



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
UNIDADE ACADÊMICA DE ENGENHARIA AGRÍCOLA**



Dissertação de Mestrado

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: IRRIGAÇÃO E DRENAGEM

**CRESCIMENTO DA MAMONA E GIRASSOL SOB IRRIGAÇÃO COM
ÁGUA RESIDUÁRIA E ADUBAÇÃO NITROGENADA**

JÚLIA SOARES PEREIRA

Campina Grande – Paraíba

Fevereiro de 2014

JÚLIA SOARES PEREIRA

**CRESCIMENTO DA MAMONA E GIRASSOL SOB IRRIGAÇÃO COM
ÁGUA RESIDUÁRIA E ADUBAÇÃO NITROGENADA**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, do Centro de Tecnologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de Campina Grande, em cumprimento às exigências para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, Área de concentração Irrigação e Drenagem.

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO:

ENGENHARIA DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM

ORIENTADORES:

Prof^a. Dr^a. Maria Sallydelândia Sobral de Farias

Prof^a. Dr^a. Vera Lúcia Antunes de Lima

Campina Grande – Paraíba

Fevereiro de 2014

AGRADECIMENTOS

Ao Senhor nosso Deus, por renovar minhas forças todos os dias, não me deixando desistir em um só momento.

Aos meus pais, Givonilda dos Santos Pereira e Marinaldo Soares Pereira, por todo o amor e paciência em todos os momentos pessoais e profissionais da minha vida.

A todos os meus irmãos, tios e parentes que sempre acreditaram nos meus sonhos e planos ao qual realizo dia após dia.

A professora Maria Sallydelândia Sobral de Farias pela orientação e por estar presente em momentos decisivos de minha vida, confiando e acreditando no meu trabalho.

A professora Vera Lúcia Antunes de Lima, pela confiança e co-orientação, onde através do projeto de pós-doutorado de sua responsabilidade foi possível desenvolver a pesquisa.

A Dra. e amiga Riuzuani Michelle Bezerra Pedrosa Lopes, por me enquadrar no projeto e me orientar de maneira sábia e responsável, mostrando que posso ultrapassar muitas barreiras.

Aos bolsistas do PIBIC, Jean Guimarães e Maria Aparecida, pela ajuda ao longo de todo o experimento que foi de fundamental para o bom desempenho do mesmo.

Aos meus amigos de curso, José Geraldo, Silvana Medeiros, Danilo Rodrigues, Tainara Tâmara, Michelle Cordeiro e a todos os presentes da “salinha”, onde foi compartilhado além de estudos, boas risadas e companheirismo.

As minhas amigas, em especial, Luanna Amado, Ariadne Soares, Vanessa Nóbrega, Kalyne Brito e Viviane Farias, por todo incentivo e apoio ao longo de todos esses anos de estudos.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e seus coordenadores, pela oportunidade de evolução profissional. E aos professores e funcionários da UAEEA, por todos os ensinamentos, pelos bons e inesquecíveis anos de convivência.

A CAPES, pelo fornecimento da bolsa de estudo, que me permitiu dedicação integral à Pós-graduação.

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| 1. INTRODUÇÃO..... | 13 |
| 1.1 OBJETIVOS | 15 |
| 1.1.1 Objetivo geral | 15 |
| 1.1.2 Objetivos específicos | 15 |
| 2. FUNDAMENTAÇÃO TEORICA | 16 |
| 2.1. Cultura da mamona..... | 16 |
| 2.2 Cultura do Girassol | 17 |
| 2.3 Metais pesados..... | 19 |
| 2.3.1 Níquel..... | 20 |
| 2.3.2 Cromo | 20 |
| 2.4 Retenção dos metais pesados no solo | 21 |
| 2.5 Absorção dos metais pelas plantas..... | 22 |
| 2.6 Fitorremediação | 23 |
| 2.6.1 Benefícios da Fitorremediação | 27 |
| 2.6.2 Limitações da fitorremediação..... | 27 |
| 2.7 Compostagem | 28 |
| 2.7.1 Composto de resíduo sólido urbano..... | 28 |
| 2.7.2 Uso de Composto de resíduo sólido urbano na agricultura | 29 |
| 2.8 Reuso de água na irrigação | 30 |
| 2.8.1 Potencial e limitações do reuso de água | 32 |
| 2.8.2 Legislação de reuso de água | 34 |
| 3.0 MATERIAL E MÉTODOS..... | 36 |
| 3.1 Localização da área experimental..... | 36 |
| 3.2 Delineamento experimental | 36 |
| 3.3 Montagem das unidades experimentais | 37 |
| 3.4 Solo utilizado | 38 |
| 3.5 Caracterização do composto orgânico proveniente de resíduo sólido urbano..... | 40 |
| 3.6 Culturas utilizadas e tratos culturais | 40 |
| 3.7 Determinação das lâminas e controle da irrigação | 41 |
| 3.8 Parâmetros avaliados | 43 |
| 3.8.1 Variáveis agronômicas..... | 43 |
| 3.8.1.1 Características de crescimento..... | 43 |

| | |
|--|----|
| 3.9 Coeficiente de fitoextração e Índice de translocação..... | 44 |
| 3.10 Análises estatísticas | 45 |
| 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO | 46 |
| 4.1 Variáveis de crescimento da mamona e girassol | 46 |
| 4.1.1 Altura das plantas..... | 46 |
| 4.1.2 Diâmetro do caule | 52 |
| 4.1.3 Número de folhas | 56 |
| 5. FITORREMEDIAÇÃO | 58 |
| 5.1 Concentração de Níquel (Ni) e Cromo (Cr) nas plantas (parte aérea + raíz)..... | 58 |
| 5.2 Índice de translocação e coeficientes de fitoextração dos metais | 61 |
| 6.0 CONCLUSÃO..... | 64 |
| 7.0 REFERÊNCIAS | 65 |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1. Mecanismos envolvidos no processo da fitorremediação. Fonte: Cunningham et al., 1995 | 25 |
| Figura 2. Local de condução dos experimentos | 36 |
| Figura 3. Montagem das unidades experimentais | 37 |
| Figura 4. Croqui dos experimentos | 38 |
| Figura 5. Plantas com 5 dias após o plantio (A) e plantas com 15 DAE em uma visão geral do experimento (B, C e D) | 41 |
| Figura 6. Altura de plantas da mamona BRS-188/Paraguaçu e Girassol EMBRAPA 122/V-2000 em diferentes épocas, irrigadas com água residuária | 51 |
| Figura 7. Modelos de regressão para o diâmetro das plantas da mamona BRS-188/Paraguaçu (B1 e B2) e Girassol variedade 122/V-2000 (A1 e A2) aos 15 e 45 DAE, irrigadas com dois tipos de água e doses crescentes de nitrogênio | 53 |
| Figura 8. Média do número de folhas da mamona BRS Paraguaçu e do Girassol variedade Embrapa 122/V-2000 em função de doses crescentes de nitrogênio..... | 56 |
| Figura 9. Teores de níquel e cromo, acumulados na parte aérea e na raiz do girassol variedade Embrapa 122/V-2000, em função das doses de nitrogênio..... | 60 |
| Figura 10. Índice de Translocação (IT) e Coeficiente de Fitoextração (CF) para a cultura do girassol variedade Embrapa 122/V-2000, em função das doses de nitrogênio | 63 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1. Análise das características físico-químicas do Neossolo Regolítico utilizado no preenchimento das unidades experimentais | 39 |
| Tabela 2. Resumo da análise de variância referente à variável altura das plantas do girassol EMBRAPA 122/V2000, submetida à irrigação com água residuária e adubação nitrogenada | 48 |
| Tabela 3. Resumo da análise de variância referente à variável altura das plantas da mamona BRS Paraguaçu, submetida à irrigação com água residuária e adubação nitrogenada | 49 |
| Tabela 4. Resumo da análise de variância referente à variável diâmetro do caule do girassol EMBRAPA 122/V-2000 para a água potável residuária doméstica tratada | 54 |
| Tabela 5. Resumo da análise de variância referente à variável diâmetro do caule da mamona BRS Paraguaçu para a água potável residuária doméstica tratada | 55 |
| Tabela 6. Resumo da análise de variância referente à variável número de folhas da mamona BRS Paraguaçu e Girassol variedade Embrapa 122/V-2000 para a água potável residuária doméstica tratada | 57 |
| Tabela 7. Resumo da análise de variância da quantidade acumulada de Ni e Cr no girassol variedade Embrapa 122/V-2000 (parte aérea + raiz) em função da adubação nitrogenada e irrigação com água residuária tratada | 58 |
| Tabela 8. Resumo das análises de variância para o índice de translocação e coeficiente de fitoextração para os metais níquel e cromo, em função do tipo de água de irrigação | 61 |

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

As – Arsênio

C – Carbono

Co – Cobalto

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

Cr – Cromo

CTC – Capacidade de Troca Catiônica

Cu – Cobre

DAE – Dias Após a Emergência

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

ETo – Evapotranspiração de referência

Fe – Ferro

Hg – Mercúrio

IAC – Instituto Agronômico de Campinas

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia

K – Potássio

MAPA – Ministério de da Agricultura, Pecuária e Abastecimento

Mn – Manganês

MO – Matéria Orgânica

N – Nitrogênio

Ni – Níquel

P – Fósforo

Pb – Chumbo

pH – Potencial Hidrogeniônico

Se – Selênio

Zn – Zinco

RESUMO

Nos últimos tempos o crescimento populacional contribuiu para um sensível desequilíbrio ambiental, prejudicando diversos setores em escala global, intermediária e local, aumentando assim a produção de resíduos, além de áreas totalmente degradadas pela falta de manejo adequado. Os estudos de novas formas de reutilização desses resíduos na agricultura tem-se tornado uma boa alternativa, pois pode substituir a adubação química, proporcionando um elevado aporte de nutrientes às plantas, baixando os custos com a produção agrícola. Assim sendo, o objetivo desse trabalho foi avaliar o uso de composto orgânico oriundo de lixo doméstico e a irrigação com água residuária doméstica tratada no crescimento das culturas da mamona e girassol, bem como o potencial em absorver os metais níquel e cromo da cultura do girassol. Para isto, as plantas foram cultivadas em ambiente protegido pertencente à Universidade Federal de Campina Grande - PB. O delineamento experimental foram em blocos inteiramente casualizados em esquema fatorial 6 x 2, com 3 repetições, onde as 6 doses de nitrogênio disponível em composto de resíduo sólido foram (0, 60, 100, 140, 180, 220 kg. N. ha⁻¹) e 2 tipos de água (água potável e água residuária doméstica tratada). Verificou-se que as doses de nitrogênio influenciaram significativamente, no que diz respeito ao crescimento até os 75 DAE da mamona BRS – Paraguaçu e do girassol variedade EMBRAPA 122/V-2000, observou-se alturas de 91,7 e 85,2, respectivamente, nas doses de nitrogênio de 180 kg N ha⁻¹ e 220 kg N ha⁻¹. Já a utilização da água residuária não influenciou significativamente nos parâmetros avaliados. O girassol se mostrou mais eficiente na absorção e translocação do níquel e cromo nas raízes irrigados com os 2 tipos de água, pois o comportamento dos elementos apresentam tendência em ficar fortemente adsorvido no solo. A adubação orgânica oriunda da compostagem de lixo urbano e a irrigação com água residuária doméstica tratada, pode substituir a adubação química no cultivo da mamona BRS Paraguaçu e do girassol variedade EMBRAPA 122/V-2000.

Palavras-chave: nitrogênio, contaminação, translocação

ABSTRACT

Lately population growth contributed to a sensitive environmental imbalance, damaging several sectors on a global scale, intermediate and local levels, thereby increasing waste generation, and totally degraded areas by lack of adequate management. Studies of new forms of reuse of this waste in agriculture has become a good alternative because it can replace chemical fertilizer, providing a high supply of nutrients to plants, lowering the costs of agricultural production. Therefore, the aim of this study was to evaluate the use of organic compost derived from household waste and irrigation with domestic wastewater treated in the growth of the cultures of castor and sunflower, as well as the potential to absorb the metals nickel and chromium in sunflower cultivation. For this, the plants were grown in greenhouses belonging to the Federal University of Campina Grande - PB. The experimental design was in randomized blocks in 6 x 2 factorial design, with 3 replications, where the 6 doses of available nitrogen in compound of solid waste were (0, 60, 100, 140, 180, 220 kg.N. ha⁻¹) and 2 types of water (drinking water and domestic wastewater treated). It was found that the nitrogen significantly influenced, with regard to the growth until 75 DAE castor BRS - Paraguaçu and sunflower variety 122/V-2000 EMBRAPA, providing heights of 91.7 and 85.2, respectively, the nitrogen rate of 180 kg N ha⁻¹ and 220 kg N ha⁻¹. But the use of wastewater did not significantly influence the evaluated parameters. The sunflower was more efficient in the uptake and translocation of nickel and chromium in roots irrigated with 2 types of water, because the behavior of the elements have a tendency to be strongly adsorbed in soil. The coming of organic manure composting of urban waste and domestic wastewater irrigation with treated water, can replace chemical fertilizer in cultivation of castor and sunflower BRS Paraguaçu variety EMBRAPA 122/V-2000.

Keywords: nitrogen, contamination, translocation

1. INTRODUÇÃO

Com o crescimento populacional acelerado, uma busca por recursos naturais se torna cada vez maior, tendo como uma das consequências o aumento da geração de resíduos. Os resíduos sólidos urbanos, em geral, são descartados de forma inadequada no meio ambiente, seja por meio de depósitos clandestinos de lixo, ou em lixões públicos que não possuem nenhum estudo técnico de impactos ambientais. É evidente a necessidade de se promover uma gestão adequada das áreas de disposição de resíduos sólidos, com o intuito de prevenir ou reduzir os possíveis efeitos negativos ao meio ambiente e a saúde pública.

A legislação brasileira exige que áreas poluídas devam ser remediadas, sendo a avaliação do nível de poluição por metais efetuada com base em Valores Orientadores de Referência de Qualidade (VRQs), a ser definido pelo estado, de Prevenção (VP) e de Investigação (VI), adotando-se os valores estabelecidos pela Resolução CONAMA 420/2009.

Uma técnica de remediação natural é a fitorremediação, que, segundo Pletsh et al. (1999), aplica-se à utilização de sistemas de tratamento que tem como elemento principal a vegetação (árvores, arbustos, plantas rasteiras e aquáticas) e sua microbiota com o fim de remover, degradar ou isolar substâncias tóxicas ao ambiente. A seleção de plantas tolerantes e com capacidade de acumular grandes concentrações de metais pesados em seus tecidos (hiperacumuladoras) resultou em grandes avanços na remediação de solos contaminados com metais pesados (Accioly & Siqueira, 2000), as quais são capazes de acumular um ou mais elementos inorgânicos em níveis até cem vezes maiores que outras espécies, crescendo sob as mesmas condições.

De forma geral, a agricultura tem sido considerada como uma das atividades causadoras de impactos ambientais. No entanto, esta atividade possui peculiaridades que possibilitam a reciclagem de produtos considerados sem importância, dentre os quais pode ser citada a reciclagem de lixo urbano, dando origem ao composto orgânico possível de ser utilizado com grande potencial agrônômico por possuir elevada concentração de nutrientes em sua composição. Pesquisas têm mostrado que o uso do composto orgânico no solo tem apresentado melhorias nas suas propriedades físicas, químicas e biológicas e se torna uma importante alternativa por ser de fácil aquisição e possuir baixo custo (Lopes, 2013).

Aliada à adubação orgânica, a irrigação com água residuária pode substituir, pelo menos em parte, a adubação química, uma vez que a água residuária possui cerca de 99,9% de água e 0,01% de matéria orgânica, apresentando altos teores de nitrogênio, potássio e cálcio (Santos, 2012). Brites (2008), aponta outra vantagem da utilização de águas residuárias em irrigação, ou seja, elas podem proporcionar um incremento de matéria orgânica no solo e aumentar a produtividade, mas, quando mal manejados tanto a irrigação com água residuária, como a adubação com composto orgânico oriundo de resíduo urbano, podem ser fontes de contaminação do solo.

Dentre as oleaginosas que tem potencial fitorremediador e podem ser cultivadas para a produção de biodiesel, a mamoneira (*Ricinus communis L.*) e o Girassol (*Helianthus annuus L.*) são alternativas viáveis por se adaptarem a condições climáticas favoráveis a regiões com baixa precipitação. Segundo Ambrosano (2012), as plantas oleaginosas caracterizam-se por possuírem teores consideráveis de óleo em suas sementes ou em alguma parte de seus frutos, cada vez mais se tornando imprescindível para o suprimento da demanda de matéria-prima necessária ao cumprimento das metas de produção de biodiesel. O conhecimento dos fatores climáticos necessários para atender a todas as exigências dessas plantas é fundamental para que se possa mapear as melhores opções agrícolas para uma região.

Diante do exposto, pretendeu-se, com esta pesquisa, avaliar o cultivo da mamona e do girassol, irrigada com água residuária doméstica tratada associada à adubação com composto de resíduo sólido urbano e, conforme os resultados, contribuir para o desenvolvimento de uma agricultura sustentável.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

Analisar o crescimento da cultura da mamona e do girassol irrigado com água residuária e adubado com composto de resíduo sólido urbano, bem como o efeito do resíduo e da irrigação no crescimento das culturas e verificar o potencial fitorremediador do girassol para os metais níquel e cromo.

1.1.2 Objetivos específicos

- a) Avaliar as características dos componentes de crescimento da mamona e do girassol e comparar o comportamento quando irrigado, com água potável e residuária, e níveis de adubação de compostagem;
- b) Analisar o conteúdo dos metais pesados níquel e cromo translocados pelas plantas do girassol;
- c) Calcular o Índice de Translocação (IT) e o Coeficiente de Fitoextração (CF), para a remoção do níquel e cromo do solo, na cultura do girassol.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEORICA

2.1. Cultura da mamona

Cultivar desenvolvida pela Embrapa; Tem porte médio; Altura média de 1,60 m; Caule de coloração roxa e coberto de cera; Semente grande, de cor preta, pesando a 0,71 g; Contendo cerca de 48% de óleo; A floração inicia-se aos 50 dias após a emergência; Ciclo longo até 250 dias; Grande tolerância à seca; Pode produzir 1500 kg/ha de sementes a cada ano.

A mamoneira (*Ricinus communis L.*), mais conhecida como “carrapateira”, “rícinio”, ou “planta christi”, é uma planta muito exótica de origem afro-asiática, nativa e muito resistente ela é encontrada em grande quantidade na Etiópia, na região do Sennaar e Kordofan, e na Índia. No Brasil a mamona foi trazida pelos portugueses com a finalidade de utilizar seu óleo para iluminação e lubrificação dos eixos das carroças. O clima tropical e, predominante no Brasil, facilitou o seu alastramento, (Matos, 2007). A mamona pode ser considerada a principal oleaginosa para produção de biodiesel, por ser de fácil cultivo, de baixo custo e por ter resistência à seca, adaptando-se muito bem a forte exposição ao sol, altas temperaturas, requerendo no mínimo 500 mm de chuvas para seu crescimento e desenvolvimento normal, sendo assim indicada para regiões semiáridas (Pessoa et al., 2007).

Planta arbustiva tropical que pode atingir até 3,5 m de altura, apresenta flores constituídas por longos cachos, folha de coloração verde, frutos esquizocarpos, raízes pivotantes e profundas. Desenvolve, preferencialmente, em elevadas temperaturas, com boa luminosidade e distribuição de pluviosidade, solos argilosos com boa fertilidade são favoráveis ao seu desenvolvimento, sendo que a maioria das cultivares se adapta às características do ambiente (Kissmann & Groth, 1989).

A mamoneira é considerada planta tolerante à seca, devido, provavelmente, ao seu sistema radicular bem desenvolvido chegando a alcançar, nos tipos comerciais, até seis metros de profundidade. A falta de umidade no solo, mesmo na fase de maturação dos frutos, favorece a produção de sementes pouco pesadas e com baixo teor de óleo. Quando cultivadas em solos mais profundos, cultivares que apresentam maior desenvolvimento da raiz principal tende a ter melhor desempenho no período de seca (Lopes, 2013).

Pluviosidades entre 600 e 700 mm proporcionam rendimentos superiores a 1500 kg/ha, sendo viáveis economicamente em áreas onde a precipitação pluvial mínima esteja entre 400 e 500 mm (Amorim Neto et al., 2001).

O óleo de mamona tem inúmeras aplicações. O uso mais importante, em termos quantitativos, é na fabricação de tintas, vernizes, cosméticos e sabões. É também utilizado na produção de plásticos e de fibras sintéticas. Deve-se mencionar que as fibras em cuja composição entra o óleo de mamona são atóxicas e antialérgicas e apresenta grande resistência a corrosão; destaca-se, também, o uso deste óleo como lubrificante "Pelas características exclusivas de queimar sem deixar resíduos e de suportar altas temperaturas sem perder a viscosidade, (no que supera os óleos derivados de petróleo) é o óleo ideal para motores de alta rotação: usam-no, apenas para exemplificar, nos foguetes espaciais e nos sistemas de freio dos automóveis" (Coelho, 1979).

Segundo Santos et al. (2001), o óleo de mamona é utilizado também em outros processos industriais: na fabricação de corantes, anilinas, desinfetantes, germicidas, óleos lubrificantes de baixa temperatura, colas e aderentes; serve de base para fungicidas, inseticidas, tintas de impressão, vernizes, nylon e matéria plástica.

O fato de apresentar sistema radicular profundo e grande produção de fitomassa faz da mamona uma espécie a ser estudada com potencial fitoextrator. Zeitouni (2003), trabalhando com plantas de mamona utilizando diferentes doses de metais observou que as plantas de mamona apresentaram amarelecimento, perdas das folhas e diminuição do desenvolvimento.

2.2 Cultura do Girassol

É uma variedade de girassol; Pode atingir média de produtividade de 1741 kg/ha; Teor médio de óleo de 43,5%; Ciclo é de aproximadamente 100 dias; Início do florescimento aos 53 dias; Porte baixo; Custo de semente competitivo aos dos híbridos disponíveis no mercado brasileiro.

O girassol (*Helianthus annuus L*) é uma planta originária das Américas, que foi utilizada como alimento, pelos índios americanos, em mistura com outros vegetais. No século XVI, o girassol foi levado para a Europa e Ásia, onde era utilizado como uma planta ornamental e como uma hortaliça. A grande importância da cultura do girassol no mundo deve-se à excelente qualidade do óleo comestível que se extrai de sua semente.

É um cultivo econômico, rústico e que não requer maquinário especializado. Tem um ciclo vegetativo curto e se adapta perfeitamente a condições de solo e clima pouco favorável. Para seu cultivo correto são necessários os mesmos conhecimentos e maquinários utilizados na cultura de milho, sorgo ou soja. No começo, durante quase 200 anos, foi cultivado somente como planta ornamental. Só em princípios do século XVI começou sua utilização como planta oleaginosa, para a extração de azeite, e a sua difusão da cultura do girassol na Europa (Lima, 2010).

O Girassol é uma planta anual, de sistema radicular do tipo pivotante, com uma combinação entre as raízes grossas e finas; a raiz principal pode atingir profundidade superior a dois metros, facilitando a absorção de água e nutrientes, apresentando também a função de maior sustentação (Ungaro, 2000). Em condições hídricas satisfatórias as raízes desenvolvem-se normalmente nas camadas de 30-40 cm de profundidade, suprimindo suas necessidades de água; porém, quando seu desenvolvimento inicial se dá com condições de falta de água, há tendência de as raízes explorarem as camadas mais profundas do solo.

A produtividade da cultura do Girassol é função do número de capítulos por hectare que, por sua vez, estão condicionados ao número de plantas por unidade de área. A inflorescência do Girassol é do tipo capítulo, característica da família Asteraceae. Sua semente é chamada de aquênio, sendo constituída de pericarpo (casca), mesocarpo e endocarpo (amêndoa) (Viana, 2008).

O pericarpo é uma casca fibrosa pobre em óleo e sua proporção em relação ao aquênio afetará o teor de óleo. De modo geral, sementes claras, ou claras estriadas estão relacionadas ao menor teor de óleo, enquanto sementes escuras, ou escuras estriadas estão relacionadas ao maior teor de óleo. O desenvolvimento do Girassol entre a semeadura e a maturação fisiológica é uma sequência de alterações morfológicas e fisiológicas na planta, separadas por estádios fenológicos (Connor & Hall, 1997).

O Girassol é uma cultura que se adapta a diferentes condições edafoclimáticas, podendo ser cultivada em todos os Estados (Leite, 2007) e seu rendimento é pouco influenciado pela latitude, pela altitude e pelo fotoperíodo; essas características apresentam-se como uma opção nos sistemas de rotação e sucessão de culturas nas regiões produtoras de grãos.

Andrade et al. (2009), estudando a capacidade de fitoextração de algumas culturas, observaram que o girassol apresentou o maior índice de translocação de Pb e Zn. Em estudo Souza (2010), analisou que o tempo de cultivo do girassol foi reduzido

pela toxidez dos metais Zn, Cu e Cd, os quais prejudicaram o desenvolvimento e crescimento normal da cultura. As concentrações crescentes utilizadas de Zn, Cu e Cd diminuíram o crescimento das plantas e a produção da fitomassa.

2.3 Metais pesados

Um metal é definido como sendo um elemento com densidade maior que 5 a 6 g. cm⁻³ (Tan, 2000). Entre os metais pesados mais estudados, se encontram elementos não essenciais para os vegetais, como chumbo (Pb), cádmio (Cd), cromo (Cr) e mercúrio (Hg); e os micronutrientes cobre (Cu), zinco (Zn), ferro (Fe), manganês (Mn) e o níquel (Ni). Além desses elementos também são citados o cobalto (Co), considerado benéfico ao desenvolvimento vegetal; o arsênio (As), que é um semi-metal e o selênio (Se), um não-metal com densidade inferior a 5 g cm⁻³ (Simão & Siqueira, 2001).

Conforme Alloway & Ayres (1997) os metais pesados ocorrem naturalmente, constituindo menos de 1% das rochas da crosta terrestre. Quanto à origem, podem ser litogênicos, quando provenientes de fontes geológicas como resíduos de rocha ou liberados pelo intemperismo, ou antropogênicos, se adicionados ao solo pela atividade humana como mineração e aplicação de defensivos agrícolas e fertilizantes (Camargo et al., 2001).

Os metais pesados podem ocorrer no solo sob diversas formas: na forma iônica ou complexada na solução do solo, como íons trocáveis no material orgânico ou inorgânico de troca ativa, como íons mais firmemente presos aos complexos de troca, como íons quelatos em complexos orgânicos ou organominerais, incorporados a sesquióxidos precipitados ou sais insolúveis, incorporados aos microrganismos e aos seus resíduos biológicos, ou presos nas estruturas cristalinas dos minerais primários ou secundários. Sua distribuição é influenciada pelas seguintes propriedades do solo: pH, potencial redox, textura, composição mineral (conteúdo e tipos de argilas e de óxidos de Fe, Al e Mn), características do perfil, CTC, quantidade e tipo de componentes orgânicos no solo e na solução, presença de outros metais pesados, temperatura do solo, conteúdo de água e outros fatores que afetam a atividade microbiana. Esses fatores que afetam a distribuição dos metais pesados no sistema solo, controlam sua solubilidade, mobilidade no meio e disponibilidade às plantas (Kabata-Pendias & Pendias, 1992).

As contaminações ocorrem através de emissões aéreas (poeira), lixiviado, erosão superficial e aplicação de resíduos como fertilizantes para as plantas (Baird, 2001).

2.3.1 Níquel

Segundo Kabata-Pendias & Pendias (1992), o Ni é um elemento que ocorre associado a carbonatos, fosfatos e silicatos, sendo estável em solução, e capaz de migrar por longas distâncias. Sua distribuição está ligada à matéria orgânica, óxidos amorfos, e frações de argila, sendo que a matéria orgânica possui a capacidade de absorver Ni e torná-lo imóvel. Este elemento também é influenciado pelo pH do solo, pois com sua elevação há menor disponibilidade do metal (Berton, 1992).

O Ni é um sério poluente liberado durante o processamento de metais e combustão de óleo e carvão. A aplicação de lodo de esgoto e de fertilizantes fosfatados são também importantes fontes de Ni para o solo. A aplicação de calcário, fosfato, ou matéria orgânica diminuem a disponibilidade de Ni para as plantas (Kabata-Pendias et al., 1992).

2.3.2 Cromo

O Cr é o 21º elemento mais comum na crosta terrestre (USEPA, 2005b). É um metal cinzento (Fernandes et al., 1996) e não possui essencialidade comprovada na nutrição das plantas, mas já foram observados efeitos positivos no crescimento de plantas com a aplicação de pequenas quantidades de Cr solúvel ao solo (Kabata-Pendias & Pendias, 1992). Esse elemento também é requerido pelos microrganismos em alguns processos metabólicos específicos (Castilho et al., 2001).

A contaminação de Cr existente na superfície do solo é originada de várias fontes, dentre as quais, as principais são os resíduos industriais (pigmentos a base de Cr, resíduos de curtume e resíduos de manufaturação de couro) e lodos de esgoto municipais (Kabata-Pendias & Pendias, 1992). No solo, o destino do Cr é dependente da especiação do metal, que se dá em função do potencial redox e do pH do solo. Na maioria dos solos há predomínio de Cr^{3+} devido à rápida redução de Cr^{6+} (solúvel) para Cr^{3+} (insolúvel). O Cr^{3+} apresenta baixa solubilidade e reatividade, resultando em baixa mobilidade no ambiente e baixa toxicidade para os organismos vivos. Sob condições oxidantes, o Cr^{4+} pode estar presente no solo na forma de íon cromato ou cromato ácido,

formas relativamente solúveis, móveis e tóxicas para os organismos vivos (ATSDR, 2000).

Nas plantas, a absorção e translocação de Cr variam de acordo com a espécie. Devido a sua afinidade por cargas negativas, ele é imobilizado, principalmente, nas raízes e não na superfície radicular. Os sintomas de toxicidade manifestam-se como inibição do crescimento, clorose nas folhas jovens, folhas pequenas de coloração vermelho-amarronzada ou púrpura, lesões necróticas e injúrias nas raízes (Bergmann et al., 1992).

2.4 Retenção dos metais pesados no solo

A contaminação dos solos por metais pesados constitui uma forma de poluição grave, sendo considerados os poluentes que mais abalam a saúde pública. Os metais ocorrem naturalmente nos solos, mas quando somados aos efeitos das atividades humanas causam diversos danos. Como exemplo, tem-se o cádmio, utilizado na manufatura de baterias e alguns biocidas que ao entrar em na cadeia alimentar, pode resultar em lesões no fígado e problemas renais em seres humanos (Lamego & Vidal 2007).

Muitos fatores podem afetar essa retenção de metais pesados no solo, além do teor de argila, como, por exemplo, a presença de óxidos, do teor de carbono e do pH do solo (Clemente & Bernal, 2006).

Outro fator que afeta a retenção dos metais pesados é a matéria orgânica. A matéria orgânica compete pelos metais com os sítios de troca dos óxidos, reduzindo sua acumulação nos vegetais e, diminuindo o risco à saúde humana (Kumpiene et al., 2008). Isso ocorre porque a fração húmica da matéria orgânica do solo possui alta capacidade de reagir com metais, argilominerais, óxidos e com várias moléculas orgânicas, incluindo pesticidas (Ernani, 2008). Além disso, complexos de metais pesados com substâncias húmicas são de grande importância, pois, ocorrendo a quelação dos metais e, conseqüentemente, o aumento na solubilidade, ocasionam maior mobilidade tanto por difusão quanto por fluxo de massa (Camargo, 1997), que são fatores importantes quando se deseja implementar a fitoextração. Schwab et al. (2007), conduziram um experimento para investigar a lixiviação dos metais Zn, Cd e Pb, com uso de tratamentos à base de esterco bovino, em colunas. Eles verificaram aumento da

lixiviação de metais devido à sua complexação com a matéria orgânica solúvel. Este comportamento é de grande importância pelo fato de os compostos orgânicos serem concorrentes com os minerais do solo pelos metais, quando participam da fração do solo em proporção relevante.

Os metais pesados são retidos pelos solos de três formas: pela adsorção nas superfícies das partículas minerais, complexação por substâncias húmicas em partículas orgânicas e por reações de precipitação (Khan et al., 2000).

A adsorção é, provavelmente, o processo mais relevante na química dos metais pesados no solo. A quantidade de cátions que pode ser adsorvida por troca de íons da solução pela fase sólida em condições específicas de temperatura, força iônica e pH, também denominada capacidade de troca catiônica (CTC), é dependente das espécies envolvidas (Sposito, 1989). Quanto maior a CTC do solo, maiores também a sorção e a imobilização do metal (Lasat, 2000). Logo, uma fração dos metais pesados se encontra associada à superfície de partículas argilosas, orgânicas, e aos precipitados insolúveis como hidróxidos, carbonatos e fosfatos, por ligações covalentes. Esses íons estão em equilíbrio com o sistema aquoso, podendo tornar-se disponíveis para o sistema radicular das plantas (Sposito, 1989).

Bertoncini & Mattiazzo (1999) verificaram que a mobilidade dos metais pesados esteve sempre abaixo de 2% do total adicionado, tendo contribuído para esta menor mobilidade, os elevados teores de pH (6,8 a 7,5) e o alto teor de matéria orgânica, pois a matéria orgânica apresenta a capacidade de complexar ou quelatar alguns metais pesados do solo diminuindo sua solubilidade na presença de substâncias orgânicas de alto peso molecular, ou aumentando quando reagem com compostos de baixo peso molecular. Isto ocorre devido à elevada superfície específica, carga líquida negativa dependente do pH do meio, facilidade de embebição de água e da solução do solo contendo metais, e pela capacidade de formar quelatos orgânicos (Simão & Siqueira, 2001).

2.5 Absorção dos metais pelas plantas

A absorção de metais pesados varia de acordo com a espécie vegetal e entre as diferentes partes da planta absorvendo, pelas raízes, íons tóxicos de metais pesados, particularmente Cd, Pb, Cu, Hg, Zn e Ni, que se acumulam em suas células (Mohr & Schopfer, 1995). Ao se diminuir o pH do solo diminui-se também a adsorção dos metais

no solo e se aumenta suas concentrações na solução do solo, aumentando também a absorção dos metais pelas plantas. Isto pode ser obtido ao se utilizar fertilizantes contendo amônio ou acidificantes do solo (Garbisu & Alkorta, 2001). A acumulação de metais pelas plantas também depende da natureza da planta, dos fatores do solo como o pH, matéria orgânica, concentração do metal, presença de ânions, sua textura, além da temperatura, luminosidade, umidade, presença de corretivos e fertilizantes, aeração, potencial redutor do solo e a presença de micorrizas (Kabata-Pendias et al., 1992).

Segundo Accioly & Siqueira (2000) a capacidade de transferência de metais do solo para a planta é alta com baixas concentrações de metais e baixa com altas concentrações de metais. No solo a maioria dos metais é muito insolúvel para se mover livremente no sistema vascular das plantas, logo elas geralmente formam precipitados de carbonatos, sulfatos, ou fosfatos imobilizando-os em compartimentos intra e extra-celulares. Alguns metais são acumulados nas raízes (especialmente o Pb), devido, provavelmente, a barreiras fisiológicas contra o transporte de metais para as partes aéreas, enquanto outros são facilmente transportados nas plantas, como o Cd (Garbisu & Alkorta, 2001). Quanto à absorção de metais pesados pelas raízes, Kabata-Pendias & Pendias (1992) citam que a mesma pode ser passiva com a difusão de íons da solução externa para a endoderme das raízes, ou ativa, requerendo energia metabólica e ocorrendo contra um gradiente químico.

2.6 Fitorremediação

A remediação de ambientes contaminados por meio de sistemas e processos vegetais (fitorremediação) movimenta um mercado de 100 a 150 milhões de dólares nos EUA, o que corresponde a 0.5 % do mercado total de remediação naquele país (Pilon-Smiths, 2005). No Brasil, a comercialização desta tecnologia é ainda incipiente apesar da demanda por soluções mais econômicas e menos invasivas ao meio ambiente. A possibilidade de retorno econômico pela fitorremediação pode gerar investimentos do setor privado e proporcionar uma demanda para a comercialização desta tecnologia. Tal retorno poderia cobrir, ou subsidiar, parte dos custos totais envolvidos na implantação e na operação do processo de fitorremediação.

A fitorremediação, quando consorciada com estratégias que promovam a reutilização sustentável de áreas contaminadas, pode gerar um retorno econômico ao investidor da seguinte maneira: 1) pela comercialização da madeira de árvores com

potencial fitorremediador (e.g. Eucalipto, Cedro, etc); 2) pela produção de energia a partir da combustão da biomassa vegetal; 3) pelo reflorestamento visando à geração de créditos de carbono e/ou; 4) pela fitoextração visando à recuperação e venda do metal nobre extraído da biomassa sob a forma de “commodity” (Moreno et al., 2007).

A tecnologia de fitorremediação se encontra num estágio de comercialização para tratamento de solos contaminados com metais sendo que, em um futuro próximo, poderá proporcionar uma opção de baixo custo sob circunstâncias específicas. Esta tecnologia tende a se adaptar melhor para remediação de locais com contaminação dispersa, baixas concentrações de contaminantes e também esses devem estar localizados na superfície dos solos (Pedrazzoli, 2004).

Na recuperação de áreas degradadas a fitorremediação é uma importante técnica de remediação do meio aquático, ar ou solo, com variantes que dependem dos níveis de complexidade. Os principais mecanismos da fitorremediação são: absorção e acumulação dos metais pesados nos tecidos das plantas (fitoextração); adsorção dos metais no sistema radicular, imobilizando os contaminantes (fitoadsorção); liberação de oxigênio para o solo e outros compostos, que podem imobilizar os metais pesados (fitoestabilização) e estimulação da biorremediação por fungos ou outros microrganismos localizados no sistema solo-raiz (rizorremediação) conforme a Figura 1.

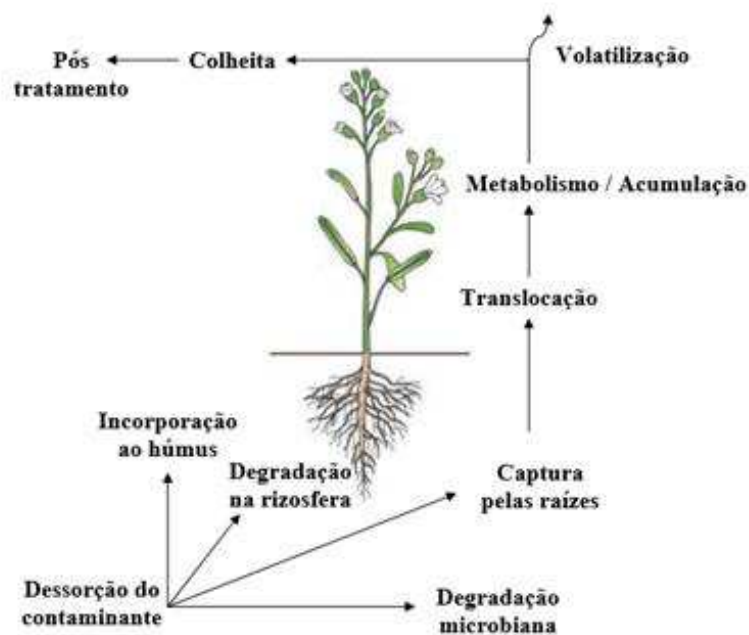


Figura 1. Mecanismos envolvidos no processo da fitorremediação. Fonte: Cunningham et al., 1995

Dentre os mecanismos há dois processos básicos de fitorremediação de metais: a fitoextração e a fitoestabilização. A fitoextração ocorre no transporte de contaminantes do solo para um tecido vegetal sobre o solo e sua destruição posterior. Embora a alta taxa de acúmulo de metais em árvores, arbustos, ervas, gramas e sementes apresente certo potencial, as sementes parecem ser o elemento mais promissor, uma vez que sua biomassa apresenta maior produção. O chumbo não tem tido resultado positivo em plantas testadas até agora. Entretanto, há pesquisas indicando que a utilização de solos modificados facilitaria a incorporação do chumbo em plantas (Pedrazzoli, 2004).

A fitoextração é a técnica mais promissora da Fitorremediação, tendo despertado maior atenção dos pesquisadores, desde que foi proposta por Logan et al. (1983) como uma tecnologia para recuperar solos poluídos por metais. O processo de fitoextração de metais do solo depende da habilidade das plantas selecionadas crescerem e acumularem metais sob as condições climáticas e de solo, específicas da área a ser remediada. Duas abordagens têm sido usadas para atingir esta meta: o uso de plantas com excepcional capacidade natural de acumulação de metal, as chamadas hiperacumuladoras; porém uma característica geral dessas espécies se refere ao crescimento lento e a limitada

produção de biomassa. Outra estratégia é a utilização de plantas cultivadas de alta produção de biomassa, a exemplo de milho (*Zea mays*) e mostarda da Índia (*Brassica juncea*), associadas a um método de fitoextração induzida por agentes quelantes.

A eficiência da Fitorremediação depende das características do solo, do contaminante em questão e da planta. A área a ser tratada por meio da Fitorremediação deve ser propícia ao crescimento de plantas e o elemento no solo deve estar em formas disponíveis para a absorção pelas raízes. A planta usada no processo de Fitorremediação deve ser não apenas tolerante ao contaminante mas também capaz de absorver e acumular grandes quantidades do mesmo em sua biomassa. A produção de biomassa na parte aérea é outro atributo importante a ser considerado. Infelizmente, a maioria das plantas identificadas como hiperacumuladoras de metais possui, baixa produção de biomassa (Gonzaga et al., 2008).

A literatura científica tem demonstrado que espécies vegetais apresentam comportamento distinto quanto à forma de absorção, distribuição e acúmulo deste elemento, podendo ocorrer variações, mesmo entre variedades de uma mesma espécie, quando submetidas a condições similares de contaminação (Marques, 2009).

De modo geral, os metais absorvidos são transportados radialmente pelas raízes, apoplástico (através de paredes celulares e espaços intercelulares), encontrando um primeiro filtro de difusão e regulação na endoderme. Já no estelo, os metais seguem essencialmente via xilema e, em suas relações com as células vizinhas, podem induzir alterações na diferenciação do próprio sistema vascular. Em concentrações menores alcançam as folhas, podendo alterar a estrutura e a funcionalidade das células fotossintéticas (Barceló & Poschenrieder, 1992).

A regulação, absorção de metais pesados na rizosfera, o acúmulo nas raízes, preservando sua integridade e funções primárias, e a baixa translocação para a parte aérea são considerados mecanismos pelos quais os sistemas radiculares podem contribuir para a tolerância de espécies arbóreas a estes contaminantes (Verkleij & Prast, 1989). Deve-se considerar também que espécies ou variedades de uma mesma espécie vegetal quando expostas as concentrações similares de metais pesados podem diferir na absorção e/ou distribuição interna desses elementos na planta (Chaves, 2008).

2.6.1 Benefícios da Fitorremediação

A fitorremediação possui vantagens comparadas com métodos existentes de remediação, incluem a mínima destruição e desestabilização da área, baixo impacto ambiental e estética favorável (Nedelkoska & Doran, 2000). Além disto, é uma alternativa limpa, de baixo custo e fornece contenção dos lixiviados, manutenção e melhora da estrutura, fertilidade e biodiversidade do solo (Khan et al., 2000), possuindo natureza não intrusiva e absorvendo metais quando em baixa concentração no solo, cuja extração é difícil utilizando-se outra tecnologia (Baird, 2001).

Além do baixo custo em comparação com os outros métodos de remediação, permite a reciclagem dos metais, e a produção de madeira é uma solução permanente, aplicado in situ, utiliza energia solar, é aplicável a uma grande variedade de contaminantes, possui grande aceitação pública e reduz a erosão (Accioly & Siqueira, 2000). Outra vantagem é que ela se torna melhor ao longo do tempo, com o crescimento mais profundo e mais denso das raízes, maior transpiração de água e crescimento mais viçoso da parte aérea (Schnoor, 2002).

É uma tecnologia que produz a sua própria energia através da fotossíntese (Pereira, 2005). Também promove melhoria paisagística com atratividade e boa aceitação da população, em função de ser vista como “tecnologia verde” (Dinardi et al., 2003). Uma tendência é que as plantas geneticamente modificadas sejam utilizadas como plantas fitorremediadoras tendo, assim, maior eficácia.

Portanto, a utilização de espécies vegetais para a restauração de áreas danificadas ou contaminadas poderá apresentar uma excelente alternativa para evitar a intoxicação da população que vive nesses ambientes, reduzindo, substancialmente, os custos de limpeza de lixões e áreas afetadas (Lamego, 2007).

2.6.2 Limitações da fitorremediação

Quanto aos limites da fitorremediação, pouco se sabe sobre os processos moleculares, bioquímicos e fisiológicos que caracterizam a hiperacumulação, e um longo tempo é necessário para que ocorra uma remediação em um nível aceitável (Khan et al., 2000), pois até mesmo o melhor acumulador de metais como *Thlaspi caerulescens*, exige um período relativamente longo de cultivos contínuos para descontaminar uma área (Garbisu & Alkorta, 2001). A maior parte das plantas

hiperacumuladoras possui baixa penetração radicular, pouca produção de biomassa e desenvolvimento lento. Outras limitações são a contaminação potencial da cadeia alimentar e a disposição da biomassa (Khan et al., 2000). O processo depende da sazonalidade para o crescimento vegetal, pode não atingir 100% de remediação e pode ser ineficiente para contaminantes fortemente adsorvidos (Accioly & Siqueira, 2000).

A fitorremediação de áreas com alta contaminação não é possível, pois é difícil obter concentrações maiores que 2g kg^{-1} de massa seca. Se o solo for levemente mais contaminado que o nível de ação, a fitoextração pode ser uma opção (Schnoor, 2002).

O emprego de plantas para remediar solos apresenta algumas desvantagens quando comparado a outras técnicas, por ser uma tecnologia nova, com poucos resultados concretos em pesquisas não sendo, assim, aceita por algumas entidades reguladoras (Anselmo et al., 2005).

Os metais devem estar ao alcance das raízes para que ocorra a fitorremediação (Anselmo et al., 2005). A concentração do contaminante deve enquadrar-se no limite de tolerância da planta usada de maneira que não atrapalhe seu desenvolvimento (Dinardi et al., 2003). Depende também da solubilidade do elemento na solução do solo (Pereira, 2005).

O tempo necessário para uma remediação satisfatória e, geralmente, longo podendo requerer uma estação de crescimento, tendo o clima como fator que pode restringir o desenvolvimento das plantas conforme Anselmo et al. (2005). Atuam, em alguns casos, de forma seletiva ao metal a ser removido, embora possa fitorremediar mais de uma substância quando a concentração não for tóxica (Vieira, 2007).

Na fitorremediação os compostos orgânicos podem, quando metabolizados, ser mais prejudiciais ao ambiente do que os compostos originais. Ainda podem propagar na cadeia alimentar, se as plantas acumuladoras forem ingeridas por animais (Anselmo et al., 2005). Enfim, ao usar esta tecnologia, deve-se considerar os riscos sobre a possibilidade dos vegetais entrarem na cadeia alimentar (Dinardi et al., 2003).

2.7 Compostagem

2.7.1 Composto de resíduo sólido urbano

A compostagem de resíduos orgânicos em um país com as características do Brasil, reveste-se de grande importância e necessidade. Trata-se de uma medida que

atende a vários objetivos: sanitários (na eliminação de doenças, de vetores, entre outros), ambientais (pelo controle da poluição), econômicos (por gerar divisas para a economia da região), sociais (absorção de mão de obra, participação comunitária, eliminação de catadores, entre outros) e agrícolas (desenvolvimento de práticas agrícolas de baixo custo) (Pereira Neto, 1999).

De acordo com Mansur (1993), compostagem é um processo de transformação da matéria orgânica do resíduo sólido em um composto orgânico estabilizado. Isso acontece pela ação de microrganismos existentes no próprio resíduo, que vão decompondo a matéria orgânica mais complexa em produtos finais mais simples. Devido ao grande volume de lixo produzido no mundo existe uma crescente preocupação quanto ao destino final desses resíduos, para se evitar a poluição ambiental. Várias alternativas têm sido praticadas para diminuir o volume de lixo a ser descartado, dentre as quais se destacam: a) incineração; b) disposição em aterros sanitários; c) reciclagem de materiais reprocessáveis, e d) compostagem (Ayuso et al., 1996).

A compostagem é uma forma de reciclagem, pois quase toda a parte orgânica do lixo é reaproveitada. Este processo, além de diminuir o volume dá, como produto final, um composto que pode ser usado na fertilização do solo, reaproveitando-se os nutrientes contidos na fração orgânica do lixo. Entretanto, por ser o lixo de coleta não seletiva, constituído de resíduos de toda ordem, antes da compostagem é conveniente à retirada de materiais não-orgânicos para propiciar a geração de composto mais homogêneo. A compostagem oferece, ainda, as vantagens de baixo custo operacional, ter uso benéfico dos produtos finais na agricultura e diminuir a poluição do ar e da água subterrânea (Cravo et al., 1998).

De acordo com Oliveira et. al. (2005), o Brasil produz 241.614 toneladas de lixo por dia, dos quais 76% são depositados a céu aberto, em lixões, 13% são depositados em aterros controlados, 10% em usinas de reciclagem e 0,1% é incinerado. Do total do lixo urbano 60% são formados por resíduos orgânicos possíveis de se transformar em excelentes fontes de nutrientes para as plantas.

2.7.2 Uso de Composto de resíduo sólido urbano na agricultura

A utilização do composto de lixo urbano na agricultura como adubo orgânico e condicionador de solos, constitui importante alternativa para a gestão do lixo urbano,

aliando reciclagem de nutrientes e destinação final adequada. No entanto, a maioria dos compostos de lixo apresenta em sua composição, além de nutrientes e matéria orgânica, organismos patogênicos, compostos orgânicos persistentes e tóxicos, além de metais pesados potencialmente prejudiciais ao ambiente (Escosteguy et al., 1993).

A utilização de subprodutos de atividades antrópicas na agricultura tem se tornado uma alternativa viável e promissora uma vez que, ao conceder destinação a resíduos de alta carga orgânica, permite melhoria na qualidade ambiental e também no econômico, uma vez que proporciona um elevado aporte de nutrientes às plantas, o que possibilita a redução dos custos industrializados (Lopes, 2013).

Porém para se fazer uso de resíduos na agricultura alguns fatores devem ser levados em consideração, entre eles o tipo de cultura que está sendo utilizada, por outro lado, o composto de lixo urbano possui características, do ponto de vista agrônomo, que, aliado a água residuária pode substituir o uso de fertilizantes químicos no cultivo de plantas, fato que tem sido relatado na literatura, por diversos autores. Assim, Ruppenthal & Castro (2005), trabalhando com diferentes doses de composto de lixo urbano sobre o desenvolvimento de plantas de gladiolo, constataram que a aplicação de 10 ton ha⁻¹ de composto de lixo urbano proporcionou condições adequadas para a melhoria das propriedades físicas e químicas do solo e melhorou o desenvolvimento das plantas. Na produção de mudas de abieiro, Teixeira et al. (2003) e Furlan Júnior et al. (2003), recomendam o uso de 10 e 20% de composto de lixo urbano em mistura com solo na formulação do substrato.

Os metais pesados podem expressar seu potencial poluente diretamente sobre os organismos dos solos, pela disponibilidade às plantas, pela contaminação de águas superficiais via erosão do solo, e das águas subsuperficiais, por sua movimentação vertical e descendente no perfil do solo (Levine et al., 1989). Portanto, conhecer o destino desses elementos no solo é essencial para a avaliação do impacto ambiental provocado pelo uso agrícola de compostos de lixo urbano, uma vez que a extensão desse impacto está diretamente relacionada com a habilidade do solo em reter esses metais (Elliott et al., 1986).

2.8 Reuso de água na irrigação

Os recursos hídricos são poluídos diariamente pela ação antrópica, com geração de efluentes líquidos e resíduos sólidos, os mesmos são dispostos inadequadamente sem

nenhum tratamento, devendo considerar também a questão da poluição através dos processos de eutrofização, metais pesados, acidificação, poluentes orgânicos e outros efluentes tóxicos. Nas grandes cidades a poluição é ainda maior e o desperdício ajuda a aumentar a degradação dos recursos hídricos. É por este motivo que a água deve receber uma atenção especial por se tratar de um líquido tão precioso para a vida de todos no planeta terra (FUNASA, 2005).

O reuso da água passa a se constituir em instrumento adicional para a gestão dos recursos hídricos nos comitês de bacias hidrográficas. Águas de baixa qualidade, tais como esgotos domésticos e industriais, águas de drenagem e águas salobras passarão a ser consideradas como partes integrantes dos recursos hídricos disponíveis em cada bacia hidrográfica, devendo ser analisada a sua utilização para fins benéficos correspondentes aos níveis de tratamento economicamente compatíveis com os usos a que se destinam (Beekman, 2006).

Nas regiões áridas e semiáridas, a água tornou-se um fator limitante para o desenvolvimento urbano, industrial e agrícola. Planejadores e entidades gestoras de recursos hídricos procuram, continuamente, novas fontes de recursos para complementar à pequena disponibilidade hídrica ainda disponível. As águas de qualidade inferior, tais como esgotos, particularmente os de origem doméstica, águas de drenagem agrícola e águas salobras devem, sempre que possível, ser consideradas fontes alternativas para usos menos restritivos. O uso de tecnologias apropriadas para o desenvolvimento dessas fontes se constitui, hoje, em conjunção com a melhoria da eficiência do uso e o controle da demanda, na estratégia básica para a solução do problema da falta universal de água (Lopes, 2013)

A atividade de irrigação é a maior consumidora de água entre os diversos usos desse recurso natural. Dentro desta atividade, os consumos específicos variam bastante, a depender do método de irrigação empregado, da natureza do solo, o tipo de requerimentos das diferentes culturas e os índices de evaporação das regiões, são elementos importantes para se definir o consumo de água para irrigação (Lima, 2012).

Segundo Beekman (2006), como a demanda pela água continua a aumentar, o retorno das águas servidas e o seu reuso vem se tornando um componente importante no planejamento, desenvolvimento e utilização dos recursos hídricos, tanto em regiões áridas, como em regiões úmidas. A utilização das águas servidas para propósitos de uso não potável, como na agricultura, representa um potencial a ser explorado em substituição à utilização de água tratada e potável. Por meio do planejamento integrados

dos recursos águas naturais e águas servidas, a reutilização pode propiciar suficiente flexibilidade para o atendimento das demandas de curto prazo, assim como, assegurar o aumento da garantia no suprimento de longo prazo.

A aplicação de esgotos no solo é uma forma efetiva de controle da poluição e uma alternativa viável para aumentar a disponibilidade hídrica em regiões áridas e semiáridas (FUNASA, 2005).

Segundo Brega Filho & Mancuso (2002), o reuso da água subentende uma tecnologia desenvolvida segundo os fins a que a água se destina e de como a mesma tenha sido anteriormente utilizada. A conceituação precisa da expressão reuso de água está condicionada ao exato momento a partir do qual se admite que o reuso tenha sido feito. Neste contexto, a caracterização de reuso deve considerar o volume de esgoto recebido pelo corpo de água, em relação ao volume de água inicialmente existente no rio.

Segundo Brega Filho & Mancuso (2008), de uma maneira geral, o reuso de água pode ocorrer de forma direta ou indireta por meio de duas ações planejadas ou não planejadas:

Reuso indireto: ocorre quando a água já usada, uma ou mais vezes para uso doméstico ou industrial, é descarregada nas águas superficiais ou subterrâneas e utilizada novamente de forma diluída;

Reuso direto: é o uso planejado e deliberado de esgotos tratados para certas finalidades como irrigação, uso industrial, recarga de aquífero e água potável;

Reciclagem interna: é o reuso da água internamente a instalações industriais, tendo como objetivo a economia de água e o controle da poluição. Essa mesma referência diferencia o reuso indireto intencional do não intencional, estabelecendo que quando o reuso indireto decorre de descargas planejadas a montante, ou a recargas planejadas no aquífero subterrâneo, ele designado reuso indireto intencional.

2.8.1 Potencial e limitações do reuso de água

O reuso de água apresenta diversas vantagens do econômico, social e ambiental. Segundo Guidolin (2000) é imprescindível destacar o conteúdo dos elementos minerais presentes em efluentes urbanos brutos, destacando-se a presença de macronutrientes, como N, P e K, e de micronutrientes, como As, Cd, Cr, Hg, Mo, Ni, Pb, Se e Zn, alguns deles necessários ao desenvolvimento vegetal e outros até fitotóxicos. No que se refere

aos patógenos, vetores de doenças ao ser humano, é preciso destacar que o solo atua como redutor do período de sobrevivência dos mesmos.

Neste aspecto a Organização Mundial de Saúde (WHO) estabeleceu, em 1990, diretrizes sanitárias para o uso de efluentes urbanos em irrigação, tendo em vista a rápida expansão com que esta atividade vem ocorrendo em diversos países.

Assim, a reutilização de águas residuárias, de maneira geral, e das domésticas, de forma particular, promove as seguintes vantagens: propicia o uso sustentável dos recursos hídricos; minimiza a poluição hídrica nos mananciais; estimula o uso racional de águas de boa qualidade; permite evitar a tendência de erosão do solo e controlar processos de desertificação, por meio da irrigação e fertilização de cinturões verdes; possibilita a economia de dispêndios com fertilizantes e matéria orgânica; provoca aumento da produtividade agrícola; gera aumento da produção de alimentos e permite maximizar a infraestrutura de abastecimento de água e tratamento de esgotos pela utilização múltipla da água aduzida.

O reuso de água apresenta, também, algumas desvantagens, dentre elas a poluição por nitratos nos aquíferos subterrâneos utilizados para abastecimento de água e o acúmulo de contaminantes químicos no solo. O reuso de água na agricultura tem-se mostrado vantajoso visto que o nível de tratamento requerido para as águas residuárias frequentemente é moderado, a água residuária contém os nutrientes necessários às plantas e condiciona o solo. (Hammer & Hammer Jr., 1996).

Segundo Hespanhol (2003) a agricultura depende, atualmente, do suprimento de água a um nível tal que a sustentabilidade da produção de alimentos não poderá ser mantida sem que critérios inovadores de gestão sejam estabelecidos e implementados em curto prazo.

O uso consumptivo de água para a agricultura do Brasil, segundo Hespanhol (2003), é de 70% do total consumido atualmente sendo que é muito provável que, antes do término desta década, a agricultura apresente uso consumptivo próximo a 80% aumentando os conflitos de uso que hoje ocorrem na grande maioria das bacias hidrográficas brasileiras.

Deve-se atentar para as restrições e riscos potenciais que se devem levar em conta quando se faz reuso de água. Segundo Moscoso & Leon (1996), os principais são: a contaminação microbiológica dos produtos, a bioacumulação de elementos tóxicos, a salinização, impermeabilização do solo e o desbalanceamento de nutrientes no solo.

Entretanto, os autores afirmam haver diversas estratégias de manejo agrícola que podem reduzir significativamente esses riscos potenciais.

Segundo Hammer & Hammer Jr. (1996), os principais problemas ligados à contaminação nos sistemas de reuso, são: a percolação de nitrato até o lençol freático, a retenção de metais pesados nos solos e os riscos de contaminação por organismos patogênicos dos trabalhadores do campo.

2.8.2 Legislação de reuso de água

A partir da promulgação da Lei nº 9.433/97, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, é dado um novo enfoque para a questão hídrica, a gestão do uso da água por bacias hidrográficas e ao conceito do usuário pagador. A ênfase legislativa incide na racionalização do uso da água estabelecendo princípios e instrumentos para sua utilização. Porém pouca preocupação legislativa ocorreu para fixação de princípios e critérios para a reutilização da água no Brasil (Bernardi, 2003).

Segundo Hespanhol (2001) importância especial ao reuso foi dada na Agenda 21 a qual recomendou, aos países participantes da ECO, a implementação de políticas de gestão dirigidas para o uso e reciclagem de efluentes, integrando proteção de saúde pública de grupos de risco, com práticas ambientais adequadas.

A Portaria nº 518, de 25 de março de 2004, do Ministério da Saúde, dispõe normas de qualidade da água para consumo humano. Estabelece as responsabilidades por parte de quem produz a água, no caso, os sistemas de abastecimento de água e de soluções alternativas, a quem cabe o exercício de “controle de qualidade da água” e das autoridades sanitárias das diversas instâncias de governo, as quais cabe à missão de “vigilância da qualidade da água para consumo humano”. Também ressalta a responsabilidade dos órgãos de controle ambiental no que se refere ao monitoramento e ao controle das águas brutas, de acordo com os mais diversos usos, incluindo o de fonte de abastecimento de água destinada ao consumo humano (Cunha et al., 2011).

Conforme Hespanhol (2001), embora não exista, no Brasil, nenhuma legislação relativa, já se dispõe de uma primeira demonstração de vontade política direcionada para a institucionalização do reuso. A “Conferência Interparlamentar sobre Desenvolvimento e Meio Ambiente”, realizada em Brasília em dezembro de 1992, recomendou, sob o item “Conservação e Gestão de Recursos para o Desenvolvimento”, que se envidassem esforços, em âmbito nacional, para “institucionalizar a reciclagem e

reuso sempre que possível, e promover o tratamento e a disposição de esgotos de maneira a não poluir o meio ambiente”.

Com base em várias referências teóricas evidencia-se que não existe uma política estabelecida, arcabouço legal e institucional, nem parâmetros estabelecidos para a prática de reuso no Brasil. Porém, conforme Fink & Santos (2002) a legislação em vigor, cria ao instituir os fundamentos da gestão de recursos hídricos, cria condições jurídicas e econômicas para a hipótese do reuso de água como forma de utilização racional e de preservação ambiental.

Com o objetivo de evitar a poluição e a contaminação de qualquer espécie modificando a Resolução CONAMA nº 357 de maio de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências.

3.0 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Localização da área experimental

Os experimentos foram instalados e conduzidos em casa de vegetação, em diferentes épocas, localizada na Universidade Federal de Campina Grande – UFCG (Figura 2), situada no município de Campina Grande, PB, sob as seguintes coordenadas geográficas 7° 12' 52" S e 35° 54' 24" W e altitude de 550 m. A mamona foi cultivada no período de 19 de março a 15 de agosto de 2012, e girassol no período de 01 de julho a 15 de outubro de 2013.

De acordo com o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) o município possui um clima com temperaturas moderadas, considerado tropical com estação seca, com chuvas durante o outono e o inverno. Apresenta precipitação anual de 802,7 mm, temperatura máxima de 27,5 °C, mínima de 19,2 °C e umidade relativa do ar de 83%.



Figura 2. Local de condução dos experimentos

3.2 Delineamento experimental

O delineamento experimental foi em blocos inteiramente casualizados em esquema fatorial 6 x 2, com três repetições, totalizando 36 unidades experimentais para cada cultura. Os tratamentos foram constituídos por seis doses de composto de resíduo

sólido urbano no substrato nas doses (0, 60, 100, 140, 180 e 220 kg N ha⁻¹) e duas qualidades de água de irrigação (água de abastecimento e água residuária tratada). Para calcular a quantidade de composto orgânico, foi considerada a quantidade de nitrogênio.

3.3 Montagem das unidades experimentais

Para a mamona cada unidade experimental foi constituída de um vaso plástico com capacidade para 60 litros, 55 cm de altura e 40 cm de diâmetro. Já para o Girassol Os lisímetros foram constituídos de vasos plásticos com capacidade de 10 litros, 28 cm de altura e 23 cm de diâmetro. O material utilizado foi colocado em camadas, ou seja: na parte inferior dos vasos foram adicionados brita número zero + areia, para facilitar a drenagem e evitar perda de material de solo; em seguida, solo peneirado e, por último, uma camada de solo homogeneizado com composto de resíduo sólido urbano (Figuras 3A, 3B e 3C). Foi deixado, em todos os vasos, uma folga na parte superior para realização dos tratos culturais e manejo de irrigação. Os vasos foram perfurados para o encaixe de torneiras com mangueiras, para facilitar o escoamento do fluxo drenado até as garrafas plásticas.

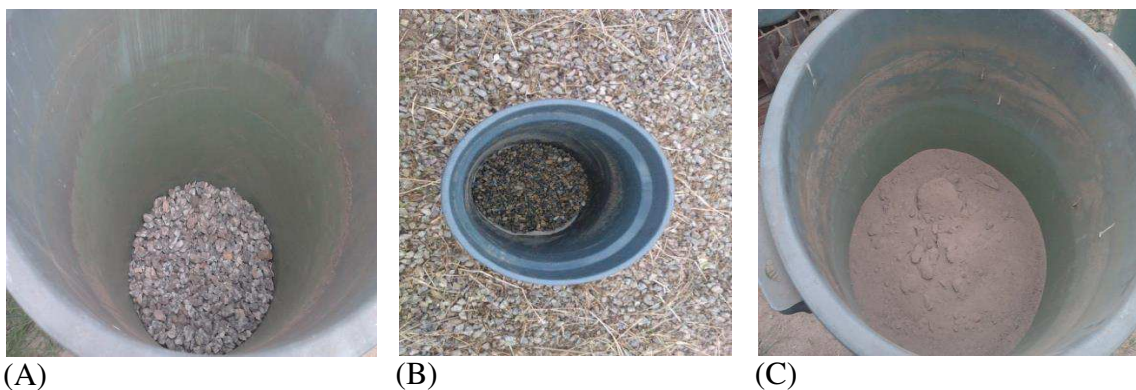


Figura 3. Montagem das unidades experimentais

A Figura 4 detalha o croqui do experimento, no qual as unidades experimentais foram distribuídas através da realização de sorteio prévio. O espaçamento utilizado foi de 0,7 m entre vasos e de 0,9 m entre blocos.

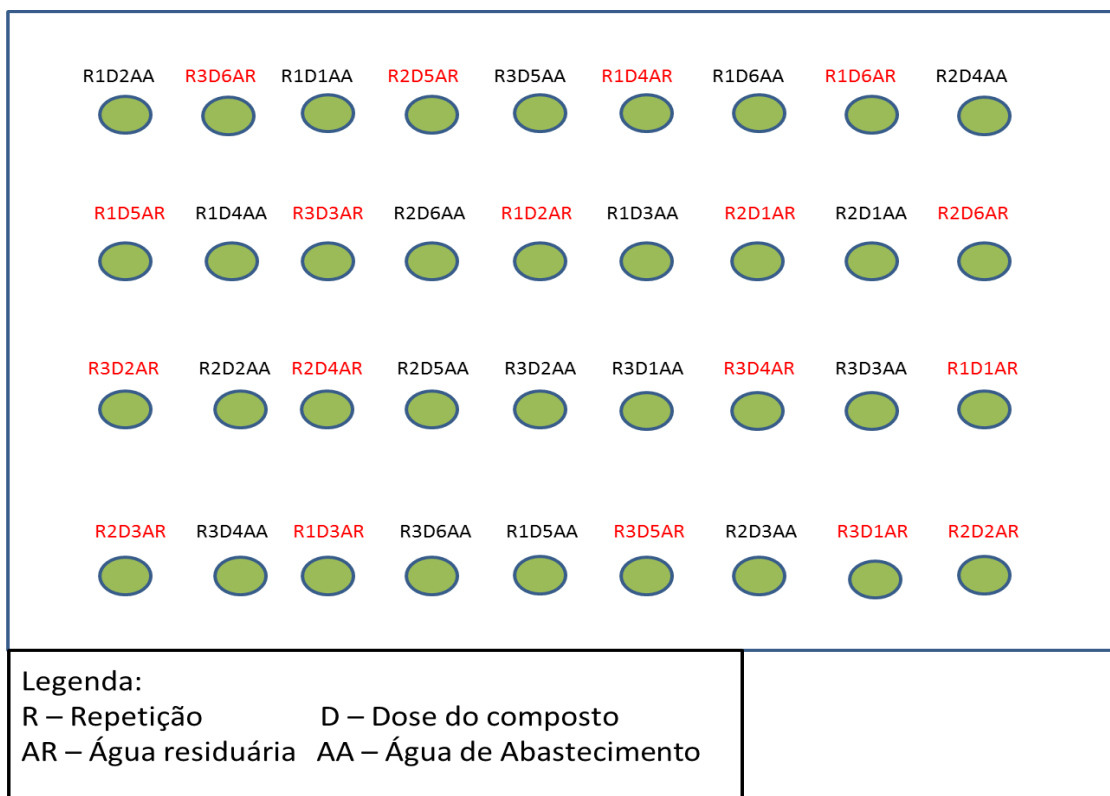


Figura 4. Croqui dos experimentos

3.4 Solo utilizado

Para preenchimento dos vasos foi utilizado o solo coletado a 20 cm de profundidade no Distrito de São José da Mata, PB, classificado como Neossolo Regolítico eutrófico (EMBRAPA, 1999). Após a coleta as amostras de solo foram secadas ao ar, destorroadas, peneiradas em malha de 2 mm de abertura e encaminhadas ao Laboratório de Irrigação e Salinidade (LIS) da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), onde foram realizadas as análises físico-químicas de acordo com a metodologia apresentada pela EMBRAPA (1997). A Tabela 1 apresenta os resultados das análises físico-químicas do solo.

Tabela 1. Análise das características físico-químicas do Neossolo Regolítico utilizado no preenchimento das unidades experimentais

| Características físicas | |
|---|---------|
| Areia (%) | 84,02 |
| Silte (%) | 7,93 |
| Argila (%) | 8,05 |
| Umidade (%) | 4,27 |
| Densidade do solo | 1,49 |
| Densidade da partícula | 2,63 |
| Porosidade total | 43,85 |
| Características químicas | |
| Cálcio (rneq L ⁻¹) | 1,55 |
| Magnésio (rneq L ⁻¹) | 1,00 |
| Sódio (rneq L ⁻¹) | 0,14 |
| Potássio (meqL ⁻¹) | 0,25 |
| Enxofre (meq 100g ⁻¹) | 2,94 |
| Hidrogênio (meq 100g ⁻¹) | 1,86 |
| Alumínio (meq 100g ⁻¹) | ausente |
| Carbonato de Cálcio Qualitativo | ausente |
| Carbonato | 0,0 |
| Carbono Orgânico (%) | 0,37 |
| Matéria Orgânica (%) | 0,64 |
| Nitrogênio (%) | 0,03 |
| Fósforo Assimilável (mg 100g ⁻¹) | 0,80 |
| Cloreto (rneq L ⁻¹) | 2,50 |
| Bicarbonato (rneq L ⁻¹) | 2,70 |
| pH (extrato de saturação) | 5,45 |
| pH H ₂ O (1:2,5) | 5,62 |
| CE (extrato de saturação) (dS m ⁻¹) | 0,12 |
| Porcentagem de saturação (%) | 25,00 |

* Análises realizadas no Laboratório de Irrigação e Salinidade (LIS) da Universidade Federal de Campina Grande

(LOPES, 2013).

3.5 Caracterização do composto orgânico proveniente de resíduo sólido urbano

O composto de resíduo sólido urbano foi adquirido na usina de reciclagem do município de Esperança, PB. No processo de compostagem o material ficou incubado durante 130 dias para que a matéria orgânica fosse estabilizada pela ação de microrganismos.

Após a coleta a amostra do composto foi acondicionada em isopor com gelo e, em seguida, encaminhada para as análises, no Instituto Agronômico de Campinas (IAC) onde foi realizada a caracterização dos parâmetros físicos, químicos, biológicos e metais pesados.

Foram determinadas as concentrações de: Macronutrientes (Nitrogênio total, Potássio, Fósforo, Cálcio, Magnésio, Sódio), Micronutrientes (Boro, Cobre, Ferro, Manganês, Zinco), Metais pesados (Cádmio, Cobre, Níquel, Chumbo, Cromo), Umidade, pH, Matéria Orgânica, Relação C/N e Carbono Orgânico. A amostra foi analisada no Laboratório de Fertilizantes e Resíduos do Instituto Agronômico de Campinas, mediante o método de ensaio: Instrução Normativa 28 de 27/07/2007 e os parâmetros biológicos: Ovos viáveis de helmintos, coliformes termotolerantes, foram analisados pelo método EPA, 1992, part 503.

Antes do composto orgânico ser incorporado ao solo, foi peneirado em malha de 5 mm de abertura para retirada de material grosseiro.

3.6 Culturas utilizadas e tratos culturais

As culturas utilizadas foram a Mamona (*Ricinus communis L.*) variedade BRS Paraguaçu, lançada em 1999 pela EMBRAPA, de porte baixo, tendo altura média de 1,60 m, caule de coloração roxa, com cera, racemo oval, frutos semideiscentes e sementes de coloração preta; e o Girassol (*Helianthus annuus*) variedade EMBRAPA 122/V-2000, que possui um ciclo vegetativo de 100 dias e início de florescimento de 53 dias, alcançando uma altura de 155 cm, com o diâmetro de capítulos de 18 cm.

As sementes foram cedidas pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (CNPQ-EMBRAPA) e a semeadura foi feita de forma direta, nas unidades experimentais, em número de seis sementes para a mamona e 4 sementes para o girassol, colocadas a 1 cm de profundidade. O início da germinação se deu com 4 dias

após o plantio, perfazendo 89,92% de germinação (Figura 5A). Os desbastes foram realizados 5 dias após a germinação total, deixando-se duas plantas por vaso e a última aos 15 dias após a germinação (Figura 5B e 5C) quando se deu a primeira leitura biométrica.

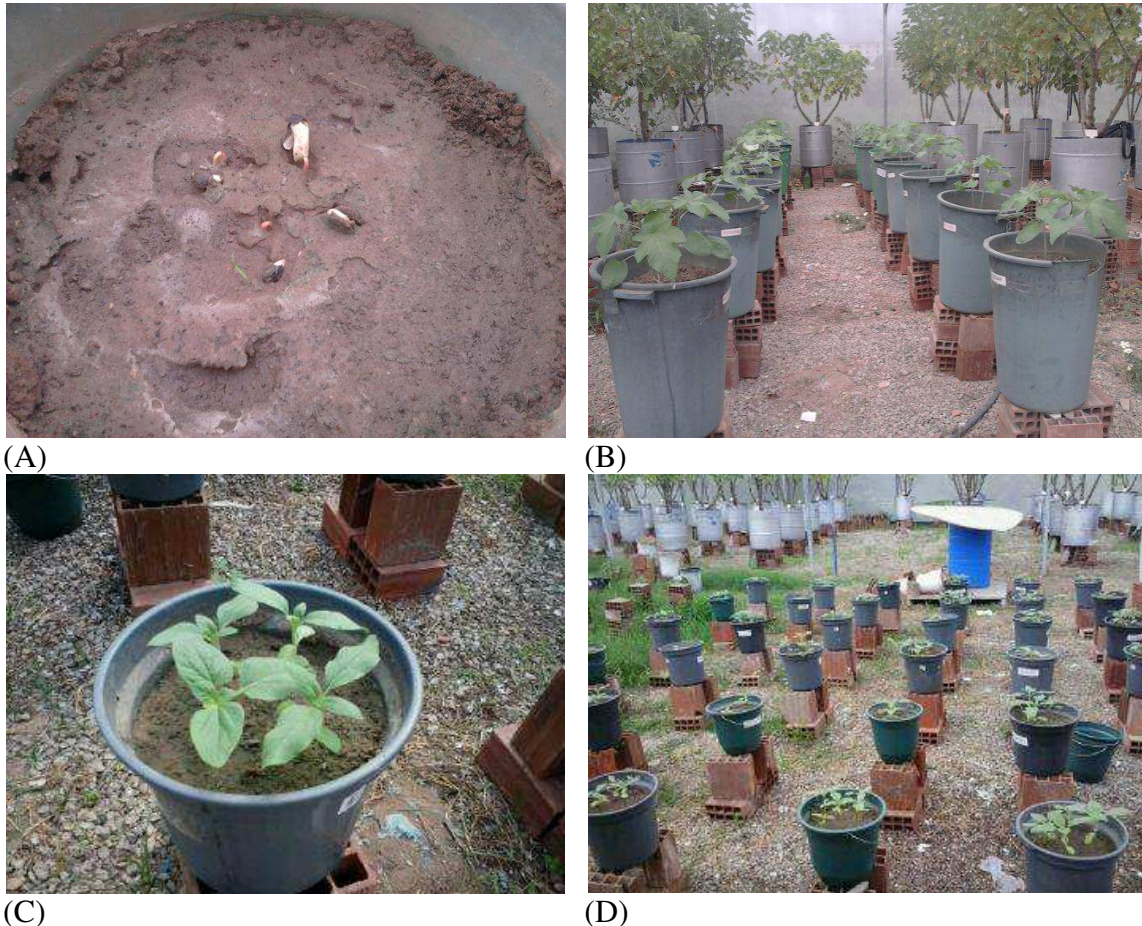


Figura 5. Plantas com 5 dias após o plantio (A) e plantas com 15 DAE em uma visão geral do experimento (B, C e D)

Durante os ciclos das culturas, realizou-se o controle manual de plantas daninhas. O controle de pragas foi realizado de acordo com a necessidade de cada cultura e teve caráter preventivo, visando o desenvolvimento adequado das plantas.

3.7 Determinação das lâminas e controle da irrigação

A irrigação das plantas foi realizada com duas diferentes fontes de água: água potável e água residuária doméstica tratada, em que a água potável foi proveniente do sistema de abastecimento do município de Campina Grande - PB, fornecida pela

CAGEPA e coletada no momento das irrigações; já a água residuária doméstica tratada era bombeada após passar pelo sistema de tratamento de esgotos UASB (Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente) instalado na Unidade Acadêmica de Engenharia Agrícola - UFCG, e armazenada em caixa com capacidade para 500 L.

Após a emergência das plântulas a irrigação foi realizada a cada dois dias, com reposição da evapotranspiração da cultura e se levando em consideração os coeficientes de cultivo (K_c) correspondente a cultura da mamona e do girassol, em diferentes fases de desenvolvimento, Equação 1.

$$ET_c = ET_o \times K_c \quad (1)$$

em que:

ET_c - evapotranspiração da cultura, em mm dia^{-1}

ET_o - evapotranspiração de referência, em mm dia^{-1}

K_c - coeficiente de cultivo

A ET_o foi calculada pelo método do Tanque Classe “A”, a partir de dados meteorológicos obtidos na estação meteorológica do INMET, situada no município de Campina Grande, PB, como segue:

$$ET_o = K_p \times EV \quad (2)$$

em que:

K_p - coeficiente de tanque

EV - evapotranspiração do tanque, em mm dia^{-1}

O coeficiente de tanque (K_p) adotado foi 0,75, de acordo com as características da estação meteorológica (Allen et al., 1998). Para a estimativa da evapotranspiração das culturas utilizaram-se coeficientes de cultura (K_c) desenvolvidos por Doorenbos e Pruitt (1977) e CNPH/EMBRAPA (1996), conforme o Quadro 1.

Quadro 1. Coeficiente de cultivo (Kc) correspondente à cultura da mamona, em diferentes fases de desenvolvimento

| Estádios de desenvolvimento | Caracterização dos estádios | Mamona Kc | Girassol Kc |
|---|---|------------------|--------------------|
| Estádio I – Fase inicial | Germinação e crescimento inicial, quando a superfície do solo está coberta muito pouca ou quase nada pela cultura. | 0,35 | 0,35 |
| Estádio II – Fase de Crescimento | Desde o final da fase inicial até se chegar a uma cobertura com sombreamento efetivo completo. | 0,75 | 0,75 |
| Estádio III – Fase do período intermediário | Desde o final da fase anterior até o momento de início da maturação, manifestada pela descoloração das folhas ou sua queda. | 1,05 | 1,13 |
| Estádio IV – Fase do período final | Do estágio anterior até a plena maturação ou colheita | 0,50 | 0,75 |

A irrigação com água residuária doméstica tratada se iniciou após a germinação das plântulas, isto é, no quinto dia após a semeadura.

3.8 Parâmetros avaliados

3.8.1 Variáveis agronômicas

Para a verificação dos efeitos da aplicação das doses de composto de lixo urbano e da irrigação com água residuária tratada sobre os componentes de crescimento das culturas, foram realizadas 7 avaliações a cada 15 dias após emergência das plantas:

3.8.1.1 Características de crescimento

- a) Altura da planta (AP)** – Foi medido entre o nível do solo e o apical.
- b) Diâmetro caulinar (DC)** – Foi medido com um paquímetro digital no colo da planta a 3 centímetros acima do nível do solo.
- c) Número de folhas (NF)** – Foi realizada através da contagem simples de todas as folhas da planta, durante as avaliações.

3.9 Coeficiente de fitoextração e Índice de translocação

Os teores dos metais pesados Ni e Cr, disponíveis no solo das unidades experimentais calculados foram de 4,3 mg de Ni/kg de N por vaso e 1 2,6 mg de Cr/ Kg de N por vaso. As análises dos teores de metais pesados contidos nas plantas do girassol foram realizadas no Instituto Agronômico de Campinas (IAC) – São Paulo.

Para analisar a absorção desses metais e verificar o potencial fitorremediador do girassol, variedade EMBRAPA 122/V-2000 de ser uma planta fitoextratora, as plantas foram coletadas e divididas em duas partes (aérea e raiz) e encaminhadas ao laboratório. As plantas foram lavadas com água destilada e secadas em papel absorvente para retirar qualquer impureza possível de interferir na qualidade da análise. Em seguida, todas as amostras foram colocadas em sacos de papel e acondicionadas em estufa a 60° C, com ventilação forçada até atingirem peso constante, pelo período de 72 horas, tempo suficiente para que houvesse equilíbrio no peso de massa seca.

Após sua secagem as amostras foram encaminhadas ao Instituto Agronômico de Campinas, onde foram feitas as análises de metal pesado.

Por meio da quantidade acumulada na parte aérea e nas raízes foi calculado a porcentagem de acúmulo de metais pesados (níquel e cromo) em relação ao acúmulo total e o índice de translocação dos elementos, através das equações (3 e 4):

Após determinação dos teores de zinco e cobre nas plantas (parte aérea e raiz), foi calculado o coeficiente de fitoextração (CF) de acordo com Chantachon et al. (2004):

$$CF = \frac{\text{Teor do metal (mg kg}^{-1}\text{) na parte aérea}}{\text{Teor do metal (mg kg}^{-1}\text{) inicial do solo}} \quad (3)$$

A translocação dos elementos foi avaliada através do índice de translocação (IT) em que se estima a capacidade da planta em translocar os elementos da raiz para a parte aérea. Para o cálculo do índice de translocação foram considerados os dados de produção de matéria seca da mamona e os teores de zinco e cobre extraído pelas plantas. Com base nessas informações utilizou-se a equação proposta por Abichequer e Bohnen, (1998).

$$IT(\%) = \frac{\text{Quantidade do metal acumulada na parte aérea}}{\text{Quantidade do metal acumulada na planta}} \times 100 \quad (4)$$

3.10 Análises estatísticas

Os resultados das variáveis determinadas durante o ciclo da mamona e do girassol foram submetidos à análise de variância através do software estatístico SISVAR e o nível de significância pela análise do teste “F”. As médias foram comparadas entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Variáveis de crescimento da mamona e girassol

4.1.1 Altura das plantas

Nas Tabelas 2 e 3, se encontram os resumos da análise de variância e os valores médios da altura das plantas da mamona e do girassol, em diferentes épocas, em resposta à aplicação de diferentes doses de nitrogênio e irrigação com água residuária tratada.

Nota-se efeito significativo em relação às doses crescentes de nitrogênio aplicadas via composto de lixo urbano, o tipo de água e a interação água versus nitrogênio. Constatou-se, também que o melhor ajuste, para as médias da variável altura de plantas, foi o modelo de regressão linear para as leituras até os 75 DAE (Figuras 6A, e 6B).

As doses crescentes de nitrogênio apresentou efeito significativo a 1% até os 75 DAE analisados para as duas culturas. O tipo de água e a interação água versus nitrogênio teve influência a partir dos 60 DAE, tanto para o girassol quanto para mamona, em 1% significativo.

Observa-se, na Tabela 2 e 3, que os valores determinados para os coeficientes de variação foram considerados baixos, refletindo boa precisão experimental. Ainda na mesma tabela, se verifica que as plantas que receberam doses de nitrogênio de 180 kg N ha⁻¹ e 220 kg N ha⁻¹, tiveram alturas entre 91,7 cm para a mamona e 85,2 cm para o girassol, o que foi considerado bom, pois segundo os dados de lançamento da mamona variedade BRS Paraguaçu (EMBRAPA, 1999), as plantas podem atingir, em condições de campo, altura entre 110 a 160 cm. Freitas et al. (2012), analisando variedade Multissol em condições de campo verificou que a média da altura da planta chegou a 112,41 cm quando irrigado com água de reuso e Nobre et al. (2010) analisando doses de nitrogênio para o girassol variedade EMBRAPA 122/V-2000, constatou que a altura da planta chegou a alcançar 159,8 cm.

Em relação a água residuária doméstica tratada às médias das alturas das plantas avaliadas a cada 15 dias, na Tabela 2 e 3, obtiveram alturas significativamente superiores às das plantas irrigadas com água potável em todas as avaliações realizadas, sendo o incremento na altura verificado em maior destaque nas plantas avaliadas entre o intervalo de 60 e 75 DAE. Esta tendência pode ser justificada pelo incremento de

nutrientes contidos na água de esgoto durante a condução do experimento e ao tempo de maturação do composto. Tal incremento encontrado no crescimento vertical de plantas irrigadas com água residuária doméstica e com a utilização de composto de lixo urbano como fertilizante, é comprovado com frequência entre os pesquisadores, em que Rodrigues et al. (2009) observaram, com a aplicação de água residuária doméstica na cultura da mamoneira, que as plantas cresceram de forma mais acentuada entre 48 e 90 DAS, diminuindo de intensidade no período seguinte e voltando a ser um pouco mais intenso no último período entre 132 e 174 DAS. Lima et al. (2011) concluíram que o composto de resíduo sólido urbano adicionado ao substrato, promove maior crescimento das plantas de pinhão-manso, estimando-se que o máximo crescimento das mudas é obtido com a adição de 24% de composto de resíduo sólido urbano ao material de subsolo. Costa et al. (2008), verificaram que o composto de lixo orgânico reagiu de forma positiva em todas as variáveis de crescimento da mamona estudadas, denotando que este adubo é eficaz para as plantas.

Tabela 2. Resumo da análise de variância referente à variável altura das plantas do girassol EMBRAPA 122/V2000, submetida à irrigação com água residuária e adubação nitrogenada

| Fonte de Variação | GL | Quadrados Médios | | | | |
|--|----|---|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|
| | | 15 DAE | 30 DAE | 45 DAE | 60 DAE | 75 DAE |
| Tipo de água (A) | 1 | 1,173 ^{ns} | 11,334 ^{ns} | 225,000 ^{ns} | 521,361 ^{**} | 386,778 ^{**} |
| Doses de Nitrogênio (N) | 5 | 33,123 ^{**} | 320,334 ^{**} | 928,044 ^{**} | 497,650 ^{**} | 310694 ^{**} |
| N x A | 5 | 7,590 ^{ns} | 19,267 ^{ns} | 60,000 ^{ns} | 95,828 ^{**} | 79,494 ^{ns} |
| Regressão Linear | 1 | 149,660 ^{**} | 1543,326 ^{**} | 4411,121 ^{**} | 2215,118 ^{**} | 1394,293 ^{**} |
| Regressão Quadrática | 1 | 9,540 ^{ns} | 23,682 ^{ns} | 112,161 ^{ns} | 183,440 ^{ns} | 61,250 ^{ns} |
| Regressão Cúbica | 1 | 2,522 ^{ns} | 33,134 ^{ns} | 0,3466 ^{ns} | 30,087 ^{ns} | 28,938 ^{ns} |
| Resíduo | 24 | 5,624 | 31,587 | 84,989 | 44,727 | 44,999 |
| Total | 35 | | | | | |
| CV (%) | | 17,69 | 17,81 | 14,42 | 8,81 | 8,65 |
| Doses de N (Kg.ha⁻¹) | | Média das alturas das plantas (cm) | | | | |
| 0 | | 9,250 | 19,333 | 44,166 | 60,667 | 66,167 |
| 60 | | 12,666 | 28,500 | 54,666 | 71,667 | 74,167 |
| 100 | | 13,166 | 31,033 | 66,666 | 74,167 | 74,667 |
| 140 | | 14,833 | 33,833 | 66,833 | 81,000 | 81,917 |
| 180 | | 14,583 | 36,000 | 74,000 | 84,500 | 85,167 |
| 220 | | 15,916 | 40,666 | 77,333 | 82,500 | 83,250 |
| Fonte de água | | | | | | |
| Água Potável | | 13,583 a | 31,000 a | 61,444 a | 72,111 a | 77,555 a |
| Água Residuária | | 13,222 a | 32,122 a | 66,444 a | 74,000 b | 79,722 b |

*, ** e ns: Significativo a 5%, 1% e não significativo, respectivamente, pelo teste F; Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade; GL: Grau de liberdade e CV: coeficiente de variação

Tabela 3. Resumo da análise de variância referente à variável altura das plantas da mamona BRS Paraguaçu, submetida à irrigação com água residuária e adubação nitrogenada

| Fonte de Variação | GL | Quadrados Médios | | | | |
|--|----|---|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|
| | | 15 DAE | 30 DAE | 45 DAE | 60 DAE | 75 DAE |
| Tipo de água (A) | 1 | 1,777 ^{ns} | 43,340 ^{ns} | 39,062 ^{ns} | 417,346 ^{**} | 84,028 ^{ns} |
| Doses de Nitrogênio (N) | 5 | 157,178 ^{**} | 260,579 ^{**} | 339,807 ^{**} | 827,365 ^{**} | 710,783 ^{**} |
| N x A | 5 | 10,494 ^{ns} | 14,060 ^{ns} | 15,329 ^{ns} | 96,556 ^{**} | 90,561 ^{ns} |
| Regressão Linear | 1 | 304,528 ^{**} | 1241,440 ^{**} | 1508,737 ^{**} | 4020,041 ^{**} | 1635,031 ^{**} |
| Regressão Quadrática | 1 | 47,154 ^{ns} | 27,468 ^{ns} | 87,926 [*] | 76,077 ^{ns} | 948,535 ^{**} |
| Regressão Cúbica | 1 | 0,906 ^{ns} | 12,891 ^{ns} | 62,882 ^{ns} | 9,032 ^{ns} | 394,497 ^{ns} |
| Resíduo | 24 | 356,569 | 26,914 | 21,844 | 24,504 | 62,818 |
| Total | 35 | | | | | |
| CV (%) | | 16,92 | 12,30 | 8,25 | 6,99 | 9,39 |
| Doses de N (Kg.ha⁻¹) | | Média das alturas das plantas (cm) | | | | |
| 0 | | 11,950 | 31,017 | 43,000 | 52,550 | 63,167 |
| 60 | | 13,300 | 40,100 | 55,917 | 62,185 | 73,500 |
| 100 | | 13,500 | 40,850 | 55,500 | 66,942 | 83,833 |
| 140 | | 12,850 | 44,133 | 59,333 | 71,700 | 86,834 |
| 180 | | 13,033 | 47,500 | 61,500 | 78,470 | 91,667 |
| 220 | | 14,717 | 49,550 | 64,667 | 84,214 | 86,500 |
| Fonte de água | | | | | | |
| Água potável | | 16,555 a | 40,433 a | 55,611 a | 65,977 b | 78,333 a |
| Água residuária | | 16,556 a | 43,288 a | 57,694 b | 72,705 a | 88,333 b |

*, ** e ns: Significativo a 5%, 1% e não significativo, respectivamente, pelo teste F; Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade; GL: Grau de liberdade e CV: coeficiente de variação

Segundo Ribeiro et al. (2009) a aplicação de doses crescentes de N melhora o desenvolvimento e a produção de sementes da mamoneira. Já Lavres Júnior et al. (2005), encontraram que a mamona cultivar Iris, espécie da mesma família do pinhão-manso, apresentou redução do crescimento quando o nitrogênio foi omitido.

Albuquerque et al. (2008), avaliando diferentes doses de nitrogênio e níveis de água disponível no solo, aos 150 DAS, que as plantas de pinhão-manso que apresentaram maiores alturas foram aquelas que receberam a maior dose de nitrogênio (180 kg ha^{-1}) e o maior nível de água disponível no solo (100%).

Uma das limitações para o uso de composto de lixo urbano como fertilizante orgânico, é o risco deste material conter alto teor de metais pesados (Hargreaves et al., 2008), os quais podem ser absorvidos pela planta e, no caso de culturas alimentares, prejudicar a saúde da população. Como a mamona e o girassol são culturas de maior valor industrial, cujo principal produto é um óleo não comestível, esta preocupação não existe e o uso de composto de lixo urbano passa a ser uma boa opção.

Com relação à resposta das doses de nitrogênio sob efeito da qualidade da água ao longo do ciclo da cultura observa-se que tanto para a água potável como para a água residuária, os valores médios da altura de planta para os 60 e 75 DAE, se ajustaram a um modelo de regressão linear com boa correlação dos dados indicados pelo valor de R^2 , superior a 70%.

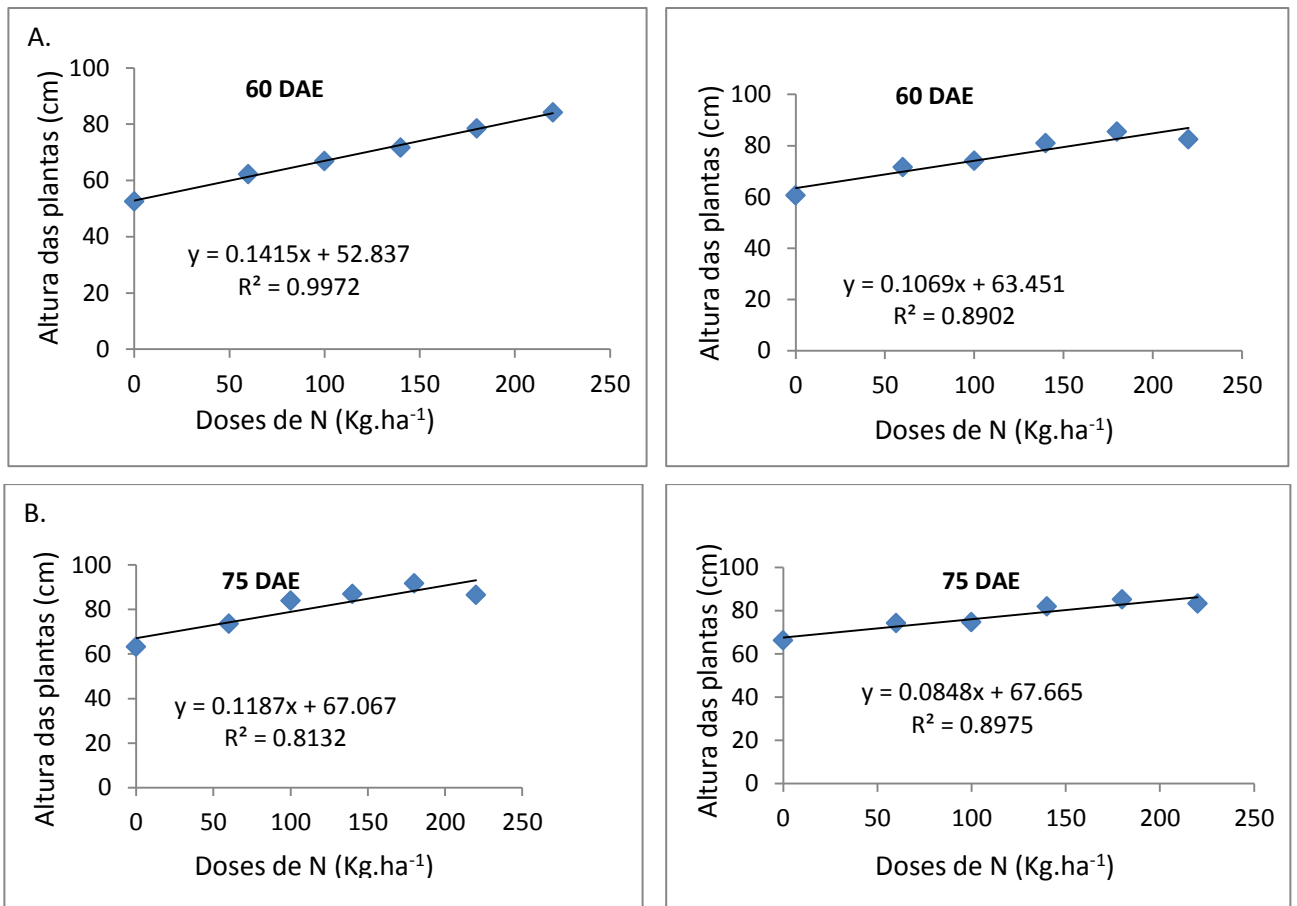


Figura 6. Altura de plantas da mamona BRS-188/Paraguaçu e Girassol EMBRAPA 122/V-2000 em diferentes épocas, irrigadas com água residuária

4.1.2 Diâmetro do caule

Com relação à variável diâmetro do caule observam-se, nas tabelas 4 e 5, que a água influenciou positivamente aos 60 e 75 DAE para a mamona BRS Paraguaçu, no entanto, para o Girassol 122/V-2000 não teve influência, mesmo assim as médias foram superiores a da aplicação de água potável. Para as doses de nitrogênio verificou-se efeito significativo, para a mamona a 1% de probabilidade nas avaliações correspondentes aos 30 e 75 DAE e para o girassol aos 15 DAE, tendo efeito, também, a 5% de probabilidade aos 45 DAE. Quando se analisa a interação qualidade de água x doses de nitrogênio, verifica-se que não houve efeito significativo em nenhuma avaliação para a mamona, já para o girassol teve influencia a 5% de probabilidade aos 45 DAE.

Observam-se, nas tabela 4 e 5, que os valores determinados para os coeficientes de variação foram considerados baixos, refletindo boa precisão experimental para as duas culturas.

Silva et al. (2004) observaram, em estudos de avaliação preliminar de cultivares da mamona sob condições semiáridas, diâmetro médio de 30,8 mm para a mamona BRS Paraguaçu, resultado estes próximos aos obtidos no presente estudo, avaliando até os 75 DAE. Para a cultura do girassol, variedade 122/V-2000, irrigada com água residuária e adubada com composto de lixo urbano, Silva (2012), constatou que a utilização da água residuária, promoveu acréscimos consideráveis denotando superioridade em relação à água de abastecimento, o autor observou, ainda, que o diâmetro do caule foi a variável mais afetada positivamente, e que o composto de lixo urbano se mostrou eficaz até a dose de 180 kg N ha⁻¹, incrementando positivamente em todas as variáveis estudadas, verificando-se que nesta pesquisa os maiores valores foram nas doses de 180 e 220 Kg N ha⁻¹. Já Albuquerque et al. (2009) constataram, analisando a cultura do pinhão-manso, aumento de diâmetro do caule em função das doses de nitrogênio, evidenciando, assim, a importância da aplicação de fontes de nutrientes essenciais para o desenvolvimento da referida cultura.

Fidelis Filho et al. (2005), a exemplo da altura, observaram maiores valores de diâmetro caulinar das plantas de algodão BRS Verde irrigadas com efluente decantado comparado com a água de poço.

Pela derivação da equação correspondente ao modelo linear na Figura 7, verifica-se dose a dose corresponde aos diâmetros máximo obtidos aos 15 e 45 DAE,

para o girassol e aos 30 e 75 DAE, para a mamona, observando também que a cada incremento das doses, na maioria das análises, houve acréscimos em milímetros dos diâmetros.

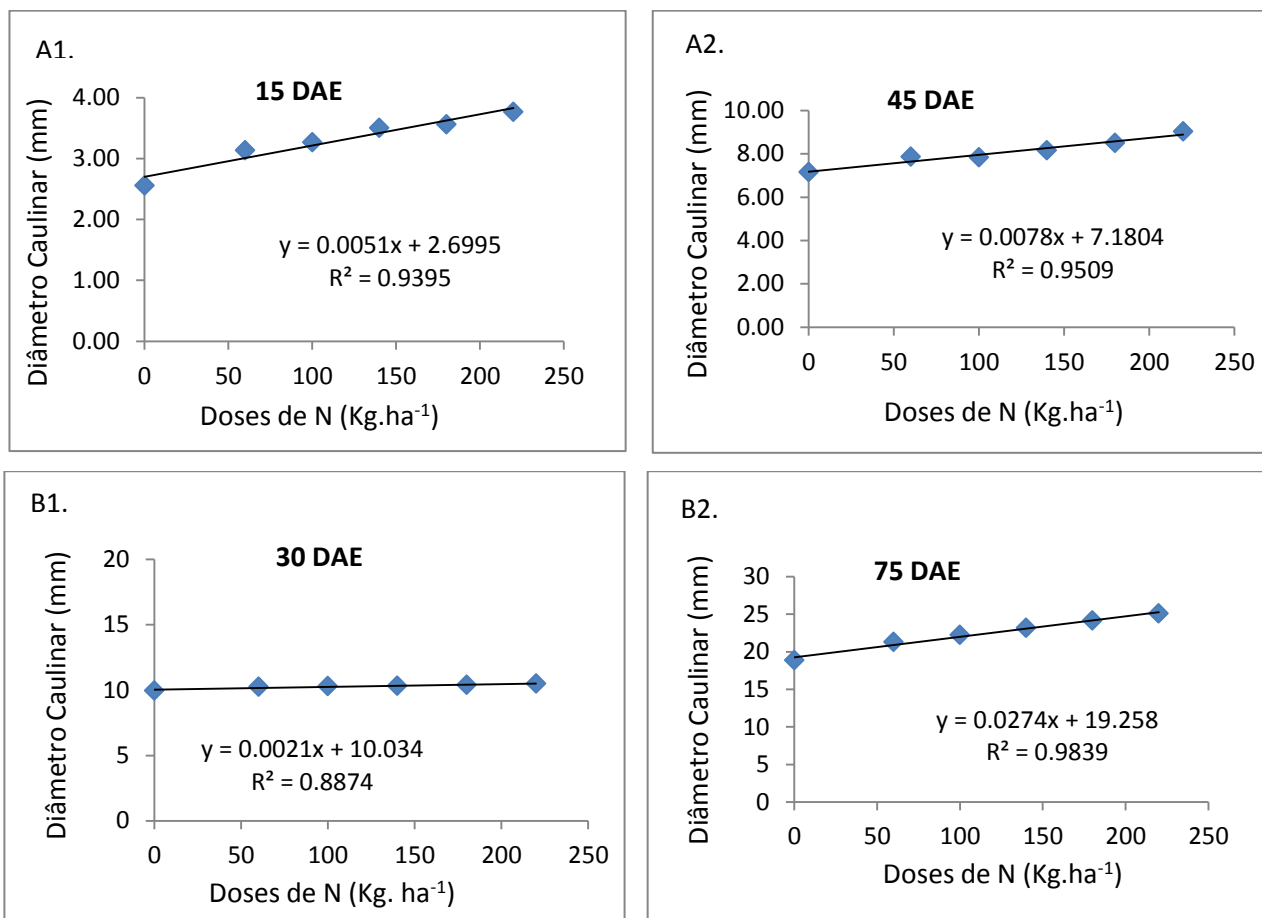


Figura 7. Modelos de regressão para o diâmetro das plantas da mamona BRS-188/Paraguaçu (B1 e B2) e Girassol variedade 122/V-2000 (A1 e A2) aos 15 e 45 DAE, irrigadas com dois tipos de água e doses crescentes de nitrogênio

Tabela 4. Resumo da análise de variância referente à variável diâmetro do caule do girassol EMBRAPA 122/V-2000 para a água potável residuária doméstica tratada

| Fonte de Variação | GL | Quadrados Médios | | | | |
|--|----|--|-----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| | | 15 DAE | 30 DAE | 45 DAE | 60 DAE | 75 DAE |
| Tipo de água (A) | 1 | 0,152 ^{ns} | 8,703 ^{ns} | 8,018 ^{**} | 5,460 ^{ns} | 9,363 ^{ns} |
| Doses de Nitrogênio (N) | 5 | 1,089 ^{**} | 143,436 ^{ns} | 2,554 [*] | 3,407 ^{ns} | 4,716 ^{ns} |
| N x A | 5 | 0,122 ^{ns} | 212,684 ^{ns} | 1,313 [*] | 1,274 ^{ns} | 1,536 ^{ns} |
| Regressão Linear | 1 | 5,116 ^{**} | 57,986 ^{ns} | 10,932 ^{**} | 14,407 ^{**} | 19,886 ^{**} |
| Regressão Quadrática | 1 | 0,235 ^{ns} | 171,954 ^{ns} | 0,388 ^{ns} | 0,252 ^{ns} | 0,303 ^{ns} |
| Regressão Cúbica | 1 | 0,058 ^{ns} | 15,102 ^{ns} | 0,938 ^{ns} | 2,253 ^{ns} | 1,528 ^{ns} |
| Resíduo | 24 | 0,193 | 174,564 | 0,896 | 1,475 | 1,960 |
| Total | 35 | | | | | |
| CV (%) | | 13,31 | 13,89 | 11,80 | 15,07 | 16,59 |
| Doses de N (Kg.ha⁻¹) | | Média dos diâmetros dos caules (mm) | | | | |
| 0 | | 2,557 | 5,397 | 7,150 | 7,164 | 7,178 |
| 60 | | 3,135 | 5,397 | 7,860 | 7,930 | 8,328 |
| 100 | | 3,267 | 6,877 | 7,832 | 8,033 | 8,123 |
| 140 | | 3,505 | 5,927 | 7,777 | 7,873 | 8,108 |
| 180 | | 3,562 | 6,670 | 8,493 | 8,525 | 9,195 |
| 220 | | 3,765 | 7,413 | 9,033 | 9,303 | 9,683 |
| Fonte de água | | | | | | |
| Água potável | | 3,233 a | 5,397 a | 6,217 a | 7,327 a | 7,533 a |
| Água residuária | | 3,363 a | 5,360 a | 8,083 b | 8,333 a | 8,713 a |

*, ** e ns: Significativo a 5%, 1% e não significativo, respectivamente pelo teste F; Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade; GL: Grau de liberdade e CV: coeficiente de variação

Tabela 5. Resumo da análise de variância referente à variável diâmetro do caule da mamona BRS Paraguaçu para a água potável residuária doméstica tratada

| Fonte de Variação | GL | Quadrados Médios | | | | |
|--|----|--|---------------------|----------------------|---------------------|---------------------|
| | | 15 DAE | 30 DAE | 45 DAE | 60 DAE | 75 DAE |
| Tipo de água (A) | 1 | 1, 114 ^{ns} | 0,055 ^{ns} | 1,978 ^{ns} | 20,017* | 10,422* |
| Doses de Nitrogênio (N) | 5 | 5,065 ^{ns} | 0,201** | 20,676 ^{ns} | 0,678 ^{ns} | 20,639** |
| N x A | 5 | 0,618 ^{ns} | 0,055 ^{ns} | 1,488 ^{ns} | 1,047 ^{ns} | 1,930 ^{ns} |
| Regressão Linear | 1 | 23,334** | 0,892** | 90,202** | 87,341** | 110,011** |
| Regressão Quadrática | 1 | 0,608 ^{ns} | 0,054 ^{ns} | 6,117 ^{ns} | 0,316 ^{ns} | 9,288 ^{ns} |
| Regressão Cúbica | 1 | 0,001 ^{ns} | 0,051 ^{ns} | 5,614 ^{ns} | 8,724 ^{ns} | 0,382 ^{ns} |
| Resíduo | 24 | 19,252 | 0,016 | 1,639 | 4,189 | 4,301 |
| Total | 35 | | | | | |
| CV (%) | | 11,72 | 1,24 | 7,32 | 10,22 | 9,17 |
| Doses de N (Kg.ha⁻¹) | | Média dos diâmetros dos caules (mm) | | | | |
| 0 | | 6,500 | 9,950 | 14,082 | 16,985 | 18,853 |
| 60 | | 7,500 | 10,250 | 17,260 | 19,897 | 21,263 |
| 100 | | 8,017 | 10,300 | 17,652 | 19,802 | 22,216 |
| 140 | | 8,010 | 10,317 | 17,740 | 19,715 | 23,169 |
| 180 | | 9,000 | 10,400 | 18,767 | 21,337 | 24,121 |
| 220 | | 8,850 | 10,480 | 19,450 | 22,392 | 25,074 |
| Fonte de água | | | | | | |
| Água Potável | | 7,750 a | 10,244 a | 17,257 a | 20,957 a | 23,626 a |
| Água Residuária | | 8,820 a | 10,322 a | 17,726 a | 21,717 b | 24,520 b |

*, ** e ns: Significativo a 5%, 1% e não significativo, respectivamente pelo teste F; Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade; GL: Grau de liberdade e CV: coeficiente de variação.

4.1.3 Número de folhas

Com relação ao número de folhas aos 15 DAE (Tabela 6), nota-se que houve efeito significativo a 1% e a 5% na aplicação das doses de nitrogênio na mamona e girassol, respectivamente. Verificou-se resposta linear das doses nas duas culturas e quadrática para a mamona, tendo uma média de 4,0 folhas com a dose de 100 Kg.ha⁻¹, e para o girassol uma média de 5,8 folhas, com a mesma dose. Aos 30 e 45 DAE houve efeito significativo da aplicação das doses de nitrogênio, verificando uma resposta linear em todas as doses de N, com média de número de folhas de 13,5 e 15,7 com a maior dose estudada (220 Kg.ha⁻¹), para a cultura do girassol. Também verificou-se uma resposta quadrática das doses de N aplicado com a dose de 180 kg.ha⁻¹, aumentando a média do número de folhas até 16,5. Biscaro et al. (2008), analisando a adubação nitrogenada em cobertura no girassol irrigado, indicaram que o número de folhas por planta foi influenciado pelo nitrogênio aplicado em cobertura, acompanhando o crescimento da planta, com emissão de folhas até a planta atingir seu crescimento máximo.

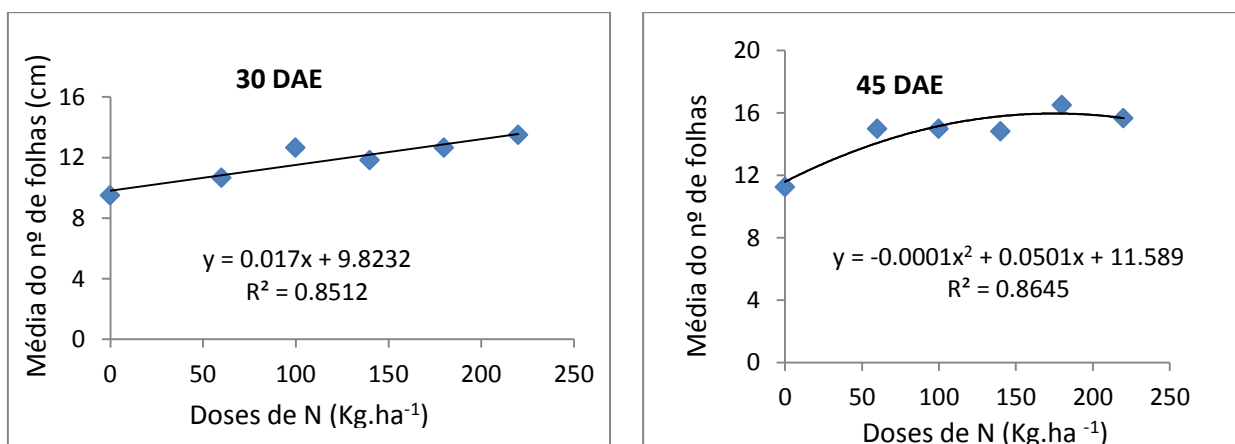


Figura 8. Média do número de folhas da mamona BRS Paraguaçu e do Girassol variedade Embrapa 122/V-2000 em função de doses crescentes de nitrogênio

Tabela 6. Resumo da análise de variância referente à variável número de folhas da mamona BRS Paraguaçu e Girassol variedade Embrapa 122/V-2000 para a água potável residuária doméstica tratada

| Fonte de Variação | GL | Quadrados Médios | | | | | |
|-----------------------------------|----|----------------------------------|---------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| | | Mamona | | | Girassol | | |
| | | 15 DAE | 30 DAE | 45 DAE | 15 DAE | 30 DAE | 45 DAE |
| Tipo de água (A) | 1 | 0,111 ^{ns} | 0,111 ^{ns} | 3,361 ^{ns} | 0,000 ^{ns} | 0,694 ^{ns} | 0,859 ^{ns} |
| Doses de Nitrogênio (N) | 5 | 0,400 ^{**} | 2,333 ^{ns} | 19,894 ^{ns} | 4,311 [*] | 13,161 [*] | 19,446 ^{**} |
| N x A | 5 | 0,044 ^{ns} | 0,444 ^{ns} | 14,028 ^{ns} | 1,200 ^{ns} | 1,427 ^{ns} | 2,776 ^{ns} |
| Regressão Linear | 1 | 0,909 ^{**} | 6,012 [*] | 36,016 ^{ns} | 13,086 ^{**} | 56,021 ^{**} | 65,990 ^{**} |
| Regressão Quadrática | 1 | 1,074 ^{**} | 0,266 ^{ns} | 1,702 ^{ns} | 5,166 ^{ns} | 1,656 ^{ns} | 18,074 [*] |
| Regressão Cúbica | 1 | 0,007 ^{ns} | 3,304 ^{ns} | 38,738 ^{ns} | 1,804 ^{ns} | 1,009 ^{ns} | 2,961 ^{ns} |
| Resíduo | 24 | 0,098 | 1,220 | 18,588 | 1,209 | 3,316 | 2,614 |
| Total | 35 | | | | | | |
| CV (%) | | 8,19 | 13,25 | 33,09 | 21,52 | 15,42 | 10,99 |
| Doses de N (Kg.ha ⁻¹) | | Média do número de folhas | | | | | |
| 0 | | 3,333 | 7,333 | 10,167 | 3,500 | 9,500 | 11,260 |
| 60 | | 3,833 | 8,500 | 15,000 | 5,000 | 10,667 | 15,000 |
| 100 | | 4,000 | 8,667 | 12,167 | 5,833 | 12,667 | 15,000 |
| 140 | | 4,000 | 7,833 | 12,500 | 5,167 | 11,833 | 14,833 |
| 180 | | 4,000 | 8,667 | 13,500 | 5,500 | 12,667 | 16,500 |
| 220 | | 3,833 | 9,000 | 14,833 | 5,667 | 13,500 | 15,667 |
| Fonte de água | | | | | | | |
| Água Potável | | 3,889 a | 8,389 a | 13,333 a | 5,111 a | 11,667 a | 14,556 a |
| Água Residuária | | 3,778 a | 8,278 a | 12,722 a | 5,111 a | 11,944 a | 14,864 a |

*, ** e ns: Significativo a 5%, 1% e não significativo, respectivamente pelo teste F; Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade; GL: Grau de liberdade e CV: coeficiente de variação.

5. FITORREMEDIAÇÃO

5.1 Concentração de Níquel (Ni) e Cromo (Cr) nas plantas (parte aérea + raíz)

Encontra-se, na Tabela 7, o resumo da análise de variância obtido para as concentrações de níquel e cromo na parte aérea (caule + folhas) e nas raízes do girassol.

Tabela 7. Resumo da análise de variância da quantidade acumulada de Ni e Cr no girassol variedade Embrapa 122/V-2000 (parte aérea + raiz) em função da adubação nitrogenada e irrigação com água residuária tratada

| Fonte de variação | GL | Quadrados Médios | | | |
|--|-----------------|----------------------|---------------------|----------------------|----------------------|
| | | Parte aérea | | Raíz | |
| | | Níquel | Cromo | Níquel | Cromo |
| Qualidade de água (A) | 1 | 0,100 ^{ns} | 0,007 ^{ns} | 14,339 ^{ns} | 2,310 ^{ns} |
| Dose de Nitrogênio (N) | 4 | 0,827 ^{**} | 1,050 ^{**} | 18,569 ^{ns} | 14,271 ^{**} |
| A x N | 4 | 0,0529 ^{ns} | 0,291 ^{ns} | 14,610 ^{ns} | 1,462 ^{ns} |
| Regressão Linear | 1 | 0,830 ^{**} | 0,722 [*] | 1,579 ^{ns} | 26,732 ^{**} |
| Regressão Quadrática | 1 | 2,662 ^{**} | 3,389 ^{**} | 36,895 ^{ns} | 14,862 ^{**} |
| Regressão cúbica | 1 | 0,218 ^{ns} | 0,749 ^{ns} | 15,395 ^{ns} | 24,044 ^{**} |
| Resíduo | 20 | 0,084 | 0,103 | 12,226 | 1,770 |
| Total | 29 | | | | |
| CV (%) | | 42,83 | 42,15 | 43,95 | 46,68 |
| Médias (mg kg ⁻¹) | | | | | |
| | | Parte aérea | | Raíz | |
| | | Níquel | Cromo | Níquel | Cromo |
| Doses de Nitrogênio (Kg.ha ⁻¹) | | | | | |
| | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 60 | 0,902 | 1,117 | 2,022 | 3,898 |
| | 100 | 0,803 | 0,950 | 2,262 | 3,177 |
| | 140 | 1,078 | 1,112 | 1,500 | 3,652 |
| | 180 | 0,660 | 0,677 | 1,280 | 2,268 |
| | 220 | 0,623 | 0,703 | 1,727 | 4,108 |
| Fonte de água | | | | | |
| | Água potável | 0,731 a | 0,746 a | 1,987 a | 3,983 a |
| | Água residuária | 0,625 a | 0,773 a | 2,057 a | 3,813 a |

*, **, ns: Significativo a 5%, 1% e não significativo, respectivamente. Em cada coluna médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade

A análise de variância indicou efeito significativo a 1% de probabilidade da dose de nitrogênio analisada, na quantidade de cromo acumulada nas raízes das plantas de girassol. Em relação a parte aérea, constatou-se efeito significativo a 1% nas doses de nitrogênio aplicadas via composto de lixo urbano, para o níquel e cromo.

Segundo Pivetz (2001), a fitorremediação de solos contaminados com metais parte de dois principais processos: fitoestabilização, que consiste na imobilização de metais no solo ou nas raízes, reduzindo assim a sua mobilidade e biodisponibilidade e fitoextração, que identifica a captação de contaminantes do solo e sua translocação das raízes para a parte aérea da planta.

De modo geral, na Tabela 7, o acúmulo de níquel e cromo foi maior nas raízes das plantas do girassol, devido a sua imobilidade, indicando a capacidade de absorção e, especialmente, a não translocação destes elementos das raízes para a parte aérea. A matéria orgânica possui a capacidade de absorver Ni e torná-lo imóvel. Este elemento também é influenciado pelo pH do solo, pois com sua elevação há menor disponibilidade do metal (Berton, 1992). Bergmann et al. (1992), explica que a absorção e translocação de Cr variam de acordo com a espécie. Devido a sua afinidade por cargas negativas, ele é imobilizado, principalmente nas raízes. Os sintomas de toxicidade manifestam-se como inibição do crescimento, clorose nas folhas jovens, folhas pequenas de coloração vermelho-amarronzada ou púrpura, lesões necróticas e injúrias nas raízes.

Segundo Santos (2012), o acúmulo de metais pesados no tecido vegetal é dependente da espécie e de outros fatores, tais como: estágio de desenvolvimento da planta, tempo de exposição ao metal e diferentes espécies químicas dos elementos. O tempo necessário para a mineralização do composto orgânico, pode ter influenciado a disponibilidade dos metais no solo e sua absorção pelas raízes das plantas do girassol.

Na Tabela 7, se constata que a equação que melhor apresentou o comportamento obtido para as concentrações de níquel e cromo na parte aérea (caule + folhas) e nas raízes do girassol foi a quadrática, com correlação significativa a 1% de probabilidade para os dados.

Observa-se na Figura 7, os teores de níquel e cromo encontrados nas plantas em função do tipo de água de irrigação.

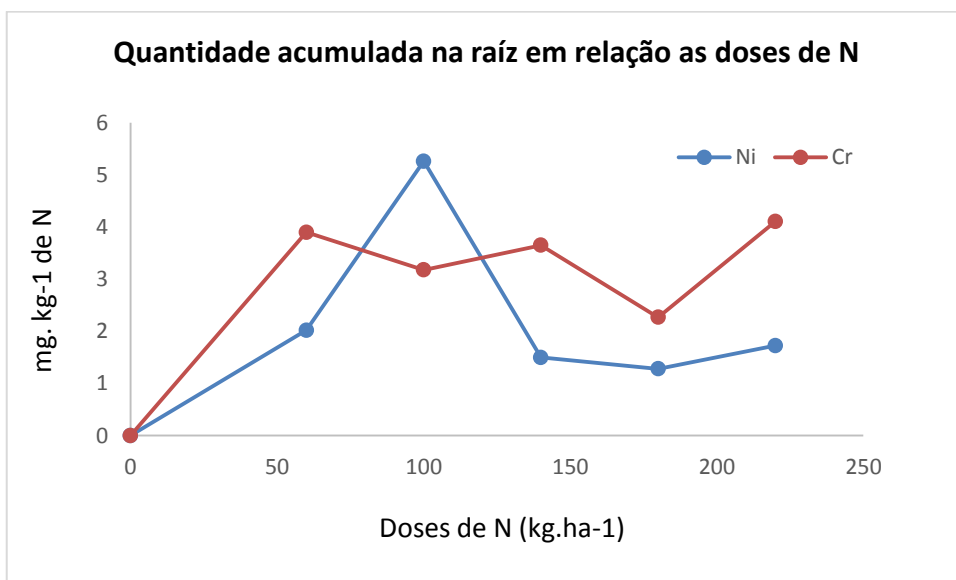
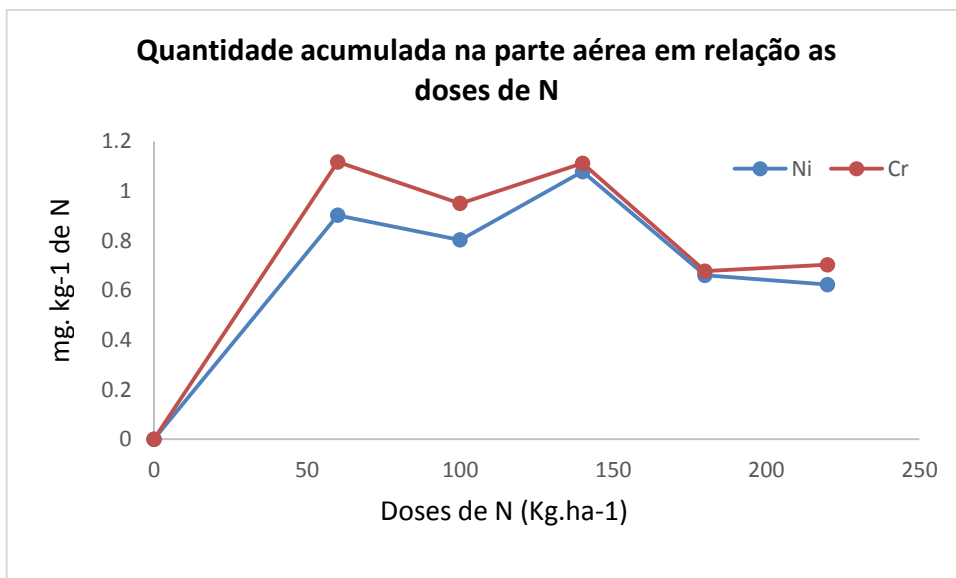


Figura 9. Teores de níquel e cromo, acumulados na parte aérea e na raiz do girassol variedade Embrapa 122/V-2000, em função das doses de nitrogênio

5.2 Índice de translocação e coeficientes de fitoextração dos metais

Na Tabela 8, está o resumo das análises de variância obtido para os índices de translocação e coeficientes de fitoextração para os metais níquel e cromo.

Tabela 8. Resumo das análises de variância para o índice de translocação e coeficiente de fitoextração para os metais níquel e cromo, em função do tipo de água de irrigação

| Fonte de variação | GL | Quadrados Médios | | | |
|---|----|----------------------------|----------------------|---------------------------------|----------------------|
| | | Índice de Translocação (%) | | Coeficiente de fitoextração (%) | |
| | | Níquel | Cromo | Níquel | Cromo |
| Qualidade de água (A) | 1 | 42,445 ^{ns} | 0,008 ^{ns} | 0,002 ^{ns} | 0,000 ^{ns} |
| Dose de Nitrogênio (D) | 4 | 1217,240 ^{**} | 0,048 ^{**} | 0,031 ^{**} | 0,006 ^{**} |
| A x D | 4 | 28,630 ^{ns} | 0,0106 ^{ns} | 0,001 ^{ns} | 0,001 ^{ns} |
| Regressão Linear | 1 | 2814,286 ^{**} | 0,079 ^{**} | 0,003 ^{ns} | 0,001 ^{ns} |
| Regressão Quadrática | 1 | 2577,319 ^{**} | 0,141 ^{**} | 0,079 ^{**} | 0,0141 ^{**} |
| Regressão cúbica | 1 | 29,064 ^{ns} | 0,009 ^{ns} | 0,055 ^{**} | 0,011 ^{**} |
| Resíduo | 20 | 123,571 | 0,004 | 0,001 | 0,000 |
| Total | 29 | | | | |
| CV (%) | | 41,06 | 35,70 | 33,60 | 48,00 |
| Médias dos índices e dos coeficientes de fitoextração (%) | | | | | |
| Doses de Nitrogênio (kg ha ⁻¹) | | Níquel | Cromo | Níquel | Cromo |
| 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 60 | | 31,365 | 0,222 | 0,205 | 0,090 |
| 100 | | 26,513 | 0,217 | 0,113 | 0,047 |
| 140 | | 41,492 | 0,227 | 0,097 | 0,037 |
| 180 | | 34,273 | 0,227 | 0,050 | 0,020 |
| 220 | | 28,788 | 0,167 | 0,042 | 0,015 |
| Fonte de água | | | | | |
| Água potável | | 28,158 a | 0,161 a | 0,092 a | 0,036 a |
| Água residuária | | 25,986 a | 0,192 a | 0,077 a | 0,034 a |

*, **, ns: Significativo a 5%, 1% e não significativo, respectivamente. Em cada coluna médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade

O índice de translocação mede a eficiência da planta em transportar um elemento da raiz para a parte aérea. Este índice foi utilizado para analisar o potencial do girassol em extrair níquel e cromo do solo adubado com composto de resíduo orgânico. Seu valor indica a quantidade do metal acumulado pelo girassol na parte aérea, a qual é diretamente proporcional ao translocado para esta. Este índice apresenta grande importância quando se trata da seleção de plantas para uso em fitorremediação.

O coeficiente de fitoextração é a razão entre a concentração de metais encontrados no interior da superfície biomassa da planta sobre a concentração de metais encontrados no solo, assim, quanto maior o coeficiente, maior também a extração de contaminantes pela planta. Percebe-se que os índices de translocação e o coeficiente de fitoextração determinados para os metais níquel e cromo não foram influenciados pela qualidade da água utilizada na irrigação (Tabela 8). Os coeficientes de fitoextração apresentaram efeitos significativos a 1% de probabilidade para os elementos níquel e cromo, quando a fonte de variação foi dose a dose de nitrogênio.

Na Tabela 8, se constata que a equação que melhor apresentou o comportamento de coeficiente de fitoextração do níquel e do cromo foi a quadrática, com correlação significativa a 1% de probabilidade para os dados.

Ao comparar os dois metais (níquel e cromo) nota-se que o girassol foi mais eficiente na translocação do níquel. Já para o coeficiente de fitoextração a dose de 60 kg.ha⁻¹ proporcionou melhor coeficiente para ambos os metais.

Pereira et al. (2013), analisando espécies com potencial fitorremediador de cromo para remediação da área degradada do lixão de Inconfidentes – MG, constatou que a espécie Assa-peixe (*Vernamia Polysphaera*) foi a que apresentou diferença significativa para o acúmulo de cromo na matéria seca foliar, embora ressaltou que foram baixos os valores, pois o comportamento do elemento apresenta tendência em ficar fortemente adsorvido no solo, proporcionando pouca mobilidade para absorção das plantas quando em contato com as raízes.

Segundo Santos (2012), alguns pesquisadores compartilham a idéia de que, após sua utilização na fitorremediação, as plantas devem ser incineradas; outros dizem que depende da finalidade dada ao vegetal, mesmo assim, todos concordam que é uma forma barata e eficaz na revitalização de áreas contaminadas por metais pesados, compostos orgânicos ou outro tipo de contaminante. Plantas utilizadas para remediação de solos contaminados podem ser utilizadas também no uso dos biocombustíveis sem

ônus à saúde do ser humano, como é o caso do algodoeiro, da cana-de-açúcar e da mamona, entre outras variedades.

Na Figura 8 se encontra a variação nos valores observados para o índice de translocação e coeficiente de fitoextração do níquel e do cromo.

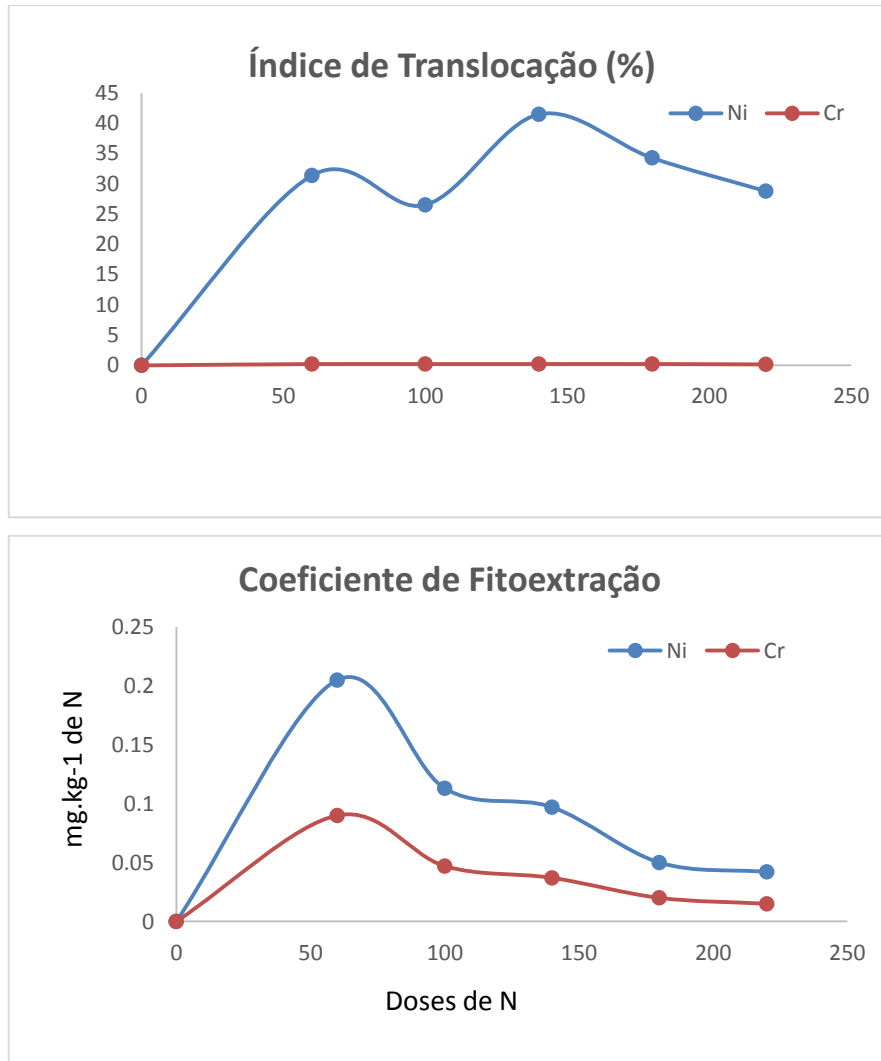


Figura 10. Índice de Translocação (IT) e Coeficiente de Fitoextração (CF) para a cultura do girassol variedade Embrapa 122/V-2000, em função das doses de nitrogênio

6.0 CONCLUSÃO

1. As plantas irrigadas com água residuária doméstica tratada obtiveram alturas significativamente superiores às das plantas irrigadas com água potável em todas as avaliações realizadas, sendo o incremento na altura verificado em maior destaque nas plantas avaliadas entre o intervalo de 60 e 75 DAE.
2. Nas doses de nitrogênio de 180 e 220 kg N ha⁻¹, obtiveram resultados significativos, alcançando altura das plantas entre 91,7 para a mamona e 85,2 para o girassol.
3. As doses acima de 100 kg N ha⁻¹ corresponderam aos diâmetros máximo obtidos entre 25 e 9 mm, para a mamona e o girassol. Resultado também influenciado pelo número de folhas, que chegaram a 13,0 e 15,0 folhas por planta, respectivamente, aos 45 DAE.
4. A retenção do níquel e cromo nas raízes das plantas do girassol variedade EMBRAPA 122/V-2000, indicou que esta planta possui boa capacidade de bioacumular os elementos do solo.
5. As análises nos tecidos da parte aérea e raízes das plantas do girassol indicaram que o níquel foi translocado em maior quantidade que o cromo na parte aérea, no entanto os dois elementos acumularam, com maior valor significativo, do solo para as raízes.
6. A adubação orgânica oriunda da compostagem de lixo urbano e a irrigação com água residuária doméstica tratada, pode substituir a adubação química no cultivo da mamona BRS Paraguaçu e do girassol variedade EMBRAPA 122/V-2000.

7.0 REFERÊNCIAS

- Accioly, A.M.A.; Siqueira, J.O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: Novais, R.F.; Alvarez, V.H.; Schaefer, C.E.G.R. Tópicos em Ciência do Solo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000.
- Albert, A. S. Sunflower technology and production. Chicago: The American Society of Agronomy, 1997. 19 p.
- Albuquerque, R. C.; Sampaio, L. R.; Beltrão, N. E. De M.; Lima, R. L. S. Influência de fontes e doses de nitrogênio sobre o crescimento e desenvolvimento da mamoneira. In: Congresso Brasileiro de Mamona – Cenário Atual e Perspectivas, 2, 2004. Aracaju. Anais... Campina Grande: Embrapa Algodão, 2009. 5p.
- Allen, R. G.; Pereira, L. S.; Raes, D.; Smith, M. Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements. Rome: FAO, 1998, 297p. FAO. Irrigation and Drainage Paper, 56.
- Alloway, B.J.; Ayres, D.C. Chemical principles of environmental pollution. 2.ed. London: Chapman & Hall, 1997.
- Ambrosano, L. da. Avaliação de plantas oleaginosas potenciais para cultivo de safrinha. Lavras – MG: UFLA, 2012. 41p. Dissertação de Mestrado
- Amorim Neto, M. S.; Araújo, A. E.; Beltrão, N. E. M.; Silva, L. C.; Gomes, D. C. Zoneamento e época de plantio para a mamoneira, no Estado da Paraíba. Campina Grande: EMBRAPA-CNPA, 1999b .7p. (EMBRAPA-CNPA. Comunicado Técnico, 108).
- Andrade, J. C. M.; Tavares, S. R. L. & Mahler, C. F., 2007, Fitorremediação, o uso de plantas na melhoria ambiental. São Paulo: Oficina de Textos. 176pp.
- Andrade, M.G.; Melo, V.F.; Gabardo, J.; Souza, L.C.P.; Reissmann, C.B. Metais pesados em solos de área de mineração e metalurgia de chumbo. I – Fitoextração. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v.33, n.6, 2009.
- Anselmo,A.L.F.; Jones,C.M. Fitorremediação de solos contaminados, Porto Alegre,RS, 2005. XXV Encontro Nacional de Engenharia e produção Porto Alegre, RS. Rio Grande do Sul 2005 ENGEP p 5253 -5280.
- Ayuso, M.; Pascual, J. A.; García, C.; Hernández, T. Evaluation of urban wastes for agricultural use. Soil Science Plant Nutrition, Tokyo, v. 42, n. 1, p. 105-11, mar. 1996.
- Baird, C. Environmental Chemistry. 2. ed. New York: W.H. Freedman & Company, 2001.

Barceló, J; Poschenrieder, Ch. Respuestas de las plantas a la contaminación por metales pesados. *Suelo y Planta*, v. 2, p. 345-361, 1992.

Beekman, G. B. Qualidade e conservação da água. In: Encontro nacional de assistência técnica e extensão rural, 1996, Brasília. Conferência... Brasília: Associação Brasileira das Entidades de Assistência Técnica e Extensão Rural, 2006.

Bernardi, C.C. Reuso de água na irrigação. Brasília. 2003(Monografia).

Berton, R. S.; Valadares, J. M. A. S. Potencial agrícola do composto de lixo urbano no estado de São Paulo. *O Agrônomo*, Campinas, v. 43, n.1, p. 87-94, 1991.

Bertoncini, E.I.; Mattiazzo, M.E. Lixiviação de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.23, p.737-744, 1999.

Biscaro, G.A.; Machado, J.R.; Tosta, M.S.; Mendonça, V.; Soratto, R.P.; Carvalho, L.A. Adubação nitrogenada em cobertura no girassol irrigado nas condições de Cassilândia – MS. *Ciência e Agrotecnologia*, Lavras, v.32, n.5, p.1366-1373, 2008.

Brega Filho, D. & Mancuso, P. C. S. 2002. Conceito de Reuso da Água. In: Reuso de Água; Capítulo 2. Eds. P. C. Sanches Mancuso & H. Felício dos Santos. Universidade de São Paulo – Faculdade de Saúde Pública, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. São Paulo. 2002.

Brega filho, D.; Mancuso, P. C. S. Conceito de reuso de água. In: Reuso de água; Capítulo 2. Eds. P. C. Sanches Mancuso & H. Felício dos Santos. Universidade de São Paulo – Faculdade de Saúde Pública, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. São Paulo, 2008.

Brites, C. R. C. Abordagem multiobjetivo na seleção de sistemas de reuso de água em irrigação paisagística no Distrito Federal. Distrito Federal: UNB, 2008. 262p. Dissertação Mestrado.

Camargo, O. A. Complexos de metais pesados com substâncias húmicas e matéria orgânica: estabilidade das ligações. In: Neto, L.M.; Cerri, C.C.; Melo, W.J.; Rezende, M.O.O.; Rocha, J.C.; Tauk-Tornisielo, S.M.; Lavorenti, A.; Bianchim, I.J.; Mangrich, A.S.; Costa, C.A.C.; Paccola, A.A.; Maria, I.C. In: Encontro Brasileiro Sobre Substâncias Húmicas, 2., 1997. São Carlos, 1997. p. 72-73.

Camargo, O.A.; Alleoni, L.R.F.; Casagrande, J.C. Reações dos micronutrientes e elementos tóxicos no solo. In: Ferreira, M.E.; Cruz, M.C.P.; Raij, B.; Abreu, C.A. Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura. Jaboticabal: Legis Summa, 2001. p.89-124.

Chaves, E.V. Absorção de metais pesados de solos contaminados do aterro sanitário e pólo industrial de Manaus pelas espécies de plantas *Senna multijuga*, *Schizolobium amazonicum* e *Caesalpinia echinata*. Manaus: UFAM, 2008.

Clemente, R.; Bernal, M.P. Fractionation of heavy metals and distribution of organic carbon in two contaminated soils amended with humic acids. *Chemosphere*, v.64, p.1264–1273, 2006.

Coelho, L.B.N.; Da Silva, E.R.; Ferreira, P.S.F. Registros novos e adicionais de Agallinae, Gyponinae e Nirvaniinae (Homoptera: Cicadellidae) para o estado de Minas Gerais, Brasil. *Entomotropica*, v.16, n.2, p.131-135, 2001.

Connor, J. D.; Hall, A. J. Sunflower physiology. In: Schneider, A. A.(Ed.). *Sunflower technology and production*. Madison: ASA; CSSA; SSSA,1997. p. 113 181. (Series of Monographs, 35).

Costa, F. X.; Beltrão, N. E. de M; Lima, V. L. A. de; Junior, E.S.N; Damaceno, F.A.V; Madeiros, L.B.; Guimarães, M. M. B.; Lucena, A. M. A. de; Tresena, N. L.; Crescimento da mamoneira submetido a adubação com lixo orgânico e torta de mamona. In: III Congresso de mamona energia e ricinoquímica, 2008.

Cravo, M. S., Muraoka, T.; Ginè, M. F. Caracterização química de compostos de lixo urbano de algumas usinas brasileiras. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 22, n. 3, p. 547-553, jul./set. 1998.

Cunha, A. H. N.; Oliveira, T. H. ; Ferreira, R. B.; Milhardes, A. L. M.; Silva, S. M. C.; O Reuso De Água No Brasil: A Importância da Reutilização de Água no País. *Enciclopédia biosfera*, Centro Científico Conhecer - Goiânia, vol.7, N.13; 2011.

Dinardi, A.L.; Formagi,V.M.; Coneglian,C.M.R.; Brito, N.N.; Dragoni Sobrinho,G.; Tonso,S; Pelegrini,R. Fitorremediação, , Centro Superior de Educação Tecnológica (CESET) – UNICAMP, Campinas, 2003. 3º fórum de estudos contábeis. Faculdade integrada Claretiana, Rio Claro, São Paulo.

Doorenbos, J.; Pruitt, J.O. *Crop water requeriment*. Rome: FAO, 1977. 144p. (FAO Irrigation and Drainage Paper 24).

Elliott, H. A.; Liberati, M. R.; Huang, C. P. Competitive adsorption of heavy metals by soils. *Journal of Environmental Quality*, Madison, v. 15, n. 3, p. 214- 217, 1986.

EMBRAPA ALGODÃO (Campina Grande, PB). BRS 188 Paraguaçu. Campina Grande, 1999 (Folder).

Ernani, P.R. *Química do solo e disponibilidade de nutrientes*. Lages: UDESC, 2008, 230p.

Escosteguy, P. A. V.; Parchen, C. A. P.; Selbach, P. A. Bactérias enteropatogênicas em compostos de lixo domiciliar, solo e planta. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, v. 17, p. 365-369, 1993.

Experimentacion Agrícola, 1994. p. 17-22. (Cuadernos de Actualizacion Tecnica, 40).

Fidelis Filho, J.; Nóbrega, J.Q.; Sousa, J.T. De; Dantas, J.P. Comparação dos efeitos de água residuária e de poço no crescimento e desenvolvimento do algodoeiro. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, PB. v.9, (Suplemento), p.328-332, 2005.

Fink, D. R. & Santos, H. F. A legislação de reuso da água. In: *Reuso de água*; Capítulo 8. Eds. P. C. Sanches Mancuso & H. Felício dos Santos. Universidade de São Paulo – Faculdade de Saúde Pública, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. São Paulo, 2002.

Freitas C. A. S., Silva A. R. A., Bezerra F. M. L., Andrade R. R., Mota F. S. B., Aquino B. F. Crescimento da cultura do girassol irrigado com diferentes tipos de água e adubação nitrogenada. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* v.16, n.10, p.1031–1039, 2012.

FUNASA, Manual de Saneamento. 3. ed. rev. Brasília, 2005. 300p.

Furlan Júnior, J.; Müller, C. H.; Carvalho, J. E. U. de.; Teixeira, L.B.; Dutra, S. (2003) Composto orgânico de lixo urbano na formação de mudas de açaizeiro. Belém: Embrapa Amazônia Oriental. 2p. Comunicado Técnico, 87.

Garbisu, C.; Alkorta, I. Phytoextraction: a cost effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. *Bioresource Technology*, v. 77, p. 229 – 236, 2001.

Gonzaga, M. I. S.; Santos, J. A. G.; Ma, L. Q. Extração de arsênio do solo por samambaias do gênero *Pteris*. *Magistra*, Cruz das Almas-BA, v. 20, n. 3, p. 291-300, jul./set., 2008.

Grossi, M. G. De L. Avaliação da qualidade dos produtos obtidos de usinas de compostagem brasileiras de lixo doméstico através da determinação de metais pesados e substâncias orgânicas tóxicas. 1993. 222 f. Tese (Doutorado em Química Analítica) - Instituto de Química, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1993.

Hammer, M. J., Hammer Jr, M.J (1996). *Water and Wasterwater Tecnology*. 3^a edition. Pretence hall. 519p.

Hargreaves, J. C.; Adl, M. S.; Warman, P. R. A review of the use of composted municipal waste in agriculture. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, v. 123, p. 1-14, 2008.

Hespanhol, I. (2003). “Potencial do reuso de água do Brasil: agricultura, indústria, município e recarga de aquíferos”. In: Mancuso, P.S.C. e Santos, H. F. (eds). *Reuso de água*, Barueri, SP, Brasil (37-95).

Kabata-Pendias, A. Agricultural problems related to excessive trace metal contents of soils. In: SALOMONS, W.; FORSTNER, U.; MADER, P. *Heavy metals: problems and solutions*. Berlim: Springer – Verlag, 1995.

Kabata-Pendias, A.; Pendias, H. *Trace elements in soils and plants*. 2 ed. Boca Raton: CRC Press, 1992.

Khan, A.G.; Kuek, C.; Chaudhry, T.M.; Khoo, C.S.; Hayes, N.J. Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. *Chemosphere*, v.41, p. 197 – 207, 2000.

Kissmann, K. & G; Groth, D. *Plantas Infestantes E Nocivas* São Paulo: 1ªed Basf, 1989.

Kumpiene, J.; Lagerkvist, A.; Maurice, C. Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments – A review. *Waste Management*, v.28, p.215–225, 2008.

Lamego, F.P.; Vidal, R.A. Fitorremediação: plantas como agentes de despoluição? *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, Curitiba, v. 17, p. 9-18 jan./dez. 2007.

Lasat, M.M. Phytoextraction of metals from contaminated soil: a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. *Journal of Hazardous Substance Research*, v.2, 25 p., 2000.

Lavres Júnior, J.; Boaretto, R.M.; Silva, M.L. De S.; Correia, D.; Cabral, C.P.; Malavolta, E. Deficiências de macronutrientes no estado nutricional da mamoneira cultivar Íris. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.40, p.145-151, 2005.

Leite, R. M. V. B. Indicações para o cultivo de girassol nos Estados do Rio Grande do Sul, Paraná, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso, Goiás e Roraima. Londrina: EMBRAPA Soja, 2007. 4 p. (Comunicado Técnico, 78).

Levine, M. B.; Hall, A. T.; Barrett, G. W.; Taylor, D. H. Heavy metal concentrations during ten years of sludge treatment to an old-field community. *Journal of Environmental Quality*, Madison, v. 18, n. 4, p. 411-418, 1989.

Lima A. M. Avaliação do potencial fitorremediador da mamona (*Ricinus communis* L.) e girassol (*Helianthus annuus* L.) quanto à remoção de chumbo e tolueno em efluentes sintéticos. Natal – RN. UFRN: 2010. p.40. Tese de Doutorado

Lima, D. C., Chaves, M., Lima, A. C., Lima D. L. De. Reuso de água para a irrigação: uma abordagem reflexiva. II Colóquio Sociedade, Políticas Públicas, Cultura e Desenvolvimento-CEURCA, ISSN 2316- 3089. Universidade Regional do Cariri-URCA, Crato – CE, 2012.

Lima, R. L. S.; Severino, L. S.; Sofiatti, V.; Gheyi, H. R.; Júnior, G. S. C.; Arriel, N. H. C. Crescimento e nutrição de mudas de pinhão manso em substrato contendo composto de lixo orgânico. Revista Caatinga, Mossoró, v. 24, n. 3, p. 167-172, jul.-set., 2011.

Logan, T. J.; Chaney, R. L. Metals. In: Workshop on utilization of municipal wastewater and sludge on land, 1983, Riverside. Proceedings... Riverside: University of California, 1983. p. 235-323.

Lopes, R. M. B. P. da. Cultivo da mamona e seu potencial fitorremdiador sob adubação nitrogenada e irrigação com água residuária. Campina Grande: UFCG, 2013. 01p. Tese de Doutorado

Manzur, G.L. O que é preciso saber sobre limpeza urbana. Rio de Janeiro: IBAM/MBES, 1993.

Marques, L. F. Fitoextração de chumbo por girassol, vetiver, trigo mourisco, Jureminha e mamona em áreas contaminadas. Areia, PB, 2009.

Matos, H. S. F. M. Dossiê técnico: cultivo da mamona e extração de óleo. Centro de apoio ao desenvolvimento tecnológico da Universidade de Brasília. 2007.

Mohr,H.; Schopfer, P.:Plant Physiology Springer-Verlag, Berlin - Heidelberg 1995. 629 pp.

Moreno, F. N. ; Anderson, C. W. N. ; Robinson, B. H. ; Sigolo, J. B. . Eco Gold: gerando retorno econômico na remediação de passivos ambientais pela fitoextração. In: IV Seminário Internacional sobre remediação e revitalização de áreas contaminadas Internacional sobre remediação e revitalização de áreas contaminadas. 2007, São Paulo. Boletim de Trabalhos, 2007. v. 1. p. 6-7.

Moscoso, J.C. e Leon, G.S. (1996). Curso de Tratamiento y Uso de Águas Residuales. OPS/ CEPIS/PUB 96.20, Lima, Peru, 151p.

Nascimento, M. B. H.; Lima, V. L. A.; Beltrão, N. E. M.; Souza, A. P.; Figueiredo, I. C. M.; Lima, M. M. Uso de biossólido e de água residuária no crescimento e

desenvolvimento da mamona. *Revista Brasileira de Oleaginosas e Fibrosas*, v.10, p.1001-1007, 2006.

Nedelkoska, T.V.; Doran, P.M. Characteristics of heavy metal uptake by plant species with potential for phytoremediation and phytomining. *Minerals Engineering*, v.13, n.5, p. 549 – 561, 2000.

Oliveira, A.M.G. & Dantas, J.L.L. *Compostagem Caseira de Lixo Orgânico Doméstico*. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2005. 6p. (Embrapa Mandioca e Fruticultura. Circular Técnica , 76).

Pedrazzoli, C. D. *Remediação eletrocinética de chumbo em resíduos industriais*. Dissertação, Universidade Federal do Paraná. Curitiba 2004.

Pereira Neto, J.T. *Quanto vale nosso lixo: Projeto Verde Vale*. Viçosa: UNICEF, 1999.

Pereira, B. F. Potencial fitorremediador das culturas de feijão-de-porco, girassol e milho cultivadas em latossolo vermelho contaminado com chumbo. *Instituto agrônomo* 68 p 2005.

Pereira, K. L.; Pinto, L. V. A.; Pereira, A. J. Potencial fitorremediador das plantas predominantes na área do lixão de Inconfidentes - MG. *Revista Agrogeoambiental*, Pouso Alegre, Edição Especial n. 1, p. 25-29, ago. 2013.

Pessoa, V. M. N, Souza, F. C. S., Rebouças, I. G. O biodiesel como elemento de desenvolvimento sustentável no semiárido potiguar. *Holos*. Ano 23. Vol 3, p 113- 125. 2007.

Pilon-Smits, E., *Phytoremediation*. *Annual Review of Plant Biology*. 56p.15-39.2005.

Pletsh, M.; Charlwood, V.; Araújo, B. S. Fitorremediação de águas e solos poluídos. *Biotechnology, ciência e desenvolvimento II*, p26-29. 1999.

Ribeiro, S.; Chaves, L. H. G.; Guerra, H. O. C.; Gheyi, H. R.; Lacerda, R. D. Resposta da mamoneira cultivar BRS-188 Paraguaçu à aplicação de nitrogênio, fósforo e potássio. *Revista Ciência Agronômica*, v.40, n. 4, p.465-473, 2009.

Rodrigues, L. N.; Nery, A. R.; Fernandes, P. D.; Beltrão, N. E. De M.; Gheyi, H, R. Crescimento e produção de bagas da mamoneira irrigada com água residuária doméstica. *Revista Brasileira Engenharia Agrícola Ambiental*, v.13, p.825-835, 2009.

Ruppenthal, V.; Castro, A. M. C. Efeito do composto de lixo urbano na nutrição e produção de gladiolo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.29, p.145-150, 2005.

Santos, J. S.; *Cultivo do Algodoeiro Irrigado sob Adubação Orgânica Nitrogenada – Potencial Fitorremediador*. Campina Grande, PB. UFCG, 2012. 80p. Tese de Doutorado

Schnoor, J.L. Phytoremediation of soil and groundwater: Technology evaluation report TE-02-01.2002. Iowa.

Schwab, P.; Zhu, D.; Banks, M.K. Heavy metal leaching from mine tailings as affected by organic amendments. *Bioresource Technology*, v.98, p.2935–2941. 2007.

Silva, F. C.; Berton, R. S.; Chitolina, J. C.; Ballesterro, S. D. Recomendações Técnicas para Uso Agrícola do Composto de Lixo Urbano no Estado de São Paulo. *Circula Técnica 3 – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento*. Campinas, SP, 2002.

Silva, T. T. S.; Filho, J. G. A. F.; Lopes, R. M. B. P.; Nascimento, N. V.; Farias, M. S. S.; Monteiro, D. R.; Efeito da adubação orgânica sobre o crescimento do girassol irrigado com água residuária. IV Winotec – Workshop Internacional de Inovações Tecnológicas na Irrigação. Fortaleza, 2012.

Simão, J. B. P.; Siqueira, J. O. Solos contaminados por metais pesados: características, implicações e remediação. *Informe Agropecuário*, v.22, n. 210, p. 18 – 26, 2001.

Souza, R. S., Chaves, L. H. G., Estrela M. A. Avaliação do desenvolvimento do girassol (*helianthus annuus* L.), cultivado em solo contaminado por zinco, cobre e cádmio. VII Congresso de iniciação científica da Universidade Federal de Campina Grande, 2010.

Sposito, G. *The chemistry of soils*. New York: Oxford University Press, 1989. 277p.

Teixeira, L.B.; Germano, V.L.C.; Oliveira, R.F. de; Furlan Junior, J. Processo de compostagem a partir de lixo orgânico urbano em leira estática com ventilação natural. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2004. 7p. (Embrapa Amazônia Oriental. Circular Técnica, 33).

Teixeira, L.B.; Oliveira, R.F. de; Germano, V.L.C.; Furlan Junior. Composição química de composto de lixo orgânico urbano de Barcarena. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2002. 4p. (Embrapa Amazônia Oriental. Comunicado Técnico, 71).

Ungaro, M. R. G. Cultura do girassol. Campinas: Instituto Agrônomo, 2000. 36 p. (Boletim Técnico, 188).

Verkleij, J. A. C.; Prast, J. E. Cadmium tolerance and co-tolerance in *Silene vulgaris* (Moench.) Garcke [= *S. cucubalus* (L.) wilb.]. *The New Phytologist*, Londres, v. 111, n. 4, p. 637-645. 1989.

Viana, M. M. Inventário do ciclo de vida do biodiesel etílico do óleo de Girassol. 2008. 223 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

Vieira, C. N. Identificação de áreas contaminadas pela desativação de um empreendimento industrial. Estudo de caso curtume Dalbó em Criciúma SC. 2007 Tese de graduação (Engenharia Ambiental) Universidade do Extremo Sul.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. Reuse of effluents: methods of wastewater treatment and health safeguards. Of a WHO meeting of experts. Technical report series N° 517. Genebra, 1990.

Zeitouni, C.F., Eficiência de espécies vegetais como fitoextratoras de cádmio, chumbo, cobre, níquel e zinco de um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico. Campinas, 2003.