particularmente sensíveis ao efeito dos sais, de forma que a taxa de crescimento e a produção de matéria seca são bons critérios para a avaliação do grau de estresse e da capacidade de adaptação da planta às concentrações altas de sais ou sódio.

As condições ambientais dentro da estufa potencializaram o crescimento rápido e normal das mudas semeadas. Independentemente dos tratamentos aplicados, as plantas tiveram um desenvolvimento da sua biomassa normal, atingindo um altura de 0,4 m nos dois primeiros meses e uma altura ao final do experimento de 1,2 m, resultados encontrados também por Leal *et al.* (2008) e Aganga *et al.* (2003).

Visualmente as plantas dentro da estufa eram iguais, porém aquelas onde aplicava-se água potável tinham o caule menos largo e folhas menores do que as outras onde aplicava-se efluentes de esgotos tratados. Situação lógica tendo em conta o aporte de nutrientes dos tratamentos irrigados, úteis na construção de tecidos das plantas. A Figura 4.7 mostra as plantas após dois meses de semeadas e logo ao final do experimento.

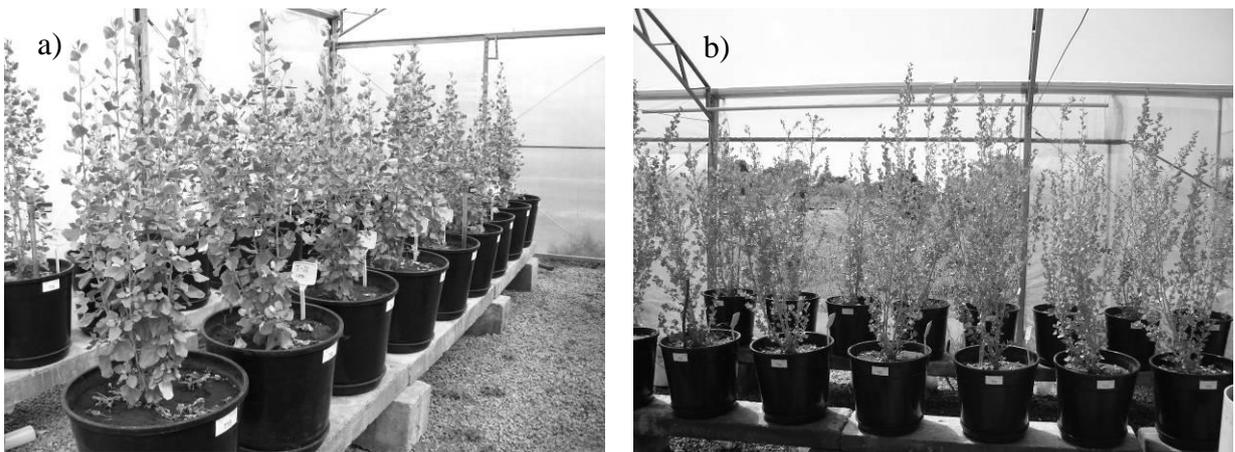


Figura 4.7 - *Atriplex nummularia* em diversas etapas do experimento.

a) Plantas dentro da estufa no mês de outubro 2008; b) plantas dentro da estufa no mês de fevereiro 2009.

Quanto às plantas nos vasos fora da estufa, visualmente o desenvolvimento da planta foi menor. Na Figura 4.8 apresentam-se fotografias das plantas localizadas fora da estufa, na mesma época das fotos da Figura anterior, onde nota-se diferença entre as características da planta. No final do experimento, apresentaram-se melhoras no desenvolvimento das folhas e o caule, porém só em algumas delas.

Bajji *et al.* (1998), Glenn *et al.* (1998), Aganga *et al.* (2003), Araújo *et al.* (2006),

Ravindran *et al.* (2007), Leal *et al.* (2008); coincidem em que altos níveis de sódio e sais dissolvidas afetam o crescimento da maiorias das culturas, no entanto, as halófitas tem a capacidade fisiológica de suportar ambientes extremos de salinidade e/ou sodicidade e muitas vezes com baixo índice de precipitação.

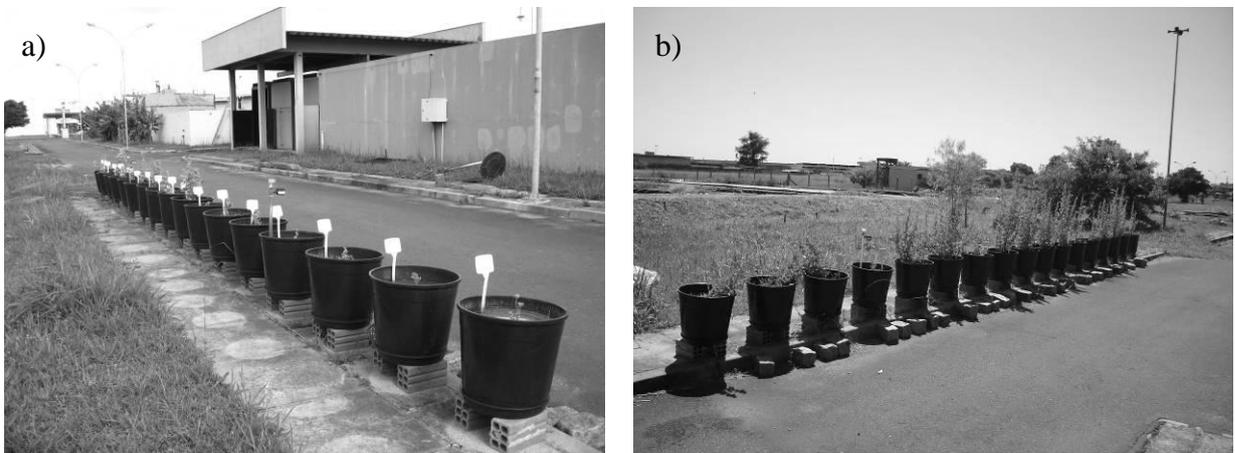


Figura 4.8 - Mudas de *Atriplex nummularia* influenciadas pelo clima

a) Plantas fora da estufa no mês de outubro 2008; b) plantas fora da estufa no mês de fevereiro 2009.

O fato das plantas de fora da estufa apresentar dificuldades no crescimento está associado mais às condições climáticas do que a características químicas do solo, já que os substratos destes vasos não atingiram condição salina ou sódica da etapa anterior. A única diferença entre estes vasos e os da estufa é a influência da chuva e do vento; provavelmente o excesso de água que acumulou-se nos vasos de fora afetou o crescimento normal da raiz, comprometendo assim os demais processos fisiológicos internos da planta. Além do excesso de água, no local onde os vasos estiveram apresentavam-se ventos suficientemente fortes para dobrar o caule, como se observa na Figura 4.9. O crescimento de algumas plantas foi favorecido com o aumento da temperatura ambiente e a diminuição da taxa de precipitação no decorrer da primavera.

Para avaliar o desempenho do processo de fitorremediação do sódio dos substratos, foram aplicadas análises de variância dos resultados obtidos tanto para os vasos de dentro da estufa como para aqueles que ficaram fora, embora estes não tivessem problemas com a sodificação. O acompanhamento destes vasos foi feito com o fim de observar o comportamento da planta em condições climáticas típicas da cidade de Porto Alegre. As variáveis consideradas nesta etapa estão relacionadas com os problemas de sodificação, entre elas pH, CE, PST, CTC. O Quadro 4.2 apresenta os resultados obtidos das análises de

variância e contrastes de médias pelo Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).



Figura 4.9 - Efeito do vento no caule das plantas

Quadro 4.2 - Análises de variância e contrastes de médias das variáveis químicas dos substratos após o processo de fitorremediação.

Tratamentos	Parâmetros químicos			
	Na ⁺ (cmol _c dm ⁻³) NS	PST (%) NS	CTC (cmol _c dm ⁻³) NS	CE (dS m ⁻¹) NS
T1	0,27	3,31	8,9	0,074
T2	0,29	3,56	8,34	0,085
T3	0,41 *	4,65 NS	8,02 NS	0,094 *
P1	0,093 b	1,36	7,30	0,06 a
P2	0,265 a	3,38	7,77	0,092 b
P3	0,243 ab	3,04	7,98	0,080 ab

Médias seguidas de letras iguais na coluna não diferem entre si pelo Teste de Tukey ($P < 0,05$)

T e P representam os vasos dentro da estufa e fora dela, respectivamente.

^{NS} teste não foi significativo ao $P < 0,05$, aceita-se H_0

* teste foi significativo ao $P < 0,05$, rejeita-se H_0

Note-se que para os resultados obtidos, a aplicação dos tratamentos não foi significativa a um nível de significância de 5%, para todas as variáveis monitoradas nos vasos dentro da estufa e para as variáveis PST, CTC e pH dos vasos fora da estufa, resultados encontrados por Ahmad *et al.* (2003) aplicando como tratamentos águas de irrigação com diferentes concentrações de sais e utilizando a espécie vegetal *Sesbania aculate*.

Dentro da estufa, o fato do teste não ser significativo estatisticamente a um nível de significância do 5%, indica que os tratamentos aplicados (águas com diferentes características químicas) não possuíram efeito nenhum no desempenho da *Atriplex nummularia* na remoção de sódio e no melhoramento das características químicas do solo. As condições ambientais dentro da estufa propiciaram o crescimento normal das mudas de *Atriplex*, como pode-se observar na Figura 4.7. A aplicação contínua de sódio através dos tratamentos 2 e 3 não provocou estresse por excesso salino ou sódico na fisiologia das plantas; evidência disso foi o desenvolvimento normal das folhas observado, assim como encontraram Aganga *et al.*(2003), Leal *et al.* (2008) e Qadir *et al.* (2007). Já para as plantas localizadas fora da estufa, as condições ambientais presentes provavelmente influenciaram tanto no crescimento das mudas como na alteração de variáveis como o sódio trocável e a condutividade elétrica dos substratos. Esta conclusão foi sugerida ao observar que nos vasos da estufa, os tratamentos não tiveram efeito nenhum sobre o desempenho da planta e que a única variável que diferenciava dos vasos, era precisamente o isolamento destes dentro da estufa. A Figura 4.9 mostrou evidências do crescimento anormal das plantas de fora da estufa, corroborando ainda mais os resultados das análises de variâncias dos vasos fora da estufa (P) na tabela anterior. Outros casos de crescimentos anormais de *Atriplex nummularia* em processos de fitorremediação não tem sido registrados ainda na literatura, situação que deve ser levada em conta devido às condições ambientais presentes em cidades como Porto Alegre, onde a média de precipitação e os fortes ventos podem prejudicar o desenvolvimento da espécie *Atriplex*. Em todos os tratamentos (T e P) observou-se a tendência de redução média no teor de sódio em torno de 89.5, 88.6 e 84.15% para os vasos dos tratamentos T1, T2 e T3 respectivamente e em torno de 86.2, 39 e 44% para os vasos dos tratamentos P1, P2 e P3. Superando os resultados obtidos por Leal *et al.* (2006), os quais registram remoções de sódio em torno de 26% e corroborando os resultados citados por Qadir *et al.* (2007), Ravindran *et al.* (2007), Araújo *et al.* (2006) e Brown *et al.* (1999), os quais mostraram remoções de sódio acima do 80%. Quanto à sodicidade dos substratos a Figura 4.10 apresenta o comportamento das variáveis químicas envolvidas.

Com respeito às condições dos substratos dos vasos dentro da estufa depois de culminada a primeira etapa, a presença da *Atriplex nummularia* diminui o teor de sódio promovendo assim o aumento do cálcio e magnésio dentro do complexo de troca catiônica do substrato, sem chegar a igualar as condições iniciais deste (solo inicial), condições esperadas em processos de fitorremediação de solos sódicos e/ou salinos (Qadir *et al.*, 2007).

O aumento do teor de Ca^{2+} e Mg^{2+} e a diminuição no teor de Na^+ trocável fizeram com que o PST dos tratamentos despencasse substancialmente, atingindo valores inferiores a 15% em todos os casos.

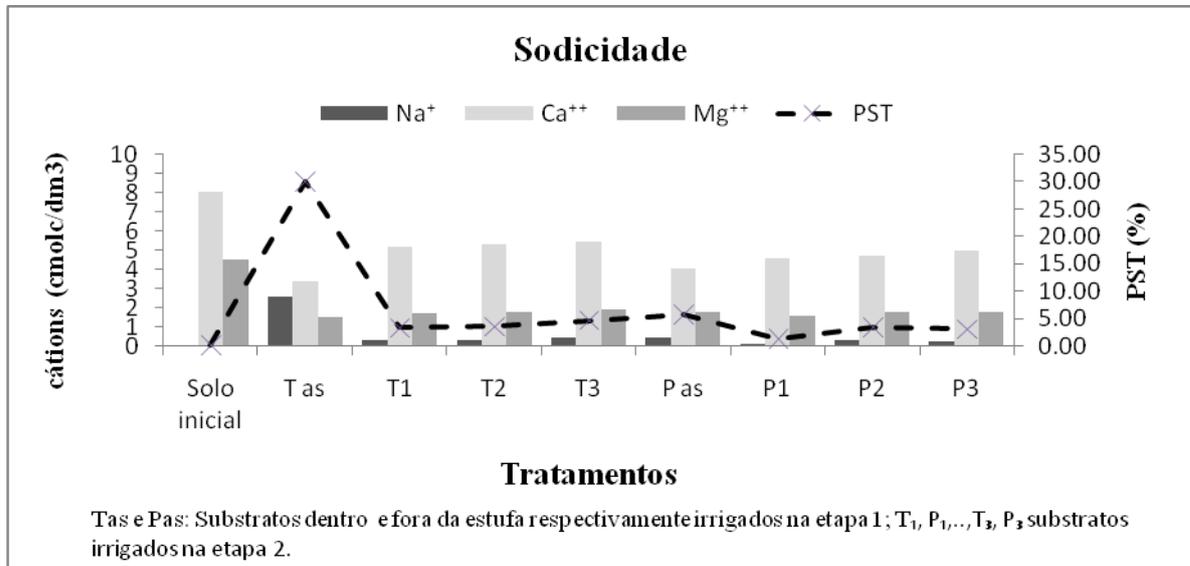


Figura 4.10 - Remoção de sódio pela *Atriplex nummularia*

Comportamento similar foi observado nos vasos de fora da estufa só que em menor proporção em decorrência da menor quantidade de sódio acumulado durante a primeira etapa, salientando que neste caso as eficiências na remoção de sódio também foram menores devido às diferenças no crescimento das mudas quando comparada às que ficaram dentro da estufa. A Figura 4.11 corrobora o mencionado anteriormente, apresentando a distribuição dos cátions no complexo trocável dos substratos, indicando o aumento do cálcio mais que o magnésio com a remoção do sódio. No entanto, a CTC em todos os casos foi menor que a CTC do solo inicial, sugerindo que provavelmente com tempos mais prolongados de fitorremediação, os teores de cálcio e magnésio aumentaram de tal forma de ocupar a totalidade da CTC.

Nos solos irrigados com efluentes de esgotos, o sódio tende a deslocar o cálcio e o magnésio da solução do solo, ocupando os espaços livres, situação que provoca a deterioração da estrutura do solo (Meurer, 2006; Marques *et al.*, 2003). O foco da fitorremediação de solos salinos e/ou sódicos precisamente é de remover o sódio e aumentar os teores de cálcio e magnésio, fazendo com que eles voltem a ocupar seus espaços dentro da CTC (Qadir *et al.*, 2007; Cerda *et al.*, 2007).

Segundo Qadir *et al.* (2007), a fitorremediação de solos sódicos e/ou salinos é governada por vários processos químicos, nos quais, a planta utilizada deve promover a

liberação de cálcio e magnésio de minerais presentes no solo como a calcita e assim deslocar o sódio da solução do solo, além de ter a capacidade fisiológica de tolerar, absorver e acumular grandes quantidades em sua parte aérea (folhas e caule). O mesmo autor sugere que entre os mecanismos utilizados pelas plantas o mais eficiente é aquele onde por meio da raiz libera H^+ e CO_2 ao solo provocando a dissolução da calcita e aumentando assim o teor de cálcio no solo, com a respectiva diminuição do pH. (Qadir *et al.*, 2007).

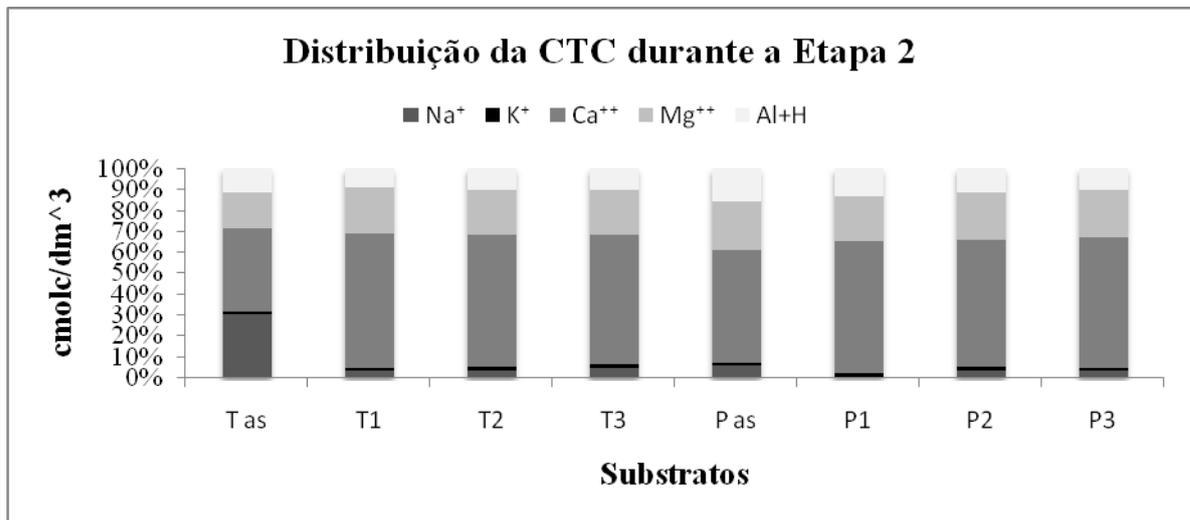


Figura 4.11 - Alterações da CTC dos substratos durante o experimento

No entanto, este efeito não se apresentou neste experimento tendo em conta que o pH (Figura 4.12) do solo não mostrou tendência à diminuir em nenhum dos tratamentos e pelo contrário mostrou tendência ao aumento com respeito às condições originais dos substratos, provavelmente em função dos pH dos tratamentos aplicados e sem chegar a atingir o pH de 8,5 considerado como indicador de salinidade no solo (Meurer, 2006). A tendência do aumento do pH pode estar associada à hidrólise do Ca^{2+} e Mg^{2+} a qual produz OH^- que passa a reagir com HCO_3^- presente para produzir íons CO_3^{2-} . A presença deste íon no sistema, incrementa o pH do solo (Ahmad *et al.*, 2003).

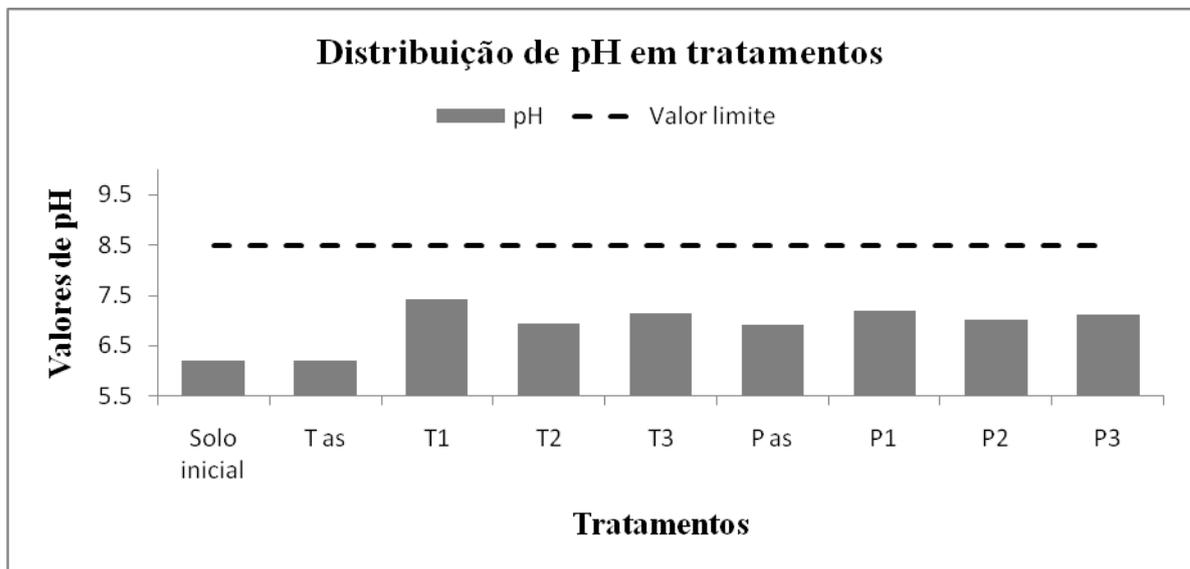


Figura 4.12 - Valores médios de pH nos vasos

Uma das características da *Atriplex nummularia*, é a sua capacidade de hiperacumular sais e cátions como sódio ou potássio sem comprometer seu desenvolvimento fisiológico. O fato de apresentar o crescimento normal da planta (tirando os resultados iniciais dos vasos fora da estufa), serve como evidência para concluir que o processo dentro da fitorremediação que mais influenciou foi a absorção e acumulação do sódio nas folhas e no caule da planta, tal como é sugerido por Leal *et al.* (2008), Aganga *et al.* (2003) e Miyamoto *et al.* (1996); que relatam que pode chegar a acumular até 20, 60 e 94 g kg⁻¹ de sódio no caule, na raiz e nas folhas respectivamente.

Ravindran *et al.* (2007) explicam este comportamento ao ajuste osmótico e à presença de compartimentos da planta que capturam e evitam o ingresso do teor tóxico de sódio dentro do tecido citosólico. Posteriormente o sistema de transporte da membrana do citosolo regula a acumulação deste cátion mediante o aumento do volume vacuolar.

Ahmad *et al.* (2003) encontraram em estudos de fitorremediação de solos calcários utilizando uma planta da espécie *Sesbania* que o teor de sódio no lixiviado dos lisímetros não tendeu a diminuir, concluindo que esta espécie não era muito eficiente na remoção de sódio nas condições testadas.

Com a espécie *Atriplex* utilizada no experimento, o sódio no percolado tendeu ao decréscimo na medida em que a planta aumentava de tamanho, tal como se apresenta na Figura 4.13. Esta tendência foi maior nas plantas dentro da estufa, devido ao melhor desenvolvimento apresentado, como já foi explicado anteriormente. No entanto, apresentaram-se valores fora do comportamento esperado (mês de outubro), o qual pode ser atribuído a erros de análise de laboratório.

O fato de utilizar um controle (água potável com baixo teor de sódio) reforçou ainda a idéia de que as plantas absorveram a fração do sódio acumulado no substrato além de controlar a fração que era adicionada de forma contínua durante todo o experimento. Cabe salientar que os valores de sódio percolado são maiores nos vasos dentro da estufa devido a que a acumulação deste cátion durante a primeira etapa foi maior em função da pouca lixiviação que teve por causa da precipitação.

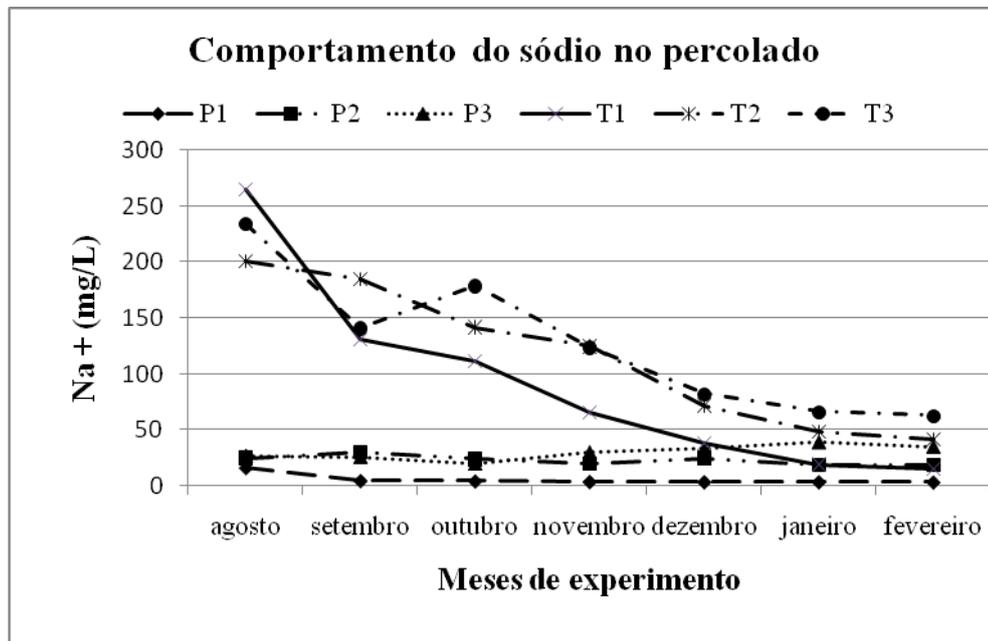


Figura 4.13 - Comportamento do sódio no percolado dos vasos

Porto *et al.* (2001) encontraram que o maior acúmulo de sais na *Artiplex nummularia* ocorre na folha, por conta da formação de vesículas especiais, constituída por pequenos bolsos na superfície dos tecidos da folhagem. Essas vesículas são formadas por células vacuoladas, com diâmetro que variam de 100 a 200 μ , muito ricas em sais, que se constituem em elementos reguladores das concentrações eletrolíticas da folha servindo, particularmente, para a acumulação dos excedentes de NaCl.

Para determinar a quantidade sódio absorvido pela *Atriplex nummularia* aplicou-se um balanço de massa nas plantas localizadas dentro da estufa (isolando assim a influencia da chuva), representado pela Figura 4.14. No Quadro 4.3 são apresentados os resultados obtidos.

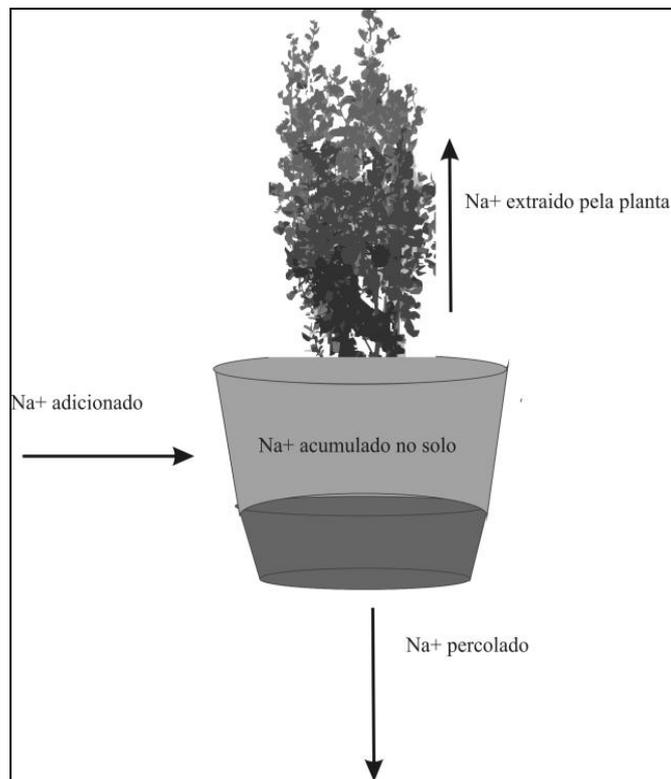


Figura 4.14 - Balanço de massa de sódio

Quadro 4.3 - Resumo do balanço de massa de sódio

Sódio	Tratamentos	
	T2	T3
Total adicionado (g)	8,55	8,51
Total percolado (g)	2,63	2,40
Acumulado inicial (g)	34,76	34,76
Acumulado final (g)	3,95	5,51
Total removido (g)	36,73	35,36
Total removido (kg ha ⁻¹)	1870,4	1800,8

Gritsenko & Gritsenko (1999) *apud* Qadir *et al.* (2007) encontraram que em diferentes halófitas a remoção de sódio representava aproximadamente entre o 2 – 20% da remoção total de sais, portanto, esperava-se que neste experimento a tendência na remoção de sais fosse ainda maior em função da alta remoção de sódio registrada. Os resultados encontrados mostram o bom desempenho da *Atriplex nummularia* tanto em condições de irrigação contínua com dois efluentes de esgotos tratados como em ausência de uma fonte de sódio (representada pela água potável).

Em ambas as situações, as plantas conseguiram remover quase a mesma quantidade de sódio. Esta informação pode constatar-se com os resultados da condutividade elétrica tanto

dos substratos como dos percolados, os quais tendem a diminuir na medida em que a planta cresce. A remoção de sais permitiu que a condutividade elétrica dos substratos atingisse valores próximos ao valor inicial do solo, tal como aprecia-se nas Figuras 4.15 e 4.16.

Porto *et al.* (2001), mostraram que a estimativa da quantidade de sal retirada pelo cultivo da erva-sal é de 1.145 kg ha^{-1} , para uma água de irrigação com salinidade equivalente a $11,38 \text{ dS m}^{-1}$ ou $7,28 \text{ g L}^{-1}$; portanto, para os tipos de água e manejo usados, a retirada de sais pela erva-sal corresponde a 3,93% do total de sais aplicados pela água do rejeito.

De acordo com Watanabe (1997), uma planta hiperacumuladora deve ter características, tais como: alta taxa de crescimento e produção de biomassa, capacidade de absorção e concentração, e tolerância ao contaminante. A *Atriplex nummularia* apresenta estas características, podendo ser considerada, além de halófito, como uma planta hiperacumuladora, demonstrando seu potencial de utilização na fitoextração de solos com elevados teores de Na^+ , como é o caso dos solos utilizados nos projetos de reúso agrícola de efluentes de esgotos tratados ou esgotos brutos.

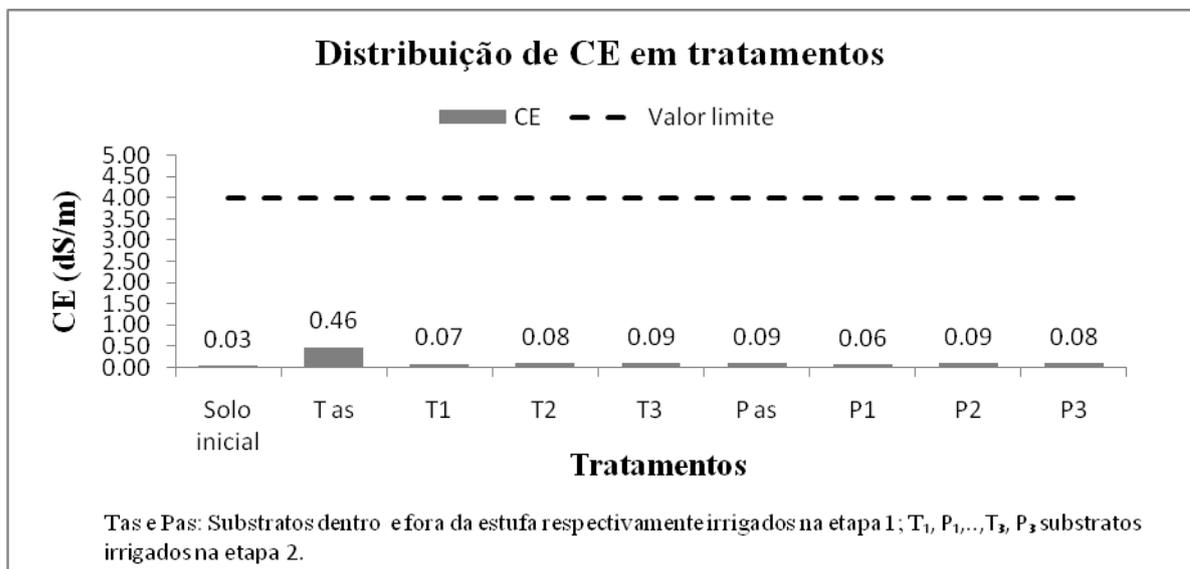


Figura 4.15 - Comportamento da condutividade elétrica nos substratos

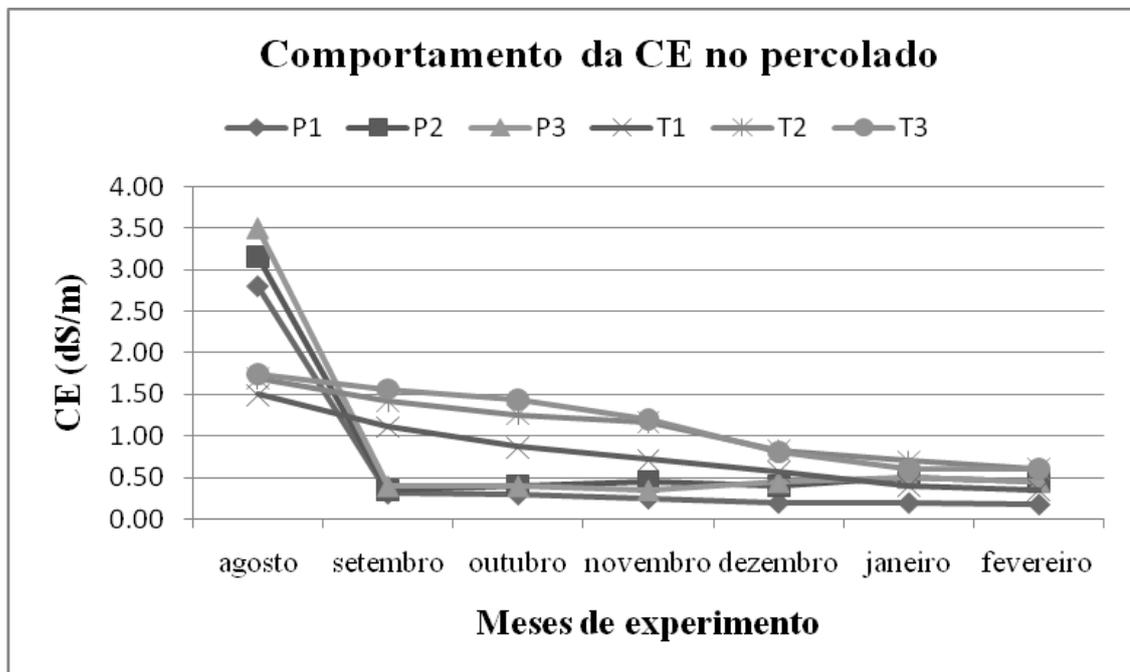


Figura 4.16 - Comportamento da condutividade elétrica no percolado

O fato da *Atriplex nummularia* conseguir remover os excessos de sais e sódio nos substratos é uma forte evidência para prever que os efeitos do acúmulo destes elementos na superfície do solo não provocou alterações nas propriedades físico-hídricas dos substratos, representadas neste estudo pela curva de retenção de água.

4.4. Comportamento da curva de retenção da água nos substratos

Os resultados obtidos em laboratório sobre os valores de umidade volumétrica em cada uma das pressões de sucção aplicadas apresentaram inconsistências para algumas das amostras analisadas. Para algumas das amostras analisadas o valor da porosidade total foi menor que o valor da umidade em condições de saturação, o que é fisicamente impossível. Provavelmente a causa desse erro esteve relacionada com a qualidade da amostra no momento da análise. Em anexo encontra-se o laudo do laboratório.

A Figura 4.17 mostra as curvas de retenção de água obtidas durante todo o experimento. Nela se condensam as condições iniciais e finais da capacidade de retenção de água no solo dos substratos irrigados e posteriormente fitoremediados. Na Figura pode apreciar-se que as curvas encontram-se próximas entre elas, para todos os valores de sucção.

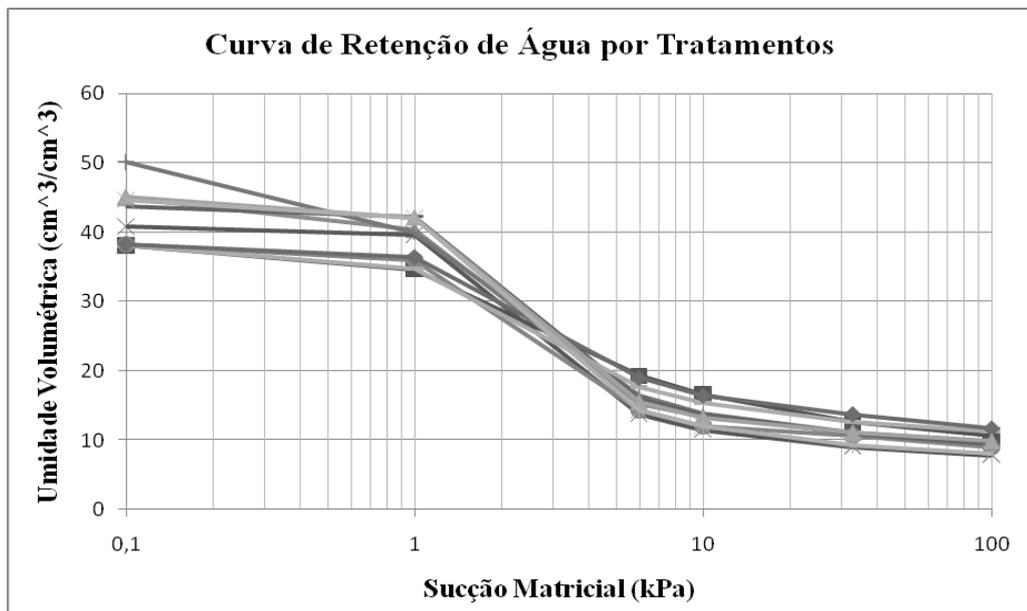


Figura 4.17 - Curvas de retenção de água nos substratos

Estatisticamente a distribuição dos valores para cada pressão de sucção, não apresentaram variações significativas, tendo em conta os baixos coeficientes de variância indicados no Quadro 4.4 e representado no diagrama tipo Box Plots da Figura 4.18. Os desvios padrões dos dados diminuem na medida em que aumentam as pressões de sucções, mostrando que os comportamentos da retenção de umidade dos substratos analisados ficaram muito mais próximos nestes últimos pontos da figura. O Teste de Fisher (LSD) aplicado aos dados a um nível de significância de 1 % para contrastar os valores das curvas mostrou que estas não apresentavam diferenças significativas.

Quadro 4.4 - Estatística descritiva dos dados das curvas de retenção

Estatística Descritiva	1 kPa	6 kPa	10 kPa	33 kPa	100 kPa
Média	40,14	16,86	14,34	11,56	9,98
Desvio padrão	3,59	2,11	1,95	1,50	1,30
CV	0,09	0,13	0,14	0,13	0,13

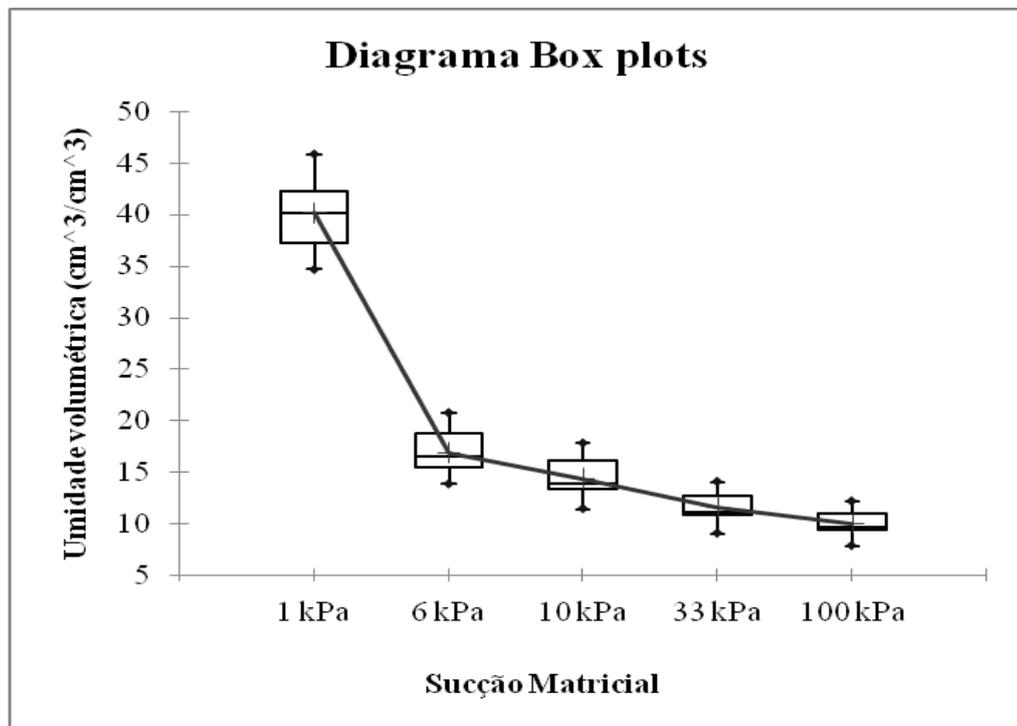


Figura 4.18 - Diagrama Box Plots para valores de sucção

O fato de que as amostras não tenham mostrado diferença nenhuma entre elas pode estar associado ao baixo efeito causado pelo sódio na desestruturação do solo durante a aplicação dos efluentes de esgotos tratados, mais que ao potencial remediador da *Atriplex nummularia*. Portanto, a condição PST acima de 15% (valor limite) nos substratos dentro da estufa, atingida durante a primeira etapa e acrescentada pela irrigação contínua dos tratamentos não se refletiu na configuração dos poros dentro do solo e muito menos na sua capacidade de armazenamento de água.

Montes *et al.* (2006) citam quatro resultados obtidos em vários experimentos conduzidos em diversos cenários: condições ambientais diversas (estados do Nordeste, Sudeste, Centro e Sul do Brasil), tempos de duração do experimento (entre 4 e 23 meses), tipos de solos (argissolos e latossolos), culturas utilizadas (capim, batata, milho, aveia, feijão), locais (campo, vasos, casas de vegetação, lisímetros, canteiros, caixas) e diferentes métodos de irrigação (gotejamento, sulcos, aspersão, rega manual). Os experimentos apresentavam semelhança nos tratamentos aplicados neste estudo, os quais estavam conformados por água potável (com adição de adubo) e efluentes de esgotos tratados em reatores anaeróbios, reatores anaeróbios seguidos de lagoas de polimento e lagoas facultativas. Só num dos casos estudados mostrou variações na estrutura dos poros do solo. Esse experimento foi conduzido num latossolo, o qual foi irrigado por 24 meses com água potável e efluente de esgoto tratado numa lagoa de polimento. Os resultados demonstraram que houve alterações da condutividade

hidráulica do solo ($K(\theta)$) nas parcelas irrigadas com água e efluente, em relação a uma parcela tomada como referência. As parcelas irrigadas apresentaram diminuição significativa de $K(\theta)$ em relação à parcela testemunha para os conteúdos de águas elevados; por outro lado, a função $K(\theta)$ aumentou nas parcelas irrigadas nos baixos conteúdos de água, sugerindo mudanças na estrutura e na porosidade do solo, com o aumento da microporosidade e diminuição da macroporidade (Gloaguen, 2005).

Mandal *et al.* (2008) num experimento conduzido durante 5 anos em colunas de solo e aplicando como tratamento águas do Rio Jordão (águas salina-sódicas) e efluentes de esgotos tratados em lagoas facultativas. Os resultados mostraram que não houve uma deterioração na estrutura do solo quando foi aplicado o efluente, ao contrário dos resultados obtidos quando foram aplicadas águas do rio Jordão.

Coppola *et al.* (2004) conduziram um experimento em colunas com 5 tipos diferentes de solos representativos do Sul de Sardenia (Itália) irrigados com efluentes de um sistema de tratamento secundário de esgotos e encontraram alterações na estrutura porosa do solo devido principalmente às seguintes causas: 1) acumulação de sólidos suspensos, 2) crescimento de filmes microbianos e microalgais nas paredes dos poros, 3) bloqueio de poros devido à presença de gel inorgânico produto da reação do cálcio do solo com o silício do efluente, 4) peptização dos colóides do solo e colapso dos macroporos interagregados e 5) precipitação de CaCO_3 a pH baixo.

As informações obtidas durante o desenvolvimento do projeto podem explicar as razões pelas quais os substratos utilizados não tiveram mudanças nas propriedades físico-hídricas.

- A textura arenosa do planossolo utilizado como substrato diminuiu o efeito da acumulação do sódio nos poros, devido a que o tempo de contato da água com as paredes dos poros é menor que no caso onde a textura argilosa é predominante;
- O tamanho dos poros em solos com texturas arenosas é maior que em solos argilosos, evitando assim a obstrução destes pelo acúmulo de substâncias orgânicas e/ou inorgânicas;
- Os problemas de salinidade ou sodicidade do solo pela irrigação com efluentes de esgotos é mais ligado ao fator tempo de irrigação que à quantidade de sódio e sais presentes na água de irrigação (Herpint *et al.*, 2009; Bhardwaj *et al.*, 2008). Esta situação pode ter ocorrido devido ao curto tempo de irrigação;
- A RAS dos efluentes utilizados conseguiu ser compensada pela concentração de eletrólitos presentes (de acordo com os valores de concentração limiar para cada

um), diminuindo o risco de deterioração da estrutura do solo;

- A diminuição do sódio e o aumento do cálcio e magnésio na CTC dos substratos, condição observada depois de semear as mudas de *Atriplex nummularia* (Qadir *et al.*, 2007);
- A lixiviação natural de sais e cátions acumulados nos substratos dos vasos que ficaram fora da estufa devido à lavagem pelas águas das chuvas durante a época do inverno (junho – setembro de 2008).

5. CONCLUSÕES

- Como conclusão geral, pode-se dizer que as alterações ocorridas nos substratos irrigados com o efluente do esgoto tratado no sistema UASB + lagoa de polimento não constituíram problema sério, embora, como já apresentado, os resultados devam ser considerados como indicativos das condições do experimento, envolvendo períodos relativamente curtos de irrigação e de monitoramento;
- As características químicas do solo após dois meses de irrigação com efluentes mostraram incrementos significativos nos teores de sódio, percentual de sódio trocável e potássio e decréscimo nos teores de cálcio e magnésio. Para os outros parâmetros, as mudanças não foram significativas ($\alpha = 0,05$). Os vasos dentro da estufa apresentaram diminuição da CTC e sodificação em valores maiores que os vasos fora da estufa, devido à lavagem do perfil do solo pela chuva presente no período de realização do experimento;
- Baseando-se na equação proposta por Quirk (1994), os tratamentos utilizados durante o desenvolvimento deste experimento não mostraram riscos de alterações das propriedades físicas do substrato utilizado a longo prazo, devido a que a RAS dos efluentes conseguiram ser compensadas com a composição eletrolítica dos mesmos;
- As condições climáticas presentes durante o experimento fizeram com que os substratos dos vasos fora da estufa permanecessem na maioria do tempo alternando-se em ciclos de alagamento e umidade próxima da saturação, o que pode explicar as alterações das propriedades químicas desses substratos;
- O fato dos efluentes de esgotos tratados utilizados no ensaio não interferirem na produção de matéria seca da parte aérea, sobretudo nas plantas dentro da estufa, e favorecerem o crescimento de raízes, é extremamente interessante, pois mesmo na época seca, quando ocorre aumento da concentração de sais e cátions nas águas de irrigação, o sistema de fitoextração poderá funcionar normalmente, sem queda de produção e com máxima remoção de sais. As eficiências na remoção de sódio dentro da estufa estiveram acima do 85% e fora da estufa valores entre 30 – 45% para os tratamentos 2 e 3 e acima do 80% para o tratamento 1; resultados que mostram o melhor desenvolvimento da planta em ausência de chuvas e ventos fortes;
- Além da remoção de sódio, as plantas provocaram o aumento dos teores de cálcio e magnésio no solo, diminuindo assim o percentual de sódio trocável (PST) a valores

abaixo do limite de 15% estabelecido para solos sódicos. De igual forma, a condutividade elétrica do solo diminuiu, devido à fitoextração de sais acumuladas na matriz do solo;

- Ao comparar as curvas de retenção de água nos substratos utilizando o Teste de Fisher ($\alpha = 0,01$) não se observaram diferenças significativas entre elas (incluindo a testemunha), portanto, pode concluir-se que o efluente aplicado durante a primeira etapa do experimento não causou alterações significativas nas estruturas dos poros, provavelmente, a textura arenosa do solo contribuiu para este fato, no sentido que o contato do efluente com a estrutura do solo foi menor (maior taxa de percolação), além de evitar a obstrução dos poros por compostos orgânicos ou inorgânicos produzidos pelos microorganismos do solo;

6. RECOMENDAÇÕES

- Com o propósito de promover o uso desta alternativa no Rio Grande do Sul ou em outros estados do Brasil ou em outros países é necessário contar com uma base de dados que forneça informações que permitam vislumbrar os possíveis impactos causados nos solos utilizados e assim tomar as melhores decisões para não comprometer a qualidade do ambiente;
- Conduzir este tipo de pesquisas a longo prazo com vários ciclos de plantio;
- Continuar estudos de fitorremediação sob condições ambientais reais; preferivelmente iniciar no verão para diminuir o efeito da temperatura, vento e a chuva no crescimento das plantas;
- Monitorar as mudanças em todo o perfil do solo e assim entender os processos químicos e físicos que predominam em todas as etapas;
- Recomenda-se aplicar o *fator de transferência* (FT), como índice que mostra a proporção de poluentes na planta e no solo e pelo qual pode-se inferir sobre a capacidade extratora e hiperacumuladora de poluentes das espécies vegetais;
- Requer-se estudar a dinâmica destes dois cátions em todo o perfil do solo, tanto no processo de salinização e/ou sodificação, como no processo de fitorremediação. Assim, espera-se entender melhor o papel destes cátions nesses processos, sobretudo, em solos não calcários.
- Avaliar a resposta da *Atriplex nummularia* na remoção de poluentes persistentes (metais pesados, resíduos agroquímicos, etc.), os quais limitam de certa forma o uso de esgotos brutos ou tratados na agricultura.
- Recomenda-se implementar e pesquisar projetos de reúso agrícola de esgotos tratados ou brutos sobre consórcios de culturas comerciais e plantas fitorremediadoras, avaliando as respostas das variáveis químicas e físicas do solo, além dos requerimentos nutricionais e hídricos das culturas presentes;
- Com o fim de avaliar de forma mais detalhada as mudanças nas estruturas dos solos recomenda-se avaliar aspectos como o grau de dispersão da argila (ligado diretamente à presença do sódio) e a densidade de partícula. As determinações destas variáveis podem ajudar ainda mais na compreensão das alterações provocadas pela irrigação com águas residuárias no solo.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGANGA, A.A.; MTHETHO, J.K.; TSHWENYANE, S. *Atriplex nummularia* (Old man saltbush): a potential forage crop for arid regions of Botswana. **Pakistan Journal of Nutrition**, v.2, n. 2, p. 72 – 75, 2003.
- AHMAD, S.; GHAFUOR, A.; AZIZ, M.A.; AKHTAR, M.E. Chemistry of leachates collected during phytoremediation of calcareous saline-sodic soil with *Sesbania aculeate*. **Pakistan Journal of Biological Sciences**, v. 6, n. 16, p. 1454 – 1458, 2003.
- ANDRADE, I.; MONTENEGRO, A.; DA SILVA, J.; FREIRE, M.; SANTOS, T. Impacto do reúso de efluentes de esgoto no lixiviado de solos cultivados com milho. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, n. 9, (suplemento), p. 212 – 216, 2005.
- ARAUJO, S.; SILVEIRA, J.; ALMEIDA, T.; ROCHA, I.; MORAIS, D.; VIÉGAS, R. Salinity tolerance of halophyte *Atriplex nummularia* L. grown under increasing NaCl levels. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 848 – 854, 2006.
- APHA (American Public Health Association); AWWA (American Water Works Association); WEF (Water Environment Federation). 1998. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington: American Public Health Association. 1325 p.
- AYERS, R.S.; WESTCOT, D.S. **Water quality for agriculture**. Irrigation and Drainage Paper n. 29. FAO, Roma, 1985.
- BAJJI, M.; KINET, J.; LUTTS, S. Salt stress effects on roots and leaves of *Atriplex halimus* L. and their corresponding callus cultures. **Plant Science**, n. 137, p. 131 – 142, 1998.
- BASTOS, R.K.X.; BEVILACQUA, P.D. **Normas e critérios de qualidade para reúso de águas**. Em: FLORENCIO, L.; BASTOS, R.K.X.; AISSE, M.M. (Coord.). Tratamento e utilização de esgotos sanitários (PROSAB IV). Rio de Janeiro: ABES, v. 1, p. 17 – 61, 2006.
- BENETTI, A.D. **Reuso de águas residuárias na agricultura: cenário atual e desafios a serem enfrentados** In: II Simpósio Nacional sobre Uso da Água na Agricultura, 2006, Passo Fundo – RS. Disponível em: < www.upf.br/coaju/download/reusoaguasII.pdf>. Acesso em: 17 set. 2009.
- BHARDWAJ, A.K.; MANDAL, U.K.; BAR-TAL, A.; GILBOA, A.; LEVY G.J. Replacing saline-sodic irrigation water with treated wastewater: effects on saturated hydraulic conductivity, slaking and swelling. **Irrigation Science**, n. 26, p. 139 - 146, 2008.
- BOND, W.J. Effluent irrigation and environmental challenge for soil science. **Australian Journal of Soil Research**, v. 36, p. 543 – 555, 1998.
- BROWN, J.J.; GLENN, E. Reuse of highly saline aquaculture effluent to irrigate a potential forage halophyte, *Suaeda esteroa*. **Aquacultural engineering**, n. 20, p. 91 – 111, 1999.
- BROWN, J.J.; FITZSIMMONS, K.; SMITH, E. Halophytes for the treatment of saline aquaculture effluent. **Aquaculture**, n. 175, p. 255 – 268, 1999.

CAUDURO, F.A.; DORFMAN, R. **Manual de ensaios de laboratório e de campo para irrigação e drenagem**. Porto Alegre, Brasil: PRONI, 1990. 216 p.

CERDA, E.; ALDACO, R.; MONTEMAYOR, J.; FORTIS, M.; OLAGUE, J.; VILLAGÓMEZ, J.C. Aprovechamiento y mejoramiento de um suelo salino mediante el cultivo de pastos forrajeros. **Técnica Pecuaria en México**, v. 45, n. 1, p. 19 – 24, 2007.

CHERNICHARO, C.A.; FLORENCIO, L. BASTOS, R.K.X; PIVELI, R.; VON SPERLING, M.; MONTEGGIA, L. **Tratamento de esgotos e produção de efluentes adequados a diversas modalidades de reúso da água**. Em: FLORENCIO, L.; BASTOS, R.K.X.; AISSE, M.M. (Coord.). Tratamento e utilização de esgotos sanitários (PROSAB IV). Rio de Janeiro: ABES, v. 1, p. 63 – 110, 2006.

COPPOLA, A.; SANTINI, A.; BOTTI, P.; VACCA, S.; COMEGNA, V.; SEVERINO, G. Methodological approach for the evaluating the response of soil hydrological behavior to irrigation with treated municipal wastewater. **Journal of Hydrology**, n.292, p.114-134, 2004

DUARTE, A.; AIROLDI, R.P.S.; FOLEGATTI, M.; BOTREL, T.; SOARES, T. Efeitos da aplicação de efluente tratado no solo: pH, matéria orgânica, fósforo e potássio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n. 3, p. 302-310, 2008.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro, 1997. 212p. (Documentos, 1)

ENSINK, J.; VAN DER HOEK, W.; MATSUNO, Y.; MUNIR, S.; ASLAM, R. **Use of untreated wastewater in peri-urban agriculture in Pakistan: Risks and opportunities**. Research Report 64. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute, 2002.

FENG, G.L.; LETEY, J.; CHANG, A.C.; CAMPBELL, M. Simulating dairy liquid waste management options as a nitrogen source for crops. **Agriculture Ecosystems & Environment**, n. 110, p. 219 – 229, 2005.

FERREIRA, P.; DE MOURA, R.; DOS SANTOS, D.; FONTES, P.; MELO, R. Efeitos da lixiviação e salinidade da água sobre um solo salinizado cultivado com beterraba. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 3, p. 570 – 578, 2006.

FLORENCIO, L.; AISSE, M.M.; BASTOS, R.K.X.; PIVELI, R.P. **Utilização de esgotos sanitários – Marcos conceituais e regulatórios**. Em: FLORENCIO, L.; BASTOS, R.K.X.; AISSE, M.M. (Coord.). Tratamento e utilização de esgotos sanitários (PROSAB IV). Rio de Janeiro: ABES, v. 1, p. 1 – 15, 2006.

GLENN, E.; TANNER, R.; MIYAMOTO, S.; FITZSIMMONS, K.; BOYER, J. Water use, productivity and forage quality of the halophyte *Atriplex nummularia* grown on saline wastewater in a desert environment. **Journal of Arid Environments**, n. 38, p. 45 – 62, 1998.

GLOAGUEN, R.A.G. **Efeito da irrigação com efluente de esgoto tratado nas propriedades físico-hídricas de um latossolo**. Piracicaba: USP, 2005. 120 p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Federal de São Paulo, São Paulo.

GLOAGUEN, R.; FOLEGATTI, M.; GLOAGUEN T.; LIBARDI, P.; MONTES, C.; LUCAS, Y.; DIAS, C.; MELFI, A. Hydraulic conductivity of a soil irrigated with treated

sewage effluent. **Geoderma**, n. 139, p. 241 – 248, 2007.

HATI, K.M.; BISWAS, A.K.; BANDYOPADHYAY, K.K.; MISRA, A.K. Soil properties and crop yields on a vertisol in India with application of a distillery effluent. **Soil & Tillage Research**, n. 92, p. 60 – 68, 2007.

HERPIN, U.; GLOAGUEN, T.; FERREIRA, A.; MONTES, C.; CAMPOS, F.; PASSOS, R.; BREULMAN, G.; FORTI, M.; MELFI, A. Chemical effects on the soil-plant system in a secondary treated wastewater irrigated coffee plantation – A pilot field study in Brazil. **Agricultural Water Management**, n. 89, p. 105 – 115, 2007.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Observações meteorológicas**: Porto Alegre, 2009. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/html/observacoes.php> Acesso em: 10 de mar. 2009.

IMADA, S.; YAMANAKA, N.; TAMAI, S. Effects of salinity on the growth, Na partitioning, and Na dynamics of a salt-tolerant tree, *Populus alba* L. **Journal of arid environments**, n. 73, p. 245-251, 2009.

JALALI, M.; MERIKHPOUR, H.; KALEDHONKAR, M.J.; VAN DER ZEE, S.E. Effects of wastewater irrigation on soil sodicity and nutrient leaching in calcareous soils. **Agricultural Water Management**, n. 95, p. 145-153, 2008.

KIM, Y.; LEE, J. & PARASKEVAS, P.A. Potential of natural treatment systems for the reclamation of domestic sewage in irrigated agriculture. **Desalination**, n. 189, p. 229 – 242, 2006.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Paulo: Rima, 2000. 529 p.

LEAL, I.; ACCIOLY, A.; NASCIMENTO, C.; FREIRE, M.B.; MONTENEGRO, A.A.; FERREIRA, F.L. Fitorremediação de solo salino sódico por *Atriplex nummularia* e gesso de jazida. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 32, n. 3, p. 1065 – 1072, 2008.

LEITE, E.M.; CAVALCANTE, L.F.; DINIZ, A.; SANTOS, R.; ALVES, G.; CAVALCANTE, I.H. Correção da sodicidade de dois solos irrigados em resposta à aplicação de gesso agrícola. **Irriga. Botucatu**, v. 12, n. 2, p. 168 – 176, 2007.

LIMA, L.A. **Salinidade, seu efeito sobre o solo e recuperação de solos salinizados: Arquivos de aula**, Lavras – MG, 2009. Disponível em: <<http://www.lalima.com.br/lalima/arquivos/>>. Acesso em : 15 abril. 2009.

MAGESAN, G.N.; WILLIAMSON, J.C.; SPARLING, G.P.; SCHIPPER, L.A.; LLOYD-JONES, A.R. Hydraulic conductivity in soils irrigated with wastewaters of differing strengths: Field and laboratory studies. **Australian Journal of Soil Research**, Sidney, v. 37, p. 391-402, 1999.

MANDAL, U.K.; BHARDWAJ, A.K.; WARRINGTON, D.N.; GOLDSTEIN, D.; BARTAL, A.; LEVY, G.J. Changes in soil hydraulic conductivity, runoff, and soils loss due to irrigation with different types of saline-sodic waters. **Geoderma**, n. 144, p. 509-516, 2008.

MANTOVI, P.; BALDONI, G.; TODERI, G. Reuse of liquid, dewatered, and compostes sewage sludge on agriculture land: effect of long-term application on soil and crop. **Water**

Research, n. 39, p. 289-296, 2005.

MARQUES, M.O.; COURACCI, B.; BASTOS, R.; KATO, M.; LIMA, V.; ANDRADE NETO, C.; MENDONÇA, F.; MARQUES, P.A.; MARQUES, T.A.; BELLINGIERI, P.H.; HAANDEL, A Van. **Uso de esgotos tratados em irrigação: Aspectos agronômicos e ambientais**. Em: BASTOS, R. (Org.) Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura. 1 ed. Rio de Janeiro: ABES/Rima, v. 1, p. 62 – 118, 2003.

MARTÍNEZ, J. Irrigation with saline water: benefits and environmental impact. **Agricultural Water Management**, n. 40, p. 183 – 194, 1999.

MARTINS, A. 2005. **Banco de dados de curvas de retenção de água de solos brasileiros**. São Carlos – SP. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) – Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade Federal de São Paulo. 125 p.

MELO, R.M; BARROS, M.F.; SANTOS, P.; ROLIM, M. Correção de solos salino-sódicos pela aplicação de gesso mineral. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n 4, p. 376 – 380, 2008.

MEURER, E.J. Fundamentos de química do solo. Porto Alegre: EVANGRAF, 2006. 285 p.

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**, n. 32, p. 141 – 159, 1996.

MILLER, C.J.; YESILLER, N.; YALDO, K.; MERAYYAN, S. Impact of Soil Type and Compaction Conditions on Soil Water Characteristic. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v.128, n. 9. p.733-742, 2002.

MONTES, C.; TAKAYUKI, M.; ALMEIDA, M.; COURACCI, B.; MARQUES, J. **Irrigação com esgotos tratados: Impactos no solo e aquíferos**. Em: FLOURENCIO, L.; BASTOS, R. & MANSUR, M. (Coord.) Tratamento e utilização de esgotos sanitários (PROSAB IV). Rio de Janeiro: ABES, p. 157 - 200, 2006.

ORON, G.; CAMPOS, C.; GILLERMAN, L.; SALGOT, M. Waste water treatment and reuse for agricultural irrigation in small communities. **Agricultural Water Management**, n. 38, p. 223 – 234, 1999.

PEREIRA, R.M.; HERPIN, U.; FONSECA, A.F.; FIRME, L.P.; MONTES, C.R.; MELFI, A.J. Sodicity and salinity in a brazilian oxisol cultivated with sugarcane with wastewater. **Agricultural Water Management**, n. 96, p. 307-316, 2009.

PINHO, F.; VASCONCELLOS, A.K.; MARINHO, G. **Diagnóstico do reúso no nordeste brasileiro**. In: III Congresso de Pesquisa e Inovação da Rede Norte Nordeste de Educação Tecnológica, 2008, Fortaleza – CE. Disponível em: < <http://www.intv.cefetce.br/connepi/viewpaper.php?id=236> >. Acesso em: 02 mar. 2009.

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

QADIR, M.; OSTER, J.D. Crop and irrigation management strategies for saline-sodics soils

waters aimed at environmentally sustainable agriculture. **Science of the Total Environment**, n. 323, p. 1-19, 2004.

QADIR, M.; OSTER, J.D.; SCHUBERT, S.; NOBLE, A.D.; SAHRAWAT, K.L. Phytoremediation of sodic and saline-sodic soils. **Advance in Agronomy**, n. 96, p. 197-247, 2007.

QUIRK, J.P. Interparticle forces: a basis for the interpretation of soil physical behavior. **Adv. Agron**, v. 53, p. 121–183, 1994.

RAVINDRAN, K.C.; VENKATESAN, K.; BALAKRISHNAN, V.; CHELLAPPAN, K.P.; BALASUBRAMANIAN, T. Restoration of saline land by halophytes for Indian soils. **Soil Biology & Biochemistry**, n. 39, p. 2661-2664, 2007.

RENGASAMY, P.; OLSSON, K.A. Irrigation and sodicity. **Australian Journal of Agriculture Research**, v.31, p.821-837, 1993.

SALGOT, M.; HUERTAS, E.; WEBER, S.; HOLLENDER, J. Wastewater reuse and risk: definition of key objectives. **Desalination**, n. 187, p. 29 – 40, 2006.

SCHIPPER, L.A.; WILLIAMSON, J.C.; KETTLES, H.A.; SPEIR, T.W. Impact of land-applied tertiary-treated effluent on soil biochemical properties. **Journal of Environmental Quality**, n. 25, p. 1073 – 1077, 1996.

SCHMEISKY, H.; PODLACHA, G. Natural revegetation of saline waste dumps – drought tolerant specialist and halophytes. **Landscape and Urban Planning**, n. 51, p. 159 – 163, 2000.

SO, H. B.; AYLMOORE, L.A.G. How do sodic soils behave? The effects of sodicity on soil physical behaviour. **Australian Journal of Soil Research**, v. 31, p. 761-777, 1993.

STEWART, H.T.L.; HOPSMANS, P.; FLINN, D.W. Nutrient accumulation in tress and soil following irrigation with municipal effluent in Australia. **Environmental Pollution**, v.63, p. 155 – 177, 1990.

SUMNER, M.E. Sodic soils: new perspectives. **Australian Journal of Soil Research**, v. 31, p. 683-750, 1993.

TOZE, S. Reuse of effluent water – benefits and risk. **Agricultural Water Management**, n. 80, p. 147 – 159, 2006.

VIEIRA, G.H.S. **Irrigação e Drenagem**. Arquivos de Aula, CEFET, Minas Gerais, 2008. Disponível em: < <http://www.angelfire.com/nb/irrigation/textos/saliniza.htm>>, Acesso em: 17 jul. 2009.

WATANABE, M.E. Phytoremediation on the brink of commercialization. **Environ. Sci. Technol.** N. 31, p. 182A – 186A, 1997.

WEBER, E.; HASENACK, H.; CRUVINEL, A.; ÁVILA, C.; PASSOS, J.L.; DOBROVOLSKI, R.; DEMO, C.; CRAWSHAW, D.; KINDEL, A.; IOB, I.; OLIVEIRA, P.L.; TREVISAN, R.; NACCI, D.; MACHADO, N.; KLAMT, E.; SCHNEIDER, P.; KÄMPF, N.; GIASSON, E.; TUCCI, C.E.; BELTRAME, L.; LEÃO, M.; RISSO, A.; LEITE,

M.; COLARES, M. Diagnóstico Ambiental do Município de Porto Alegre: Relatório 6 .
Porto Alegre, 2004. Disponível em:
http://www.ecologia.ufrgs.br/atlasdigital/diag_ambiental/docs/Relatorio6.pdf. Acesso em: 25
mar. 2009

8. ANEXOS

Neste item apresentam-se as informações associadas aos laudos dos laboratórios das análises químicas dos substratos e da curva de retenção, os volumes de irrigação dos vasos e os dados utilizados no balanço de massa.

Anexo 8.1 - Curvas de retenção das amostras

Identificação	Umidade Volumétrica, cm ³ cm ⁻³					
	SATUR.	1 (-kPa)	6 (-kPa)	10 (-kPa)	33 (-kPa)	100 (-kPa)
656	38,14	34,67	19,32	16,68	12,62	10,67
t11	44,93	40,28	15,20	13,42	11,12	9,70
674	40,85	39,61	13,82	11,41	9,03	7,82
639	38,26	36,00	14,30	12,05	10,70	9,03
77	50,12	40,00	16,48	13,95	11,13	9,64
737	43,68	42,23	15,99	13,78	10,91	9,46
652 - 659	38,07	34,68	17,67	15,39	12,67	11,23
691	38,26	36,40	19,00	16,48	13,79	11,74
P14	45,10	42,11	15,54	13,20	11,05	9,85
P25	44,71	42,06	14,28	11,99	9,30	8,01

Análises realizadas pelo laboratório de Solos da Universidade Federal de Santa Maria. Metodologia: tensões de 1, 6 e 10 kPa: mesa de tensão, tensões de 33 e 100 kPa: panela de pressão.

Anexo 8.2 - Volumes aplicados nos vasos

LITROS DE EFLUENTES DISTRIBUIDOS

Mês	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	soma
Jun-08*			3			3				2		1			3				2				2				2					18
Jul-08*		2			2			2					2				2			2					2				2			16
ago-08				1			3				3				2				1			2			2					2		16
Set-08	2				2				2							2													3	2		16
Out-08						2				4						2				2					5			3				18
nov-08				5		3					3			2			2				5				3			5				28
Dez-09		4		5		2			3		3							3					5						2	2		29
Jan-09		3			2		3					2		3		2			3		4		2			4			3			31
Fev-09	5		4			4			5			3			3					3				5			4					36
TOTAL																															208	

* Fase inicial do experimento, só efluente da lagoa de polimento.

Anexo 8.3 - Análises químicas das amostras de solos

Amostra	pH	P (mg/dm ³)	K (cmolc/ dm ³)	Ca troc. (cmolc/ dm ³)	Mg troc. (cmolc/ dm ³)	Al+H (cmolc/ dm ³)	CTC (cmolc/ dm ³)	% Sat bases	Na+ (cmolc/ dm ³)	CE (dS/m)
Solo inicial	6,2	9,4	0,05	8,1	4,5	1,6	14,27	88,79	0,013	0,031
T as	6,2	10,8	0,12	3,4	1,5	1	8,60	88,37	2,583	0,458
P as	6,9	8,8	0,09	4,1	1,8	1,2	7,63	84,27	0,435	0,085
T11	7,8	11	0,08	4,4	1,3	0,5	6,45	92,25	0,170	0,068
T12	7,6	8,8	0,07	4,8	1,4	0,7	7,12	90,16	0,143	0,049
T13	7,7	16	0,11	4,7	1,4	0,6	6,99	91,42	0,187	0,059
T14	7,5	9,9	0,08	6,5	2,3	0,7	9,83	92,88	0,248	0,079
T15	6,7	47	0,16	4,9	1,9	1,2	8,77	86,32	0,613	0,112
T16	7,2	13	0,08	5,7	2,1	0,8	8,95	91,07	0,270	0,075
T21	6,8	49	0,16	5,5	1,7	1,1	8,78	87,48	0,326	0,082
T22	7,3	15	0,08	5,7	2,3	0,8	9,12	91,23	0,248	0,06
T23	6,9	27	0,18	5,1	1,6	0,6	7,72	92,22	0,239	0,071
T24	7,2	28	0,11	5,1	1,7	0,8	8,00	90,00	0,287	0,083
T25	6,5	31	0,14	5,9	2	1,1	9,40	88,30	0,261	0,101
T26	6,9	28	0,11	4,5	1,5	0,8	7,31	89,06	0,400	0,11
T31	7,2	28	0,14	5,1	1,7	0,8	8,03	90,03	0,287	0,083
T32	7,1	27	0,13	4,6	1,5	0,9	7,40	87,84	0,278	0,083
T33	7,5	33	0,20	5	1,6	0,6	7,95	92,45	0,552	0,122
T34	7,6	36	0,17	5,4	1,7	0,8	8,51	90,60	0,435	0,076
T35	7	35	0,18	7,3	2,6	0,9	11,35	92,07	0,370	0,1
T36	6,4	28	0,15	5,6	2,3	1,6	10,19	84,30	0,535	0,1
P11	7,2	9,1	0,08	4,1	1,2	1,1	6,53	83,16	0,048	0,035
P12	7,1	14	0,06	5,2	2	1	8,32	87,99	0,061	0,055
P14	7,2	16	0,08	4,7	1,5	0,9	7,23	87,55	0,052	0,059
P15	7,3	11	0,06	4,5	1,6	1	7,24	86,19	0,078	0,049
P16	7,1	18	0,10	5,3	1,9	1	8,36	88,04	0,061	0,08
P21	6,9	23	0,10	3,8	1,2	0,8	6,16	87,01	0,257	0,075
P22	6,9	24	0,12	4,8	2,1	1	8,46	88,18	0,435	0,094
P23	7,1	21	0,09	4	1,5	0,9	6,67	86,50	0,178	0,062
P24	6,9	23	0,08	4,9	1,9	0,9	7,89	88,60	0,109	0,072
P25	7,2	29	0,13	5,3	2,2	0,9	9,00	90,00	0,470	0,132
P26	7	29	0,12	5,5	1,8	0,9	8,46	89,36	0,143	0,118
P31	7	16	0,09	5,4	2,2	1	9,04	88,94	0,352	0,072
P32	7,1	20	0,11	5,4	2	0,8	8,48	90,56	0,165	0,081
P33	7	26	0,11	5,1	1,8	0,9	8,11	88,90	0,196	0,091
P34	7,2	25	0,11	4,7	1,4	0,8	7,13	88,79	0,122	0,079
P35	6,9	24	0,12	4,3	1,6	0,9	7,25	87,59	0,330	0,092
P36	7,4	16	0,08	5	1,8	0,7	7,88	91,12	0,296	0,062

Análises feitas pelo laboratório de Solos da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Anexo 8.4 - Sódio adicionado na aplicação dos tratamentos dentro da estufa

		Na + adicionado					
Meses irrigação	Vol.aplicado (L)	Concentração (mg/L)			Carga (g)		
		T1	T2	T3	T1	T2	T3
ago-08	16	8,2	47	42	0,131	0,752	0,672
set-08	16	8,36	45	40	0,134	0,720	0,640
out-08	18	8,48	50	45	0,153	0,900	0,810
nov-08	28	8,68	52,77	48,2	0,243	1,478	1,350
des-08	29	8,95	63,07	61,32	0,260	1,829	1,778
jan-09	31	9,4	56,5	63,77	0,290	1,752	1,977
fev-09	36	9,64	31,03	35,6	0,347	1,117	1,282
média	24,86	8,81	49,34	47,98	0,22	1,22	1,22

Anexo 8.5 - Sódio percolado dos vasos dentro da estufa

		Na + percolado								
Meses irrigação	Vol percolado (L)			Concentração (mg/L)			Carga (g)			
	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	
ago-08	2.4	1.92	1.6	290	235	260	0,696	0,451	0,416	
set-08	2.4	1.92	1.6	265	201	234	0,636	0,386	0,374	
out-08	2.7	2.16	1.8	131	185	141	0,354	0,400	0,254	
nov-08	4.2	3.36	2.8	111	142	179	0,466	0,477	0,501	
des-08	4.35	3.48	2.9	65	125	124	0,283	0,435	0,360	
jan-09	4.65	3.72	3.1	38	72	82	0,177	0,268	0,254	
fev-09	5.4	4.32	3.6	19	49	66	0,103	0,212	0,238	
média	3.73	2.98	2.49	131,29	144,14	155,14	0,39	0,38	0,34	

Anexo 8.6 - Sódio acumulado no substrato dos vasos dentro da estufa

		Na+ acumulado no solo						
Amostra	Vol. do solo (dm3)	Concentração no solo (mg/dm3)			Carga (g)			
		T1	T2	T3	T1	T2	T3	
Inicial	58,512	594	594	594	34,756	34,756	34,756	
Final	58,512	62,5	67,5	94,2	3,657	3,950	5,510	