



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
UNIDADE ACADÊMICA DE ENGENHARIA AGRÍCOLA
COPEAG - COORD. DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENG. AGRÍCOLA



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

Tese de Doutorado

**CULTIVO DA MAMONA E SEU POTENCIAL
FITORREMEIADOR SOB ADUBAÇÃO
NITROGENADA E IRRIGAÇÃO COM
ÁGUA RESIDUÁRIA**

RIUZUANI MICHELLE BEZERRA PEDROSA LOPES

**Campina Grande
Paraíba**



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
UNIDADE ACADÊMICA DE ENGENHARIA AGRÍCOLA**



TESE DE DOUTORADO

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: IRRIGAÇÃO E DRENAGEM

**CULTIVO DA MAMONA E SEU POTENCIAL FITORREMEIADOR SOB
ADUBAÇÃO NITROGENADA E IRRIGAÇÃO COM ÁGUA RESIDUÁRIA**

RIUZUANI MICHELLE BEZERRA PEDROSA LOPES

**CAMPINA GRANDE – PARAÍBA
FEVEREIRO – 2013**

RIUZUANI MICHELLE BEZERRA PEDROSA LOPES

**CULTIVO DA MAMONA E SEU POTENCIAL FITORREMEIADOR SOB
ADUBAÇÃO NITROGENADA E IRRIGAÇÃO COM ÁGUA RESIDUÁRIA**

Tese de doutorado 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 Doutor em Engenharia Agrícola, Área de concentração Irrigação e Drenagem.

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO:

ENGENHARIA DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM

ORIENTADORES:

Prof. Dr. Carlos Alberto Vieira de Azevedo

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

CAMPINA GRANDE – PARAÍBA

FEVEREIRO – 2013

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCG

L864c

Lopes, Riuzuani Michelle Bezerra Pedrosa.

Cultivo da mamona e seu potencial fitorremediador sob adubação nitrogenada e irrigação com água residuária / Riuzuani Michelle Bezerra Pedrosa Lopes. -- Campina Grande, 2013.
80 f. : il. color.

Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2013.

"Orientação: Prof. Dr. Carlos Alberto Vieira de Azevedo, Profa. Dra. Maria Sallydelândia Sobral de Farias".

Referências.

1. Resíduo Sólido. 2. Contaminação. 3. Fitoextração. I. Azevedo, Carlos Alberto Vieira de. II. Farias, Maria Sallydelândia Sobral de.
III. Título.



PARECER FINAL DO JULGAMENTO DA TESE

RIUZUANI MICHELLE BEZERRA PEDROSA LOPES

CULTIVO DA MAMONA E SEU POTENCIAL FITORREMEIADOR SOB
ADUBAÇÃO NITROGENADA E IRRIGAÇÃO COM ÁGUA RESIDUÁRIA

BANCA EXAMINADORA

PARECER

Dr. Carlos Alberto Vieira de Azevedo
Orientador (UAEA/CTRN/UFPG)

APROVADA

Dr.ª Maria Sallydelândia de Sobral Farias
Orientadora (UAEA/CTRN/UFPG)

APROVADA

Dr.ª Gilvanise Alves Tito
Examinadora (PDJ/CAPES/UFPG)

APROVADA

Dr.ª Vanda Maria de Lira
Examinadora (UAECC/JUNDIAÍ/UFRN)

APROVADA

Dr.ª Soahd Arruda Rached Farias
Examinadora (UAEA/CTRN/UFPG)

APROVADA

Dr.ª Vera Lúcia Antunes de Lima
Examinadora (UAEA/CTRN/UFPG)

APROVADA

FEVEREIRO DE 2013

CAMPINA GRANDE – PARAÍBA

Aos meus pais Francisco e Inauzir Pedrosa, por tudo que fizeram para que eu me tornasse uma pessoa de bem e pelos valiosos ensinamentos que levarei por toda minha vida.

DEDICO

A meu esposo Waslon Terllizzie, pelo apoio, carinho e compreensão e aos meus filhos Waslon Terllizzie Júnior e Nicole Terllizzie, por serem a razão da minha vida e pelo infinito amor que transcende a minha alma.

OFEREÇO

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, por me ter proporcionado sabedoria, confiança, paciência e Fé, nos momentos difíceis, discernimento e paz para realizar este sonho e que, acima de tudo, me mostra o caminho do bem. A Ti, Senhor, toda honra e glória.

A meus pais, Francisco e Inauzir Pedrosa, por serem o meu alicerce e meus exemplos de vida digna.

A meu esposo, Waslon Terllizzie, pelo amor, apoio, carinho, companheirismo e pelo exemplo de profissional a ser seguido.

A meus filhos, Waslon Terllizzie Júnior e Nicole Terllizzie, que são os melhores presentes que Deus me deu, por serem a motivação da minha vida, minha alegria e meus eternos amores.

A minhas irmãs, Azianna, Gabriela e Rafaella, por todos os momentos de alegria que me ajudaram a enfrentar os desafios da vida.

A meu Tio Handenberg, pelo apoio e incentivo.

A meus sobrinhos, Annaiza e Iury, por me proporcionarem muito amor, carinho e alegria.

Aos meus orientadores, Professor Carlos Alberto Vieira de Azevedo e Professora Maria Sallydelândia Sobral de Farias, pela orientação, pelos ensinamentos e principalmente pela paciência ao longo desses anos de trabalho em conjunto.

Aos bolsistas do PIBIC, Jean Guimarães e Janiny Nóbrega, pela preciosa ajuda ao longo do experimento, de fundamental importância para o bom desempenho do mesmo.

À Professora Vera Antunes de Lima, pela grande e preciosa ajuda no desenvolvimento deste trabalho.

Aos meus amigos de curso, em especial a Joelma Sales, Silvana Medeiros, Aline Costa, Denise Ferreira, Aaron Sousa e Lêda Verônica, por todos os momentos compartilhados e pela amizade.

À UFCG, pela oportunidade de estudar e evoluir um pouco mais como ser humano. E aos professores e funcionários da UAEAg, por todos os ensinamentos, pelos bons e inesquecíveis anos de convivência.

Ao CNPq, pelo fornecimento da bolsa de estudo, o que me permitiu dedicação integral à pós-graduação.

SUMÁRIO

RESUMO	i
ABSTRACT	ii
LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS	iii
LISTA DE FIGURAS	v
LISTA DE TABELAS	vi
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. Objetivos	3
1.1.1. Objetivo Geral	3
1.1.2. Objetivos Especificos	3
2.0. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	4
2.1. A cultura da mamona	4
2.2. Metais pesados	5
2.2.1. Disponibilidade de Zinco	6
2.2.2. Disponibilidade de Cobre	7
2.3. Retenção de Metais pesados no solo	8
2.4. Absorção dos metais pelas plantas	9
2.5. Fitorremediação	10
2.5.1. Benefícios da Fitorremediação	13
2.5.2. Limitações da Fitorremediação	14
2.6. Compostagem	15
2.6.1. Composto de lixo	15
2.6.2. Uso de composto de lixo urbano na agricultura	16
2.7. Reúso de água na irrigação	17
2.7.1. Potencial e limitações do reúso de água	19
2.8. Legislação de reúso	20
3.0. MATERIAL E MÉTODOS	22

3.1. Localização da área experimental	22
3.2. Delineamento experimental	23
3.3. Montagem das unidades experimentais	23
3.4. Croqui do experimento	24
3.5. Solo utilizado	24
3.6. Caracterização do composto orgânico proveniente de resíduo sólido urbano	26
3.7. Cultura utilizada e tratos culturas	26
3.8. Determinação das lâminas e controle da irrigação	27
3.9. Parâmetros avaliados	30
3.9.1. Variáveis Agronômicas	30
3.9.1.1. Características de crescimento, produção e fitomassa	30
3.9.1.2. Teor de óleo	31
3.10. Cálculos da Fitorremediação	31
3.11. Análises estatísticas	33
4.0. RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
4.1. Qualidade física, química e microbiológica do composto orgânico	34
4.2. Parâmetros avaliados	38
4.2.1. Variáveis de crescimento da mamona	38
4.2.1.1. Altura das plantas	38
4.2.1.2. Diâmetro do caule	44
4.2.1.3. Área foliar	47
4.3. Componentes da produção	51
4.3.1. Produção de massa seca	51
4.3.2. Número de frutos, número de sementes e teor de óleo	54
4.4. Fitorremediação	57
4.4.1. Concentração de cobre (Cu) e zinco (Zn) nas plantas (parte aérea + raiz)	57
4.4.2. Variáveis fitoextratoras	60
4.4.2.1. Índice de translocação e coeficientes de fitoextração dos metais	60
4.4.2.2. Eficiência, Número de ciclos e Tempo necessário para total remoção total dos metais pesados	63
5.0. CONCLUSÕES	65
6.0. REFERÊNCIAS	66
ANEXO	77

CULTIVO DA MAMONA E SEU POTENCIAL FITORREMEIADOR SOB ADUBAÇÃO NITROGENADA E IRRIGAÇÃO COM ÁGUA RESIDUÁRIA

Orientadores: Dr. Carlos Alberto Vieira de Azevedo

Dra. Maria Sallydelândia Sobral de Farias

RESUMO

O rápido crescimento da população no último século contribuiu para um sensível desequilíbrio ambiental, especialmente causado pelos resíduos produzidos. Os estudos de novas formas de reutilização desses resíduos na agricultura têm-se tornado uma boa alternativa para substituir a adubação química. Isto proporciona um elevado aporte de nutrientes às plantas, baixando os custos com a produção agrícola. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar o uso de composto orgânico oriundo de lixo doméstico e a irrigação com água residuária doméstica tratada no desenvolvimento e produção da mamona, bem como o seu potencial em absorver os metais como o cobre e o zinco. Para isto, as plantas foram cultivadas em ambiente protegido pertencente à Universidade Federal de Campina Grande, PB. O delineamento experimental foi em blocos casualizado em esquema fatorial 6 x 2, com 3 repetições, em que 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 desenvolvimento, a produção e o teor de óleo da mamona BRS - Paraguaçu. Por outro lado, a utilização da água residuária não influenciou significativamente nos parâmetros avaliados. O teor de óleo para a Dose 1 (testemunha absoluta) foi de 27,70 % enquanto na dose 5 (180 kg. N. ha⁻¹) obteve 51,50% de teor de óleo, sendo 1,86 vezes maior que o teor de óleo obtido quando não houve utilização do composto de lixo como fertilizante. As mamonas se mostraram mais eficientes na absorção e translocação do zinco quando irrigadas com água residuária doméstica tratada. Conseqüentemente, a adubação orgânica oriunda da compostagem de lixo urbano e a irrigação com água residuária doméstica tratada, pode substituir a adubação química no cultivo de mamona BRS Paraguaçu.

Palavras-chave: resíduo sólido, contaminação, fitoextração

CULTIVATION OF CASTOR BEAN AND ITS POTENTIAL IN NITROGEN AND FITORREMEIADOR IRRIGATION WITH WASTEWATER

Orientadores: Dr. Carlos Alberto Vieira de Azevedo

Dra. Maria Sallydelândia Sobral de Farias

ABSTRACT

In the last century, the rapid growth of the population contributed to a sensitive environmental imbalance, particularly caused by waste. Studies of new techniques to reuse such waste in agriculture has become a new paradigm. The reuse can replace chemical fertilizers which leads to an increase the input of nutrients to plants as well as decrease the cost of agricultural production. By this way, the objective of this thesis is to evaluate the use of compost derived from household waste and irrigation with treated domestic wastewater in the development and production of castor oil and its potential to absorb the metals like copper and zinc. In order to achieve this objective, experiments were carried out with the plants in a greenhouse belonging to the Federal University of Campina Grande, PB. The experimental layout was randomized blocks in six by two factorial arrangement with 3 replications, where the 6 doses of available nitrogen in compost solid waste (0, 60, 100, 140, 180, 220 kg. N. ha⁻¹) and two types of water (drinking water and treated domestic wastewater). It was found that nitrogen rates have significantly influenced, with respect to the development, production and oil content of castor BRS Paraguaçu. However, the use of wastewater did not significantly influence the parameters evaluated. The oil content for the first dose (control) was 27.70% while the fifth dose (180 kg. N. ha⁻¹) obtained in 51.50% oil content, which corresponds to 1.86 times higher than the oil content obtained when using compound no waste as fertilizer. The mamonas were more efficient at absorption and translocation of zinc in irrigated with treated domestic wastewater water. The organic fertilizer derived from composted urban waste water and irrigation with treated domestic wastewater, can replace chemical fertilizer in cultivation of castor BRS Paraguaçu.

Keywords: solid waste, contamination, phytoextraction

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

Al – Alumínio

As – Arsênio

C – Carbono

CAGEPA – Companhia de Água e Esgotos da Paraíba

Cd – Cadmio

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

pH – Potencial Hidrogeniônico

Pb – Chumbo

Se – Selênio

WHO – World Health Organization

Zn – Zinco

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mecanismos utilizados pelas plantas no processo de fitorremediação	11
Figura 2. Local de condução do experimento	22
Figura 3. Montagem das unidades experimentais	23
Figura 4. Croqui do experimento	24
Figura 5. Plantas com 5 dias após o plantio (A) e Plantas com 15 dias após a germinação em uma visão geral do experimento(B)	27
Figura 6. Altura de plantas da mamona BRS-188/Paraguaçu em diferentes épocas, irrigadas com água residuária	42
Figura 7. Análise de regressão para o desdobramento da interação entre os tipos de água e doses de N referentes à altura de plantas da mamona BRS – Paraguaçu aos 60 e 105 DAE.	43
Figura 8. Modelos de regressão para a altura de plantas da mamona BRS-188/Paraguaçu em diferentes épocas, irrigado com dois tipos de água e doses crescentes de nitrogênio	45
Figura 9. Área foliar das plantas de mamona BRS Paraguaçu em diferentes épocas, irrigadas com dois tipos de água e doses crescentes de nitrogênio	50
Figura 10. Peso seco da parte aérea (A) e peso seco da raiz (B) da mamona BRS – Paraguaçu em função de duas doses de nitrogênio e duas águas	52
Figura 11. Número de frutos (A), número de sementes (B) e teor de óleo (C) da mamona BRS Paraguaçu em função de doses de nitrogênio e duas águas	56
Figura 12. Teores de Zinco e Cobre na parte aérea e na raiz da mamoneira BRS Paraguaçu em função de dois tipos de água de irrigação (A e B)	59
Figura 13. Índices de Translocação (IT) e Coeficiente de Fitoextração (CF) em mamoneira ‘BRS Paraguaçu’, em função de dois tipos de água de irrigação	62

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Análise das características físico-químicas do Neossolo Regolítico utilizado no preenchimento das unidades experimentais	25
Tabela 2. Caracterização química das águas utilizadas nas irrigações, água potável e residuária doméstica tratada	28
Tabela 3. Coeficiente de cultivo (Kc) correspondente à cultura da mamona, em diferentes fases de desenvolvimento	29
Tabela 4. Caracterização do composto orgânico oriundo de resíduo sólido urbano	34
Tabela 5. Resultado da análise biológica do composto orgânico oriundo de resíduo sólido urbano	37
Tabela 6. Resumo da análise de variância referente à variável altura das plantas da mamona BRS Paraguaçu, submetida à irrigação com água residuária e adubação nitrogenada	40
Tabela 7. Resumo da análise de variância referente à variável diâmetro do caule da mamona BRS Paraguaçu para a água potável residuária doméstica tratada	46
Tabela 8. Resumos da análise de variância referente ao desdobramento da variável área foliar das plantas da mamoneira BRS Paraguaçu irrigadas com residuária doméstica tratada	49
Tabela 9. Resumo da análise de variância referente ao desdobramento das variáveis massa seca da parte aérea e massa seca da raiz das plantas de mamona ‘BRS Paraguaçu’ para a água potável e residuária	53
Tabela 10. Resumo da análise de variância referente a número de frutos, número de sementes e teor de óleo das plantas de mamona ‘BRS Paraguaçu’, em função da adubação nitrogenada e irrigação com água residuária tratada	54
Tabela 11. Resumo da análise de variância da quantidade acumulada de Zn e Cu na mamoneira BRS Paraguaçu (parte aérea + raiz) em função da adubação nitrogenada e irrigação com água residuária tratada	57
Tabela 12. Resumo das análises de variância para o índice de translocação e coeficiente de fitoextração para os metais zinco e cobre, em função do tipo de água de irrigação (AR).	60
Tabela 13. Eficiência de remoção (ER), número de ciclos (NC) e tempo necessário para remoção (TR) total dos metais pesados do solo irrigado com água potável (AP) e água residuária doméstica tratada (AR).	63

1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional ou demográfico vem sendo analisado por cientistas como razão do uso intensivo dos recursos naturais. Em 2011 se ultrapassou a marca de 7 bilhões de pessoas no planeta, cuja demanda pelos recursos naturais é consequência deste contingente. Os estudos demonstram que países com rápido crescimento demográfico vêm enfrentando dificuldades para gerar um desenvolvimento econômico sustentável. Com uma população tão grande e em constante crescimento, a demanda por água, alimentos e tecnologia é cada vez maior, sendo quase utópico se imaginar este consumo sem impacto algum.

Desde o surgimento dos primeiros centros urbanos, a produção de resíduo sólido urbano e de esgoto se apresenta como problema de difícil solução. A falta de destino adequado tem comprometido os recursos naturais, com consequências marcantes no sistema solo-planta-atmosfera. Os impactos antropogênicos são muitos, mas é possível reduzi-los através da produtividade sustentável. O conceito da sustentabilidade surge, então, com a necessidade de desenvolver atividades que durem em longo prazo, se auto mantendo, abastecendo o presente e preservando a sobrevivência futura da atividade.

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.

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, apresentado 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.

Uma técnica de remediação natural é a fitorremediação que, segundo Andrade (2007), apresenta grande versatilidade podendo ser utilizada para remediação de meio aquoso, ar ou solo, com variantes que dependem dos objetivos a serem atingidos. A técnica envolve mecanismos como: Fitoextração; Fitotransformação ou fitodegradação; Fitovolatilização; Fitoestimulação. Neste contexto utilizar os mecanismos da fitorremediação com a utilização de plantas que além de apresentar capacidade de acumular contaminantes e ainda de ter potencial econômico, vem a ser uma estratégia ambiental promissora caracterizando-se, desta forma, como reúso planejado ou sustentável.

Atualmente, a mamoneira (*Ricinus communis* L) é considerada uma oleaginosa de alto valor industrial haja vista que o óleo extraído de suas sementes é matéria-prima para várias indústrias, com destaque para a produção de biodiesel. A mamoneira, pelo fato de ser uma cultura industrial, em que seus produtos e coprodutos não são diretamente utilizados na alimentação humana, se constitui em boa alternativa para ser cultivada com água residuária (Xavier, 2007).

Ante o exposto, a premissa básica desta tese é avaliar o cultivo da mamona 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

Verificar o potencial fitorremediador da cultura da mamona irrigada com água residuária e adubada com composto de resíduo sólido urbano, tal como o efeito do resíduo e da irrigação no crescimento e produção da cultura.

1.1.2. Objetivos específicos

- a) Analisar as características físicas, químicas e microbiológicas do composto orgânico produzido na usina de reciclagem do Município de Esperança, PB, e compará-las com a normatização vigente e potencial de uso na agricultura.
- b) Avaliar as características dos componentes de crescimento e produção das plantas de mamona e comparar o comportamento da mamoneira quando irrigado, com água potável e residuária.
- c) Analisar o conteúdo dos metais pesados zinco e cobre translocados pelas plantas de mamona.
- d) Calcular o Índice de Translocação (IT), o Coeficiente de Fitoextração (CF), a Eficiência de remoção e o tempo necessário para a remoção do cobre e do zinco do solo, através da cultura da mamona.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEORICA

2.1 A cultura da mamona

A mamoneira (*Ricinus communis* L.) é uma oleaginosa de destacada importância no Brasil e no mundo. Seu óleo é uma matéria prima de aplicações na indústria química devido às características peculiares à sua molécula que lhe fazem o único óleo vegetal naturalmente hidroxilado, além de uma composição com predominância de um único ácido graxo, ricinoléico, o qual lhe confere as propriedades químicas atípicas (EMBRAPA, 2010).

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.

Embora a mamoneira seja encontrada como planta nativa em diversas regiões do Brasil, como planta cultivada ela se adapta melhor aos climas quentes; assim a região Nordeste apresenta áreas ideais para seu cultivo. Quase todos os Estados do Nordeste dispõem de clima com temperatura e pluviosidade adequadas para a cultura. A maior exigência de água desta oleaginosa ocorre no início da fase vegetativa; ela produz economicamente em áreas em que a precipitação pluvial mínima ocorre até o início da floração, ou seja, em torno de 400 mm. Chuvas fortes podem provocar queda dos frutos, proporcionando perda. Na fase que vai da floração até a maturação dos frutos, muita umidade relativa e temperaturas mais amenas podem favorecer o desenvolvimento de doenças, principalmente do mofo cinzento.

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. 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), níquel (Ni) e matéria orgânica (Mo). Além desses elementos também são citados o Co, considerado benéfico ao desenvolvimento vegetal; o As, que é um semi-metal e o Se, um não-metal com densidade inferior a 5 g cm⁻³ (Simão e Siqueira, 2001).

Conforme Alloway e 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 e Pendias, 1992).

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

2.2.1. Disponibilidade do zinco

O zinco (Zn) se encontra distribuído uniformemente nas rochas magmáticas. Sua solubilização produz Zn^{2+} que é a forma mais comum e móvel do solo, sendo fortemente retido pela argila e pela matéria orgânica, tornando o elemento praticamente imóvel no solo. A adsorção do Zn^{2+} pode ser reduzida com pH baixo (< 7), levando à mobilização e lixiviação do Zn. Logo, os fertilizantes amoniacais aumentam sua absorção pelas culturas. Sua disponibilidade pode ser controlada pela calagem do solo ou pela adição de matéria orgânica (Kabata-Pendias e Pendias, 1992; Berton, 1992)

O Zn é um metal muito utilizado, especialmente como cobertura protetora para outros metais como o ferro e o aço, ligas de bronze e latão, baterias e em componentes elétricos, e sua contaminação está comumente ligada à mineração, estando o Cd sempre presente. Outras fontes de contaminação são aço galvanizado, lodo de esgoto e o esterco de porco (Alloway e Ayres, 1997).

2.2.2. Disponibilidade do cobre

O cobre ocorre em abundância na crosta terrestre, como concentração em torno de 24 a 55 mg kg⁻¹ (Baker e Senft, 1995). É um cátion muito versátil e possui grande habilidade em interagir com os componentes minerais e orgânicos do solo. Precipita com os ânions sulfeto, carbonato e hidróxido, demonstrando que é relativamente imóvel nos solo, e a forma na superfície é o cátion Cu²⁺. Todos os minerais do solo são capazes de adsorver íons Cu da solução e suas maiores quantidades são encontradas em óxidos de ferro e manganês, hidróxidos amorfos de ferro e alumínio e argilas. Vários tipos de substâncias orgânicas formam complexos solúveis e insolúveis com o cobre. Apesar de ser um dos metais pesados menos móveis, é abundante nas soluções de todos os tipos de solo. Suas formas mais comuns na solução são os quelatos orgânicos solúveis. (Kabata-Pendias e Pendias, 1992).

Segundo Redente e Richards (1997) sua disponibilidade diminui com o aumento do pH do solo; e a biodisponibilidade de formas solúveis de cobre depende do peso molecular, pois quanto menor o peso, maior sua disponibilidade (Kabata-Pendias e Pendias, 1992).

Este elemento é utilizado como algicida na forma de sulfato de cobre e em encanamento de água residencial. Por ser um micronutriente, sua deficiência causa perdas de produção em várias culturas, especialmente cereais; e seu excesso é altamente tóxico para as plantas e para os microrganismos do solo danificando a mineralização de resíduos vegetais e a fixação de nitrogênio em legumes. Sua poluição ocorre por resíduos industriais, nas minas e refinarias de cobre, na fabricação de latão, em cortumes e preservativos de madeira; por resíduos agrícolas, no uso excessivo de fertilizantes contendo cobre, e no esterco de porco e por resíduos residenciais como o lodo de esgoto (Alloway e Ayres, 1997; Kabata-Pendias e Pendias, 1992; Berton, 1991).

2.3. 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 fabricação 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 e 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 e 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 e Siqueira, 2001).

2.4. 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 E 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 e 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 e Pendias, 1992; Berton, 1992).

Segundo Accioly e 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 e Alkorta, 2001). Quanto à absorção de metais pesados pelas raízes, Kabata-Pendias e 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.

2.5. Fitorremediação

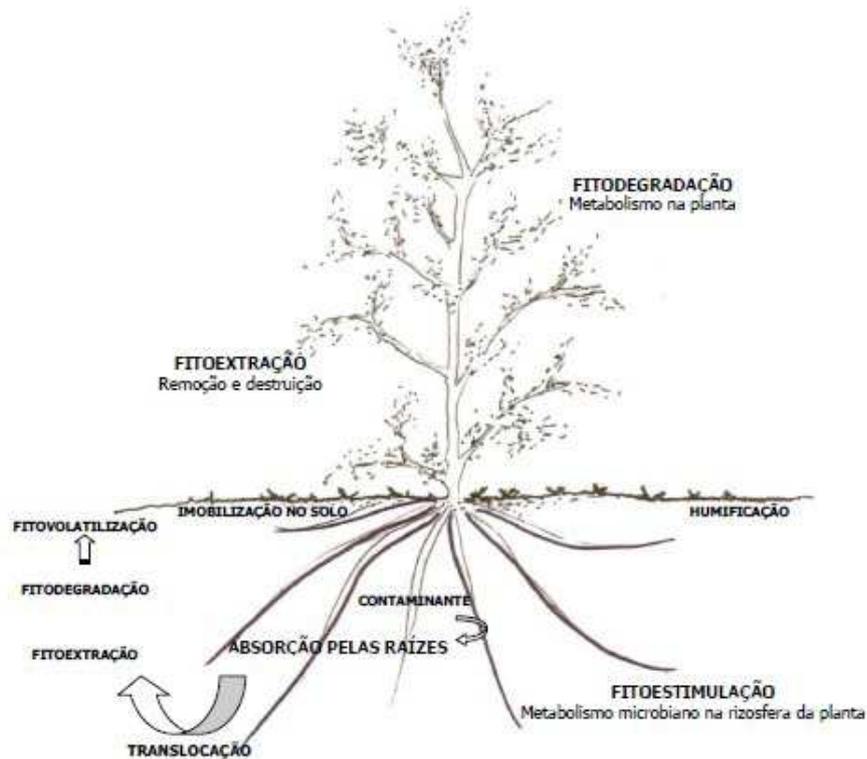
A remediação de ambientes contaminados por meio de sistemas e processos vegetais (fitorremediação) movimentou um mercado de 100 a 150 milhões de dólares nos EUA, o que corresponde a 0.5 % do mercado total de remediação naquele país (Pilon-Smiths, 2005). No Brasil, a comercialização desta tecnologia é 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.



Fonte : Andrade *et al* (2007)

Figura 1. Mecanismos utilizados pelas plantas no processo de fitorremediação

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 Chaney (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 e 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 e 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).

2.5.1. 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 e 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 e 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).

2.5.2. 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; Baird, 2001), pois até mesmo o melhor acumulador de metais como *Thlaspi caerulescens*, exige um período relativamente longo de cultivos contínuos para descontaminar uma área (Garbisu e 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 e Siqueira, 2000).

A fitorremediação de áreas com alta contaminação não é possível, pois é difícil obter concentrações maiores que 2 g 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).

2.6. Compostagem

2.6.1. 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, etc...), 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, etc...) 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.

2.6.2. 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; Grossi, 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.

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 e Conte e 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 (Logan & Chaney, 1983; 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).

2.7. Reúso de água na irrigação

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. No polígono das secas do nosso nordeste, a dimensão do problema é ressaltada por um anseio que já existe há 75 anos, com vista à transposição do Rio São Francisco, visando o atendimento da demanda dos estados não riparianos, da região semiárida, situados ao norte e a leste de sua bacia de drenagem.

Diversos países do oriente médio, em que a precipitação média oscila entre 100 e 200 mm por ano, dependem de alguns poucos rios perenes e pequenos reservatórios de água subterrânea, geralmente localizados em regiões montanhosas, de difícil acesso. A água potável é proporcionada através de sistemas de desalinação da água do mar e, devido à impossibilidade de manter uma agricultura irrigada, mais de 50% da demanda de alimentos são satisfeitos através da importação de produtos alimentícios básicos.

O fenômeno da escassez não é, entretanto, atributo exclusivo das regiões áridas e semiáridas. Muitas regiões com recursos hídricos abundantes, mas insuficientes para atender às demandas excessivamente elevadas, também experimentam conflitos de usos e sofrem restrições de consumo, que afetam o desenvolvimento econômico e a qualidade de vida. A Bacia do Alto Tietê, que abriga uma população superior a 15 milhões de habitantes e um dos maiores complexos industriais do mundo dispõe, pela sua condição característica de manancial de cabeceira, vazões insuficientes para a demanda da Região Metropolitana de São Paulo e municípios circunvizinhos. Esta condição tem levado à busca incessante de recursos hídricos complementares de bacias

vizinhas que trazem, como consequência direta, aumentos consideráveis de custo, além dos evidentes problemas legais e político-institucionais associados. Esta prática tende a se tornar cada vez mais restritiva, face à conscientização popular, arregimentação de entidades de classe e ao desenvolvimento institucional dos comitês de bacias afetadas pela perda de recursos hídricos valiosos.

Nessas condições, o conceito "substituição de fontes", se mostra como a alternativa mais plausível para satisfazer a demandas menos restritivas, liberando as águas de melhor qualidade para usos mais nobres, como o abastecimento doméstico. Em 1985, o Conselho Econômico e Social das Nações Unidas estabeleceu uma política de gestão para áreas carentes de recursos hídricos, que suporta este conceito: "a não ser que exista grande disponibilidade, nenhuma água de boa qualidade deve ser utilizada para usos que toleram águas de qualidade inferior".

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.

A água é uma substância essencial para a sobrevivência de todas as espécies de vida existentes em nosso planeta Terra. Seu uso tem aumentado de forma espantosa nas últimas décadas, seja para o consumo humano, industrial ou agrícola, decorrentes do crescimento populacional que quadruplicou no último século, no mundo. Por isso é necessário que se esse recurso seja reutilizado para garantir água de boa qualidade para as gerações futuras.

Segundo Brega Filho e 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, segundo Brega Filho e Mancuso (2002), 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.

Encontra-se na literatura vários conceitos sobre reuso, o que dificulta o entendimento desta prática. No entanto, de acordo com a Organização Mundial de Saúde (WHO, 1973), existem as seguintes categorias:

- Reúso 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 à jusante, de forma diluída;
- Reúso 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 reúso da água internamente, em instalações industriais, tendo como objetivo a economia de água e o controle da poluição.

2.7.1. Potencial e limitações do reúso de água

O reúso 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 reúso 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 reúso 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 e 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 e 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 e 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. 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 reúso. 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 reúso 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 reúso no Brasil. Porém, conforme Fink e 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 reúso 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

O experimento foi instalado e conduzido em casa de vegetação 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, no período de 19 de março a 15 de agosto de 2012. De acordo com o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) o município possui um clima com temperaturas mais 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 do experimento

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. 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

Cada unidade experimental foi constituída de um vaso plástico com capacidade para 60 litros, 55 cm de altura e 40 cm de diâmetro. O material utilizado foi colocado em camadas, ou seja: na parte inferior dos vasos foram adicionados 15 cm de brita número zero + areia, para facilitar a drenagem e evitar perda de material de solo; em seguida, 15 cm de solo peneirado e, por último, uma camada de 15 cm com solo homogeneizado com composto de resíduo sólido urbano (Figuras 3A e 3B). Foi deixada em todos os vasos, uma folga de 10 cm na parte superior para realização dos tratos culturais e manejo de irrigação. Os vasos foram perfurados nas duas laterais para o encaixe de torneiras com mangueiras, para facilitar o escoamento do fluxo drenado até as garrafas plásticas.



(A)



(B)

Figura 3: Montagem das unidades experimentais

3.4. Croqui do experimento

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.

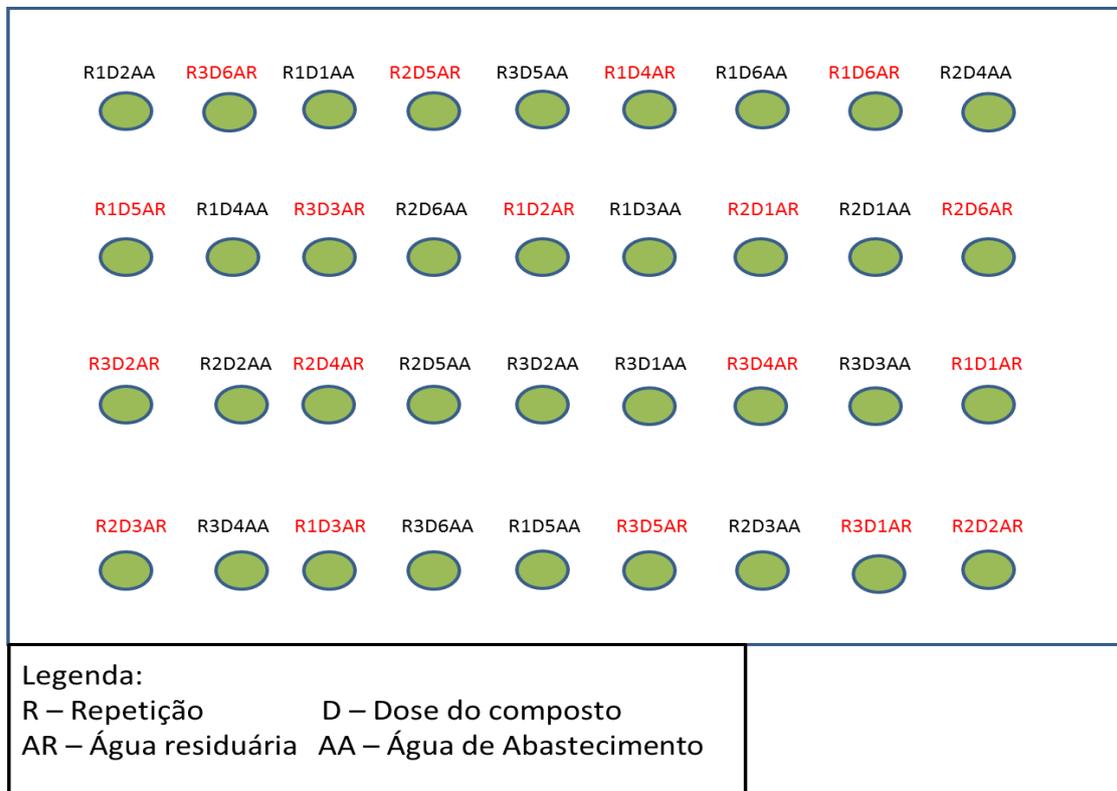


Figura 4. Croqui do experimento

3.5. 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 se realizaram 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

3.6. 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, tempo suficiente para que a matéria orgânica fosse estabilizada pela ação de micro-organismos.

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), 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.

3.7. Cultura utilizada e tratamentos culturais

A cultura utilizada foi a Mamona (*Ricinus communis* L.) variedade BRS Paraguaçu, lançada em 1999 pela EMBRAPA. De porte baixo, tem altura média de 1.60 m., caule de coloração roxa, com cera, racemo oval, frutos semideiscentes e sementes de coloração preta.

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 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) quando se deu a primeira leitura biométrica.



(A)



(B)

Figura 5. Plantas com 5 dias após o planto (A) e Plantas com 15 DAE em uma visão geral do experimento (B)

Durante o ciclo da cultura, que foi de 150 dias, realizou-se o controle manual de plantas daninhas. O controle de pragas foi realizado de acordo com a necessidade da cultura e teve caráter preventivo, visando o desenvolvimento adequado das plantas.

3.8. 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. As análises da água residuária doméstica tratada foram feitas a cada 45 dias, a partir do momento em que se iniciou a irrigação, conforme Tabela 2.

Tabela 2. Caracterização química das águas utilizadas nas irrigações, água potável e residuária doméstica tratada

Parâmetros	Água Potável	Água Residuária Tratada		
		45 dias	90 dias	135 dias
pH	7,3	8,30	8,30	8,70
CE (dS m ⁻¹)	0,30	1,32	1,43	1,45
P-Total (mg L ⁻¹)	ausente	3,59	3,52	3,68
K (mg L ⁻¹)	5,43	19,20	24,70	14,70
N-Total (mg L ⁻¹)	ausente	28,6	28,5	31,1
Ca (mg L ⁻¹)	20	98,20	91,00	62,60
Mg (mg L ⁻¹)	15,5	33,40	29,50	16,70
Na (mg L ⁻¹)	35,57	140,60	134,20	114,50
Zn (mg L ⁻¹)	ausente	0,01	0,01	0,01
Cu (mg L ⁻¹)	ausente	0,08	0,06	0,05
Fe (mg L ⁻¹)	ausente	0,01	0,01	0,01
Mn (mg L ⁻¹)	ausente	0,03	0,01	0,02

* Análises realizadas no Laboratório de Referência em Dessalinização (LABDES) da Universidade Federal de Campina Grande

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 (Kc) correspondente à cultura da mamona, 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 ETo 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:

$$ETo = Kp \times EV \quad (2)$$

em que:

Kp - coeficiente de tanque

EV - evapotranspiração do tanque, em mm dia⁻¹

O coeficiente de tanque (Kp) adotado foi 0,75, de acordo com as características da estação meteorológica (Allen et al., 1998). Para a estimativa da evapotranspiração de cultura utilizaram-se coeficientes de cultura (Kc) desenvolvidos por Doorenbos & Pruitt (1977) conforme o Quadro 2.

Tabela 3. Coeficiente de cultivo (Kc) correspondente à cultura da mamona, em diferentes fases de desenvolvimento.

Estádios de desenvolvimento	Caracterização dos estádios	Duração (Dias)	Kc's
Estádio I – Fase inicial	Germinação e crescimento inicial, quando a superfície do solo está coberta muito pouca ou quase nada pela cultura.	25	0,35
Estádio II – Fase de crescimento	Desde o final da fase inicial até se chegar a uma cobertura com sombreamento efetivo completo.	40	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.	65	1,05
Estádio IV – Fase do período final	Do estágio anterior até a plena maturação ou colheita	50	0,50

A irrigação com água residuária doméstica tratada se iniciou após a germinação das plântulas, isto é, quinto dia após a semeadura.

3.9. Parâmetros avaliados

3.9.1. 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 e produção da mamona, foram realizadas 7 avaliações a cada 15 dias após emergência das plantas:

3.9.1.1. Características de crescimento e produção

a) Altura da planta (AP) – Foi determinada em centímetros, entre o nível do solo e o apical.

b) Diâmetro caulinar – Foi medido com um paquímetro digital a 3 centímetros acima do nível do solo.

c) Área foliar – Foi obtida com o auxílio de uma régua, através do qual se mediu o comprimento da nervura principal da folha considerando-se a distância entre o ponto de inserção do pecíolo e a extremidade inferior da folha. O cálculo da área foliar/folha para a Mamona foi feito através da equação de Wendt (1967), utilizando-se a fórmula:

$$\text{Log (Y)} = -0,346 + [2,152 \times \text{Log (X)}] \quad (3)$$

Sendo: Y - a área foliar em cm²

X - o comprimento da nervura central da folha em cm

e) Produção de Fitomassa em g/vaso⁻¹ - Para a análise de matéria seca das folhas, caule e raiz, utilizou-se o método destrutivo, as plantas foram cortadas e suas partes separadas para cálculo da Fitomassa Epígea e Hipógea;

-Fitomassa Epígea

Massa Seca do Caule e das Folhas (g) – A parte aérea da planta foi cortada, separada (caule e folhas), pesada, lavada em água corrente e em água deionizada, posteriormente foram acondicionadas em sacos de papel conforme tratamentos e em seguida colocadas em estufa de circulação de ar forçada na temperatura de 60° C, permanecendo até peso

constante, para determinação da massa seca, conforme metodologia descrita por Vieira e Carvalho (1994).

-Fitomassa Hipógea

Massa Seca da Raiz (g) – as raízes, após serem coletadas, foram lavadas em água corrente e água deionizada, pesadas e em seguida colocadas em estufa de circulação de ar forçada à temperatura de 60 °C, permanecendo até peso constante para determinação da massa seca. Em seguida, determinou-se a massa seca das raízes e da parte aérea de cada planta, por meio de pesagem direta.

e) Número de frutos – Em cada cacho efetuou-se a contagem do número total de frutos. Depois de secos, os frutos foram abertos manualmente, contando-se o número de sementes.

3.9.1.2. Teor de óleo

As sementes da mamona foram encaminhadas ao Laboratório de Óleos da EMBRAPA Algodão, para fins de determinação do teor de óleo por meio de Ressonância Magnética Nuclear (RMN).

3.10. Cálculos da Fitorremediação

Os teores dos metais pesados Cu e Zn, disponíveis no solo das unidades experimentais calculados para cada nível de nitrogênio pré-estabelecido (0, 60, 100, 140, 180 e 220 kg de N ha⁻¹), foram: 0; 47,40; 79,00; 110,60; 142,20; 173,80 mg de cobre e 0; 145,00; 242,00; 338,80; 435,60 e 532,40 mg de zinco em cada vaso. As análises dos teores de metais pesados contidos nas plantas de mamona foram realizadas no Instituto Agronômico de Campinas (IAC).

Para analisar a absorção desses metais e verificar a possível tendência da mamona, variedade BRS Paraguaçu 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 Agrônomo de Campinas, onde foram feitas as análises de metal pesado.

Por meio da quantidade acumulada na parte aérea e nas raízes calcularam-se a percentagem de acúmulo de metais pesados (zinco e cobre) em relação ao acúmulo total e o índice de translocação dos elementos, através das seguintes equações (4 e 5):

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):

$$CF = \frac{\text{Teor do metal}(mgkg^{-1}) \text{ na parte aérea}}{\text{Teor do metal}(mgkg^{-1}) \text{ inicial do solo}} \quad (4)$$

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).

$$IT(\%) = \frac{\text{Quantidade do metal acumulada na parte aérea}}{\text{Quantidade do metal acumulada na planta}} \times 100 \quad (5)$$

A eficiência da remoção dos metais pesados de interesse, tal como o tempo necessário para sua remoção destes nos níveis permitidos pela legislação vigente, foi calculado, pelas equações 6 e 7.

$$\text{Eficiência (\%)} = \frac{\text{QPA (mg.vaso}^{-1}\text{)}}{\text{QR (mg.vaso}^{-1}\text{)}} \times 100 \quad (6)$$

donde:

QPA - quantidade acumulada dos elementos na parte aérea, em mg.vaso⁻¹

QR - quantidade acumulada dos elementos a ser extraído, em mg.vaso⁻¹

$$\text{Tempo (anos)} = \frac{R}{\text{Eficiência (\%)}} / \text{NC} \quad (7)$$

donde:

R - porcentagem dos elementos a serem removidos do solo, em %

Eficiência - eficiência na remoção dos elementos, em %

NC - número de ciclos da cultura por ano

3.11. Análises estatísticas

Os resultados das variáveis determinadas durante o ciclo da mamona, 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.

4.0. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Qualidade física, química e microbiológica do composto orgânico

O Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) possui normas e resoluções para o uso de fertilizantes no solo (Instrução Normativa SDA Nº 27, 05 de Junho de 2006) atribuindo os valores máximos para os elementos químicos, descritos no Anexo A.

O composto orgânico utilizado no experimento apresenta os seguintes valores de referência para os parâmetros avaliados (Tabela 4).

Tabela 4. Caracterização do composto orgânico oriundo de resíduo sólido urbano

Parâmetros	Valores
pH	8,7
Umidade a 60 – 65 °C (%)	17,4
Matéria orgânica (g kg ⁻¹)	112
Carbono orgânico (g kg ⁻¹)	56,9
Nitrogênio Kjeldahl (g kg ⁻¹)	5,5
Relação C/N	10,3
Boro (mg kg ⁻¹)	6,4
Cádmio (mg kg ⁻¹)	0,4
Cálcio (g kg ⁻¹)	10,2
Chumbo (mg kg ⁻¹)	20,9
Cobre (mg kg ⁻¹)	39,5
Enxofre (g kg ⁻¹)	1,0
Ferro (mg kg ⁻¹)	1391
Fósforo (g kg ⁻¹)	4,9
Magnésio (g kg ⁻¹)	1,5
Manganês (mg kg ⁻¹)	70,1
Níquel (mg kg ⁻¹)	4,3
Potássio (mg kg ⁻¹)	2067
Zinco (mg kg ⁻¹)	121

Percebe-se que os valores do composto de resíduo sólido produzido na usina de reciclagem do município de Esperança, se encontram dentro dos valores de referência recomendados pelo MAPA através das normas vigentes podendo, portanto, ser utilizados para uso agrícola.

O nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) são macronutrientes necessários em grandes quantidades e fundamentais para o bom desenvolvimento das culturas, influenciando no crescimento, floração e controle de água dentro da planta, respectivamente. Nota-se que o composto utilizado contém teores significativos desses elementos, $N = 5,5 \text{ g kg}^{-1}$, $P = 4,9 \text{ g kg}^{-1}$ e $K = 2,067 \text{ g kg}^{-1}$ e $M.O = 112 \text{ g kg}^{-1}$ em comparação com os dados obtidos por Ruppenthal e Castro (2005) que utilizaram composto orgânico de lixo proveniente da usina de reciclagem e compostagem de lixo urbano do município de Marechal Cândido Rondon, PR., apresentando, na sua composição química, os seguintes teores totais, em g kg^{-1} , de: $MO = 248,0$; $P = 1,0$; $C = 138,0$; $K = 9,5$; $Ca = 43,8$; $Mg = 2,7$; $S = 2,0$; $N = 14,0$; em mg kg^{-1} : $Zn = 1.120$; $Mn = 928$; $Cu = 378$; $Fe = 80.240$; $Na = 880$ e $C:N = 0:1$. Constata-se que o composto utilizado nesta pesquisa possui $3,9 \text{ g kg}^{-1}$ a mais de P e 54,84% menos M.O. que o composto utilizado por Ruppenthal e Castro (2005).

Teixeira et al. (2002) e Brito et al. (2003) evidenciaram valores de índice pH de 6,8, relação C/N de 7,4 e cerca de 3,0 % de N, e em composto orgânico produzido com lixo orgânico urbano, caroço de açaí e serragem, Teixeira et al. (2004) observaram índice pH de 6,42; relação C/N de 11; 3,55% de N e 69,25% de matéria orgânica. Segundo Kiehl (2002), um composto está maturado quando a relação C/N está entre 8/1 e 12/1, média de 10/1 e o pH acima de 6,0. Assim sendo nota-se, na Tabela 4, que o composto orgânico utilizado no experimento possui valores de C/N 10,3 e pH 8,7, sendo considerado maturado. Os compostos, quando aplicados ao solo já maturados, apresentam particular interesse ao serem usados como fertilizantes. Esses produtos, como corretivos orgânicos, melhoram, com efeito, de forma muito significativa às propriedades físicas, químicas e biológicas dos solos. Campbell et al. (1991), afirmam que esses produtos incrementam o arejamento, a capacidade de retenção de água e de infiltração, contribuem para a redução da densidade aparente dos solos, para evitar incrustações de superfície e reduzir a lixiviação dos solos.

O composto de lixo possui vários micronutrientes, como Zn, Mn e Cu, que podem ser liberados para as plantas com o tempo, reduzindo ou mesmo substituindo o

uso de fertilizante. Entretanto, o composto que não atende às recomendações da legislação brasileira, isto é, que vem de um lixo indevidamente coletado (por exemplo, rico em pilhas e materiais metálicos) e separado, pode conter outros metais tóxicos considerados pesados, como Pb, Cr, Cd e Ni, em que, uma vez adicionados ao solo podem ser absorvidos pela planta entrando, assim, na sua cadeia alimentar (Silva et al., 2002). Particularmente neste caso, os valores referentes aos metais pesados se encontram dentro dos valores recomendados pela legislação brasileira e são menores que os valores de cobre e zinco, encontrados por Mantovani et al. (2005) no composto proveniente da Usina de Reciclagem de lixo do município de Assis, SP, que foi de 181 mg kg⁻¹ de cobre e 544 mg kg⁻¹ de zinco. Este fato pode ser associado ao poder econômico dos habitantes da região que definem o consumo de bens, uma vez que metais encontrados em lixo urbano estão associados a baterias, eletrônicos e pilhas, entre outros; quando a qualidade do composto orgânico é comprometida por altos teores de metais pesados, não deve ser utilizado em locais de utilização agrícola ou pastoril (Santos, 2012).

Segundo Silva et al. (2002) a utilização no solo de um composto de lixo que possua uma composição de metais pesados compatível com os valores apresentados na Tabela 4, mesmo em doses mais elevadas (80 a 150 mg ha⁻¹), não deve apresentar problemas de fitotoxidez.

Almeida (2003) constatou, avaliando os efeitos da aplicação de doses de composto de lixo urbano sobre os atributos químicos do solo, que os teores de Ca aumentaram em média de 148 a 507% e que o Mg se eleva, em média, de 62,3 a 132,5%, em relação ao tratamento controle. Já Lima et al. (2011) relatam que utilizando composto de lixo urbano adicionado ao substrato, promove maior crescimento das plantas de pinhão-manso. Estima-se que o máximo crescimento das mudas é obtido com a adição de 24% de composto de lixo ao material de subsolo. O composto de lixo urbano também foi testado com sucesso como fertilizante orgânico para diversas espécies, como gladiolo, abieiro, açazeiro, aroeira vermelha, pinhão-manso e outras (Cuevas, 2009).

Do ponto de vista agrônomo, os efeitos do uso de composto de lixo no cultivo de plantas têm sido relatados na literatura, por vários autores. Todavia, Ruppenthal & Castro (2005), constataram, trabalhando com diferentes doses de composto de lixo urbano sobre o desenvolvimento de plantas de gladiolo, que a aplicação de 10 t ha⁻¹ de

composto de resíduo sólido urbano proporcionou condições adequadas para melhoria das propriedades físicas e químicas do solo e melhorou o desenvolvimento das plantas.

Encontra-se, na Tabela 5, a determinação dos parâmetros biológicos do composto de lixo orgânico produzido no município de Esperança, PB.

Tabela 5. Resultado da análise biológica do composto orgânico oriundo de resíduo sólido urbano

Parâmetros	Unidade ⁽¹⁾	Valores
Coliforme Termotolerantes	NMP ² g ⁻¹ de MS	134,65
<i>Salmonella</i> sp.	NMP 10g ⁻¹ de MS	Ausente
Ovos viáveis de helmintos	Ovos 4g ⁻¹ de ST	0,11

* Análise realizada no Instituto Agrônomo de Campinas (IAC) ; ¹ Resultados expressos na amostra em base seca; ² Número mais provável

Os valores encontrados para os parâmetros biológicos estão abaixo dos valores máximos admitidos na Instrução Normativa DAS n^o 27, de julho de 2006, para fertilizantes orgânicos, de 1.000,00 NMP g⁻¹ de MS, ausência em 10 g de massa seca e 1,0 (n^o em 4 g de ST) Coliforme Termotolerantes, *Salmonella* sp. e ovos viáveis de helmintos, respectivamente, considerados adequados para o uso agrícola, de acordo com a normatização brasileira.

Com relação à presença de agentes patogênicos citados na Tabela 5, alguns cientistas acreditam ser pouco prático estabelecer níveis limites de patogênicos para os compostos produzidos nos países em desenvolvimento e que a única abordagem viável é controlar melhor o próprio processo de compostagem, através da seleção dos materiais orgânicos que serão utilizados ou, então, monitorando a temperatura (Hoornweg et al., 1999).

Várias pesquisas têm comprovado a eficácia do uso de composto orgânico proveniente de resíduo sólido, em substituição à adubação química, tanto no incremento da produção quanto na melhoria da qualidade do solo devido aos seus teores de elementos essenciais. Lima et al. (2011) e Santos (2012) avaliaram os efeitos da aplicação de diferentes doses de composto de lixo urbano nos atributos químicos de um substrato formulado com Neossolo Regolítico, textura arenosa, mesmo solo utilizado na presente pesquisa e constataram que o uso de composto de lixo urbano na formulação de

substratos para o cultivo de plantas contribui significativamente para a melhoria da fertilidade do substrato, fato que corrobora com esta pesquisa.

4.2. Parâmetros avaliados

4.2.1. Variáveis de crescimento da mamona

4.2.1.1 Altura das plantas

Na Tabela 6, se encontram os resumos da análise de variância e os valores médios da altura das plantas da mamona, em diferentes épocas, em resposta à aplicação de diferentes doses de nitrogênio e irrigação com água residuária tratada.

Através dos resultados encontrados na Tabela 6 nota-se efeito significativo da qualidade da água aos 60, 90 e 105 dias após a emergência (DAE). Para as doses de nitrogênio verificou-se efeito significativo a 1% de probabilidade, em todas as avaliações, com exceção das duas últimas avaliações, aos 90 e 105 DAE. Já quando se analisa a interação (qualidade de água x doses de nitrogênio) verifica-se efeito significativo apenas aos 60 e 105 DAE.

Em relação às doses crescentes de nitrogênio aplicadas via composto de lixo urbano, constatou-se que o melhor ajuste, para as médias da variável altura de plantas, foi o modelo de regressão quadrático para as leituras realizadas aos 30, 75 e 90 DAE (Figuras 6A, 6B, 6C).

Observa-se, na Tabela 6, 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 180 kg N ha⁻¹ obtiveram maior crescimento nas condições desta pesquisa. Segundo os dados de lançamento da variedade BRS-188/Paraguaçu (EMBRAPA, 1999) em condições de campo, as plantas podem atingir altura entre 110 a 160 cm, necessitando de aplicação de reguladores de crescimento. Entretanto, o uso do composto orgânico nas doses de nitrogênio de 180 kg N ha⁻¹ e 220 kg N ha⁻¹, proporcionou altura das plantas entre 105,50 e 97,83 cm, respectivamente, o que foi considerado bom, pois segundo os dados de lançamento da mamona variedade BRS Paraguaçu, as plantas podem atingir, em condições de campo, altura de 160 cm. Houve uma redução no crescimento nas plantas submetidas à dose de

220 kg N ha⁻¹ a partir dos 75 DAE, sendo maiores as médias das plantas submetidas à dose de 180 kg N ha⁻¹, este fato ocorreu devido, provavelmente, às elevadas quantidades de metais pesados existentes no composto de lixo utilizado que, a partir de certa dose, passa a interferir negativamente no crescimento da planta. Além disto, as plantas que não receberam o composto de resíduo sólido urbano como fertilizante, obtiveram as menores médias durante todo o experimento.

Referindo-se às médias das alturas das plantas avaliadas a cada 15 dias percebe-se, na Tabela 6, que todas 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 75 e 105 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 fertilizantes, 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 6. Resumo da análise de variância referente à variável altura das plantas da mamona BRS Paraguaçu, submetida á irrigação com água residuária e adubação nitrogenada

Fonte de Variação	GL	Quadrados Médios						
		15 DAE	30 DAE	45 DAE	60 DAE	75 DAE	90 DAE	105 DAE
Tipo de água (A)	1	1,777 ^{ns}	43,340 ^{ns}	39,062 ^{ns}	417,346 ^{**}	84,028 ^{ns}	958,117 ^{**}	754,044 ^{**}
Doses de Nitrogênio (N)	5	157,178 ^{**}	260,579 ^{**}	339,807 ^{**}	827,365 ^{**}	710,783 ^{**}	66,694 ^{ns}	49,000 ^{ns}
N x A	5	10,494 ^{ns}	14,060 ^{ns}	15,329 ^{ns}	96,556 ^{**}	90,561 ^{ns}	85,228 ^{ns}	106,933 ^{**}
Regressão Linear	1	304,528 ^{**}	1241,440 ^{**}	1508,737 ^{**}	4020,041 ^{**}	1635,031 ^{**}	2014,706 ^{**}	1066,977 ^{**}
Regressão Quadrática	1	47,154 ^{ns}	27,468 ^{ns}	87,926 [*]	76,077 ^{ns}	948,535 ^{**}	1227,213 ^{**}	1228,157 ^{**}
Regressão Cúbica	1	0,906 ^{ns}	12,891 ^{ns}	62,882 ^{ns}	9,032 ^{ns}	394,497 ^{ns}	422,731 [*]	47,425 ^{ns}
Resíduo	24	356,569	26,914	21,844	24,504	62,818	83,235	73,148
Total	35							
CV (%)		16,92	12,30	8,25	6,99	9,39	9,93	8,93
Doses de N (kg ha⁻¹)		Médias das alturas das plantas (cm)						
0		11,9500	31,017	43,000	52,550	63,167	68,000	74,667
60		13,3000	40,100	55,917	62,185	92,500	102,333	104,00
100		13,5000	40,850	55,500	66,942	83,833	89,000	93,333
140		12,8500	44,133	59,333	71,700	86,834	95,500	99,000
180		13,0333	47,500	61,500	78,470	91,667	101,000	105,500
220		14,7166	49,550	64,667	84,214	86,500	95,667	97,833
Fonte de água								
Água potável		16,555 a	40,433 a	55,611 a	65,977 b	78,333 a	100,332 a	85,333 a
Água residuária		16,556 a	43,288 a	57,694 a	72,705 a	88,333 a	103,333 b	101,333 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-mansão, apresentou redução do crescimento quando o nitrogênio foi omitido.

Albuquerque et al. (2008) apresentaram, avaliando diferentes doses de nitrogênio e níveis de água disponível no solo, aos 150 DAS, que as plantas de pinhão-mansão 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 é uma cultura 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.

Pela derivação da equação correspondente ao modelo quadrático, calcularam-se as doses de 151 e 152 de N ha^{-1} que corresponderam às alturas máximas obtidas aos 75 e 90 DAE, as quais estão representadas nas Figuras 6B e 6C.

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 105 DAE, se ajustaram a um modelo de regressão polinomial com boa correlação dos dados indicados pelo valor de R^2 , superior a 70%, conforme visualizado na Figura 7.

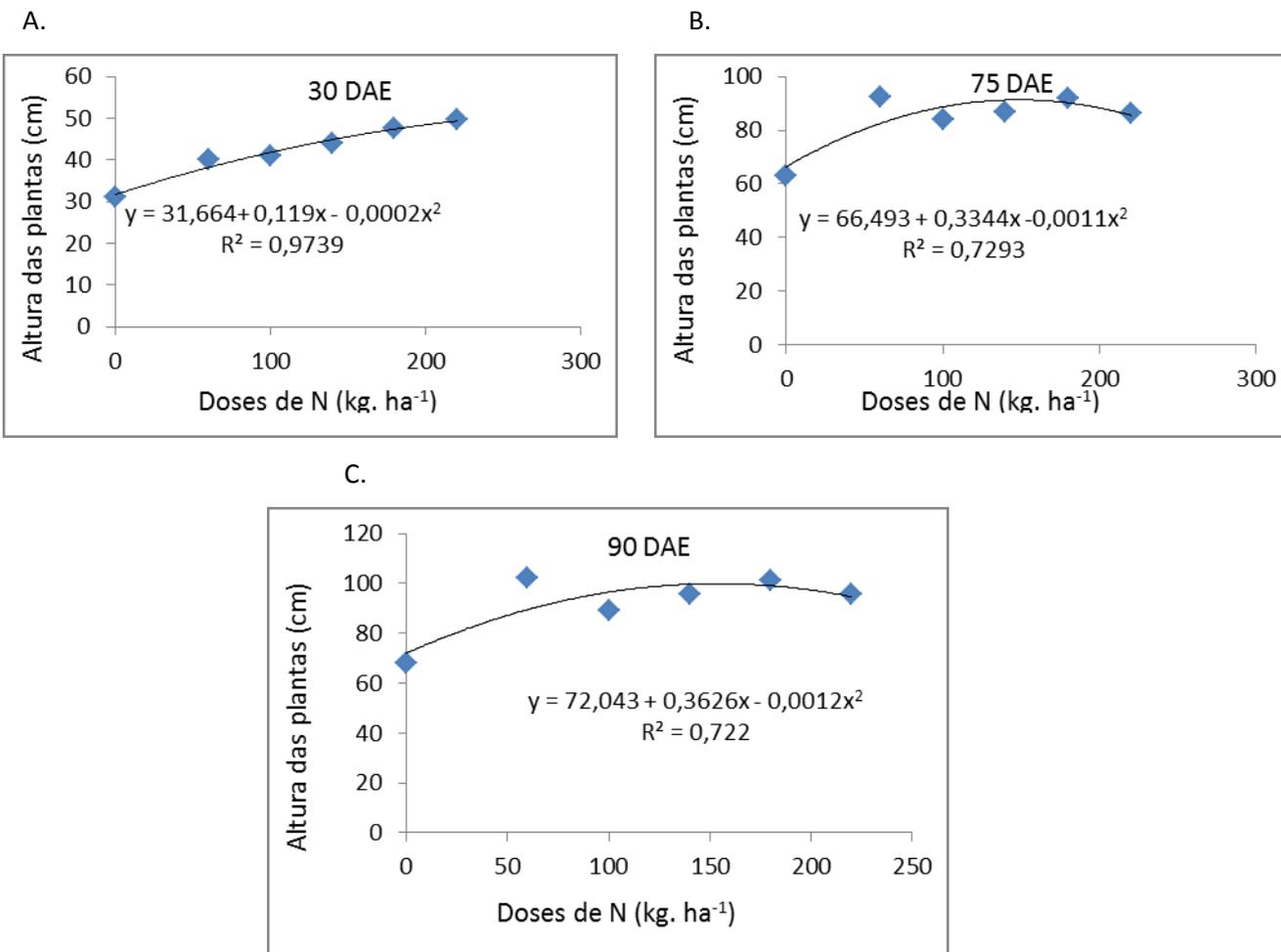


Figura 6. Altura de plantas da mamona BRS-188/Paraguaçu em diferentes épocas, irrigadas com água residuária

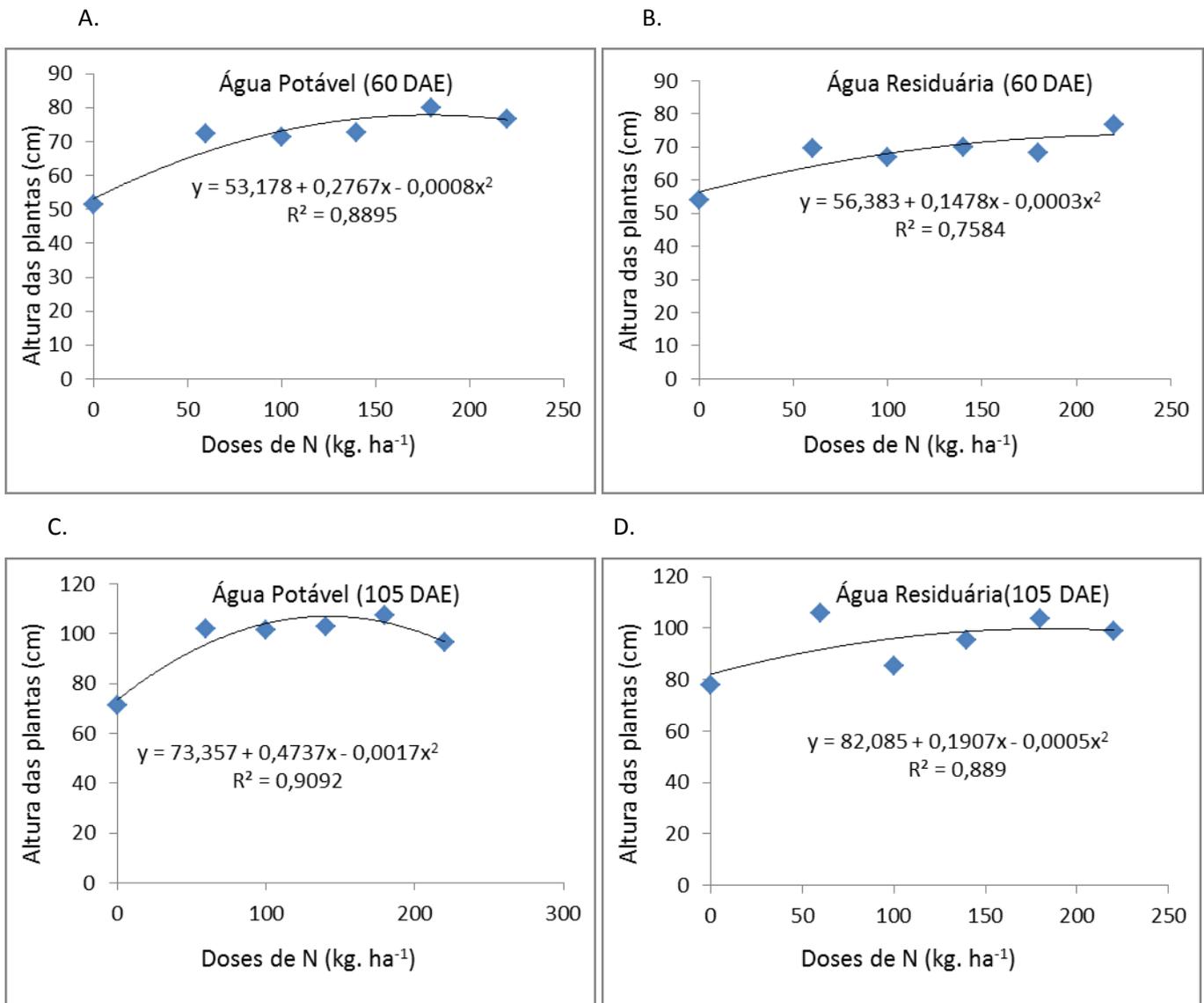


Figura 7. Análise de regressão para o desdobramento da interação entre os tipos de água e doses de N referentes à altura de plantas da mamona BRS – Paraguaçu aos 60 e 105 DAE

4.2.1.2. Diâmetro do caule

Com relação à variável diâmetro do caule observa-se, na Tabela 7, que a água influenciou positivamente aos 60 e 75 DAE. Para as doses de nitrogênio verificou-se efeito significativo a 1% de probabilidade nas avaliações correspondentes aos 30, 75 e 105 DAE. Quando se analisa a interação (qualidade de água x doses de nitrogênio) verifica-se que não houve efeito significativo em nenhuma avaliação, ao longo do tempo.

Observa-se, na Tabela 7, que os valores determinados para os coeficientes de variação foram considerados baixos, refletindo boa precisão experimental.

O maior diâmetro caulinar da mamoneira obtido nesta pesquisa foi de 26,66 mm para dose de 220 kg N ha⁻¹ aos 105 DAE. 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, resultados estes mais próximos aos obtidos no presente estudo.

Para a cultura do girassol, variedade 122/V-2000, irrigada com água residuária e adubada com composto de lixo urbano Silva, 2012, constatou-se 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 o mesmo ocorreu nessa pesquisa. Já Albuquerque et al. (2009) constataram, analisando a cultura do pinhão-manso, aumento de diâmetro do caule (DC) 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 quadrático na Figura 8A, calculou-se a dose de 168 kg N ha⁻¹ que correspondeu ao diâmetro máximo obtido aos 15 DAE e se verificou, através da Figura 8B, acréscimo de 0,02 mm a cada incremento de 40 kg de N ha⁻¹.

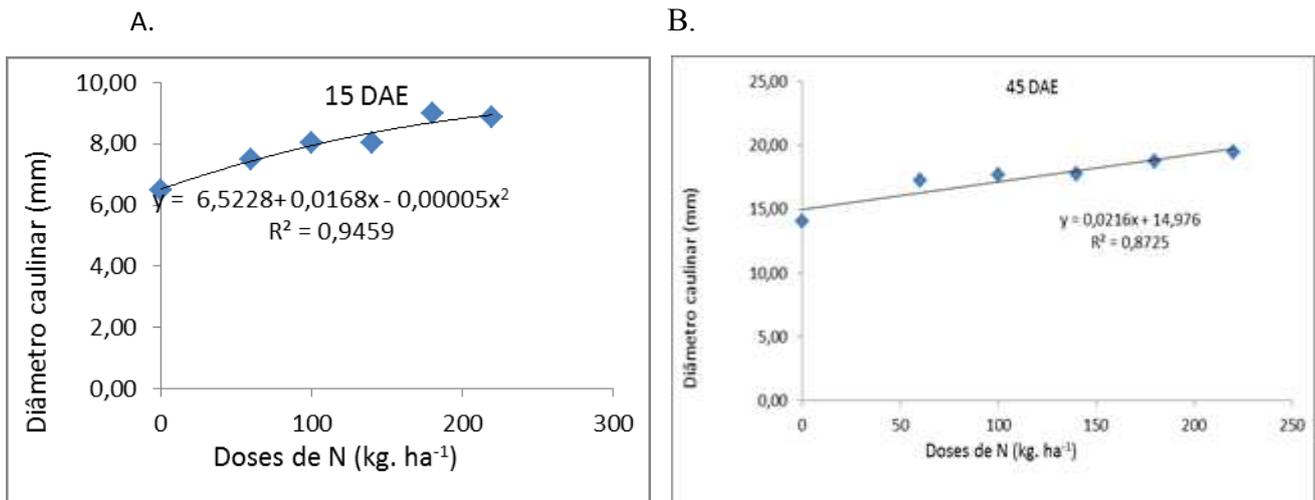


Figura 8. Modelos de regressão para o diâmetro de plantas da mamona BRS-188/Paraguaçu aos 15 e 45 DAE, irrigadas com dois tipos de água e doses crescentes de nitrogênio

Tabela 7. 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	90 DAE	105 DAE
Tipo de água (A)	1	1,114 ^{ns}	0,055 ^{ns}	1,978 ^{ns}	20,017*	10,422*	3,887 ^{ns}	6,317 ^{ns}
Doses de Nitrogênio (N)	5	5,065 ^{ns}	0,201**	20,676 ^{ns}	0,678 ^{ns}	20,639*	27,321 ^{ns}	23,375*
N x A	5	0,618 ^{ns}	0,055 ^{ns}	1,488 ^{ns}	1,047 ^{ns}	1,930 ^{ns}	3,106 ^{ns}	2,337 ^{ns}
Regressão Linear	1	23,334**	0,892**	90,202**	87,341**	110,011**	107,053**	100,099**
Regressão Quadrática	1	0,608 ^{ns}	0,054 ^{ns}	6,117 ^{ns}	0,316 ^{ns}	9,288 ^{ns}	4,244 ^{ns}	8,647 ^{ns}
Regressão Cúbica	1	0,001 ^{ns}	0,051 ^{ns}	5,614 ^{ns}	8,724 ^{ns}	0,382 ^{ns}	2,392 ^{ns}	3,127 ^{ns}
Resíduo	24	19,252	0,016	1,639	4,189	4,301	4,675	5,226
Total	35							
CV (%)		11,72	1,24	7,32	10,22	9,17	9,20	9,40
Doses de N (kg ha⁻¹)		Médias dos diâmetros dos caules (mm)						
0		6,500	9,950	14,082	16,985	18,853	19,897	20,575
60		7,500	10,250	17,260	19,897	21,263	23,747	23,027
100		8,017	10,300	17,652	19,802	22,216	23,117	23,936
140		8,010	10,317	17,740	19,715	23,169	24,057	24,844
180		9,000	10,400	18,767	21,337	24,121	25,996	25,753
220		8,850	10,480	19,450	22,392	25,074	25,936	26,662
Fonte de água								
Água potável		7,750 a	10,244 a	17,257 a	20,957 a	23,626 a	23,117 a	25,433 a
Água residuária		8,820 a	10,322 a	17,726 a	21,717 b	24,520 b	23,847 a	26,267 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

4.2.1.2 Área foliar

Encontram-se na Tabela 8 as análises de variância e os valores médios referentes à área foliar de plantas (cm^2) da mamoneira em diferentes épocas de cultivo em função de doses de nitrogênio e duas qualidades de água (abastecimento e residuária).

Para a área foliar, a qualidade de água exerceu efeito significativo a 5% de probabilidade, a partir dos 60 DAE. Para as doses de nitrogênio, o efeito foi significativo em todas as avaliações, exceto para as segunda e terceira leituras, 30 e 45 DAE. Em relação à interação entre os fatores doses de nitrogênio e os tipos de água de irrigação, houve efeito significativo para as avaliações realizadas aos 90 e 105 DAE.

Os modelos de regressão, para área foliar, indicaram uma relação linear para as doses de nitrogênio aplicadas via fertilizante orgânico, para todas as avaliações, evidenciando que a área foliar das plantas aumentou de forma linear com o aumento das doses de nitrogênio.

Conforme apresentado na Tabela 8, o efeito da água residuária começou a ser verificado aos 60 DAE, provavelmente no período em que as plantas necessitam de maior absorção de nutrientes. A partir desta avaliação verifica-se que todas as plantas irrigadas com água residuária doméstica apresentaram área foliar significativamente superior às irrigadas com água potável. Xavier (2007) estudou o crescimento da mamoneira BRS Nordestina irrigada com águas residuárias de três indústrias e obteve valores mais altos dos índices de crescimento, dentre eles a área foliar, com a utilização de uma das fontes de água; a explicação, segundo a autora, se deve ao maior conteúdo em nutrientes minerais, principalmente nitrogênio, fósforo e micronutrientes e pelo seu elevado teor em matéria orgânica, fato que corrobora com essa pesquisa. Bezerra et al. (2005) concluíram, em pesquisa com algodoeiro que, em geral, a água residuária tratada proporcionou aumento de todas as variáveis de crescimento analisadas quando comparada com a água de abastecimento.

Ocorreu crescimento acentuado na área foliar, entre os 15 e 30 DAE, diminuindo sua intensidade nos períodos seguintes e com menor incremento no intervalo dos 90 aos 105 DAE, em virtude do comportamento natural das plantas de mamona, isto é, de perder suas folhas. Segundo Ludwig et al. (2010) o índice de área foliar é maior no início dos períodos de avaliação pois a planta converte maior produção fotossintética para a expansão foliar e captação de luz declinando seus valores ao longo do ciclo

devido à interferência das folhas superiores sobre as inferiores e redução da área foliar útil para a fotossíntese.

Santos (2012) verificou, no estudo do crescimento na cultura do algodão, que houve diminuição do índice de área foliar ao longo do ciclo da cultura e indicando decréscimo na quantidade de assimilados destinados às folhas. Resultados semelhantes foram obtidos por Fontes et al. (2005) para a cultura do pimentão e Silva et al. (2009) para a cultura do girassol ornamental.

No que diz respeito às doses de nitrogênio aplicadas, observou-se que as doses de 220 kg. N. ha⁻¹ proporcionaram maior valor para a área foliar. Taiz e Zeiger (2009) lembram que o aumento excessivo da área foliar pode prejudicar seu desenvolvimento e a produção, passando a atuar como o principal dreno da planta.

Através das equações encontradas nas Figuras 9A e 9B calcularam-se as doses de 190,52 kg N ha⁻¹ e 170, 35 kg N ha⁻¹ correspondentes às maiores áreas foliares encontradas aos 15 e 30 DAE. Aos 105 DAE as doses de nitrogênio proporcionaram um incremento de 7,34 cm² na área foliar, para a cultura da mamona BRS Paraguaçu.

Em relação à utilização da água residuária verifica-se, na Tabela 8 que o aumento da área foliar foi maior aos 90 DAE, ocorrendo decréscimo na leitura seguinte aos 105 DAE, devido provavelmente, à redução do número de folhas, que causa redução na fotossíntese e na atividade do sistema radicular. Xavier et al. (2009) observaram, em pesquisa com a cultivar mamona BRS Nordestina com águas residuárias tratadas de três indústrias de Campina Grande, PB, que a área foliar apresenta tendência de decréscimo após os 90 DAE. Em algodoeiro, Santos (2012), também observou, trabalhando com doses de nitrogênio e água residuária, redução da área foliar após os 90 DAE.

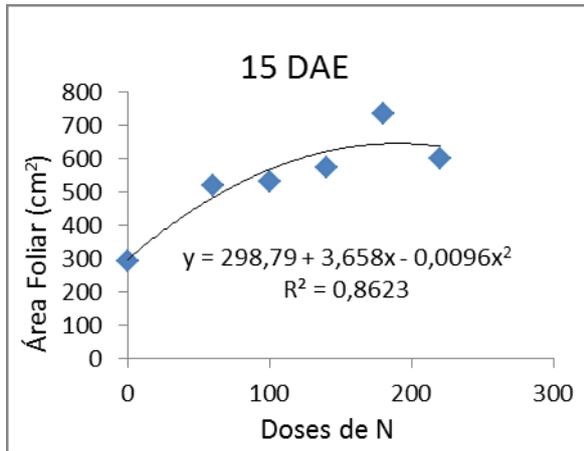
Barreto et al. (2008) notaram, trabalhando com água residuária de esgoto doméstico na cultura da mamona, que a área foliar foi maior com a aplicação de água residuária em comparação com a água de abastecimento e com a mistura das duas, corroborando com Nascimento et al. (2006) que também encontraram que a água residuária de esgoto doméstico promoveu um incremento nos valores da área foliar da mamona, em todas as fases avaliadas.

Tabela 8. Resumos da análise de variância referente ao desdobramento da variável área foliar das plantas da mamoneira BRS Paraguaçu irrigadas com residuária doméstica tratada

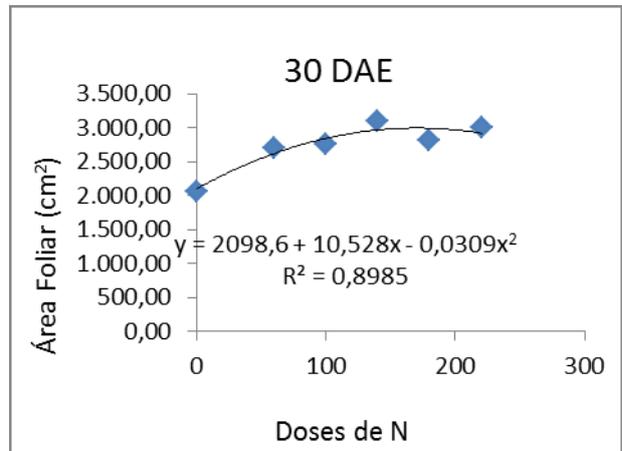
Fonte de Variação	GL	Quadrados Médios						
		15 DAE	30 DAE	45 DAE	60 DAE	75 DAE	90 DAE	105 DAE
Tipo de água (A)	1	832,611 ^{ns}	157.265,121 ^{ns}	210.399,574 ^{ns}	615.173,549*	3.588.606,124*	10.184.448,878*	16.752.485,280*
Doses de Nitrogênio (N)	5	124.734,394**	775.610,666 ^{ns}	3.269.859,668 ^{ns}	7.957.053,871**	2.768.193,982**	3.118.026,758**	2.354.516,738*
N x A	5	10.131,639 ^{ns}	167.197,589 ^{ns}	210.0399,574 ^{ns}	1.865.398,389 ^{ns}	685.996,338 ^{ns}	1.245.938,252**	921.308,348**
Regressão Linear	1	456.308,674**	2.655.963,108*	75.999.195,459*	2.095.250,202*	110,011**	10.876.569,125*	100,099**
Regressão Quadrática	1	81.486,074*	841.930,487 ^{ns}	56.155,049 ^{ns}	1.930.241,088 ^{ns}	9,288 ^{ns}	114.621,431 ^{ns}	8,647 ^{ns}
Regressão Cúbica	1	3.063,417 ^{ns}	75.835,664 ^{ns}	4.216.945,464 ^{ns}	1.603.569,591 ^{ns}	0,382 ^{ns}	2.912.910,066 ^{ns}	3,127 ^{ns}
Resíduo	24	18291,651	364.448,002	7.599.195,459	21.442.570,976	1.063.179,996	561.261,633	5,226
Total	35							
CV (%)		24,92	22,04	23,00	23,36	26,98	21,36	18,17
Doses de N (kg ha⁻¹)		Médias da área foliar (cm²)						
0		293,850	2.067,897	3.773,097	3.033,573	2.798,010	2.344,730	2.114,475
60		520,913	2.699,580	5.402,725	4.767,240	4.184,237	3.612,215	3.044,435
100		530,345	2.765,778	4.301,028	3.668,553	3.398,073	3.284,042	2.758,925
140		574,032	3.092,340	5.151,342	4.410,662	3.648,308	3.845,038	3.373,308
180		734,435	2.816,085	4.783,530	4.065,030	4.198,725	3.416,385	3.687,826
220		603,097	2.994,737	5.779,762	6.395,532	4.702,485	4.538,612	3.774,620
Fonte de água								
Água potável		509,333 a	2.636,230 a	3.737,057 a	4.259,276 a	3.505,912 a	2.974,952 a	2.443,435 a
Água residuária		531,893 a	2.762,930 a	3.809,137 a	4.520,820 b	4.137,367 b	4.038,722 b	3.807.761 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

A.



B.



C.

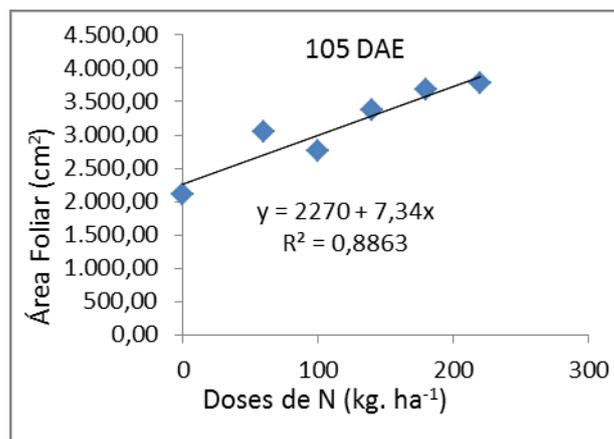


Figura 9: Área foliar das plantas de mamona BRS Paraguaçu em diferentes épocas, irrigadas com dois tipos de água e doses crescentes de nitrogênio

4.3. Componentes da produção

4.3.1. Produção de massa seca

Na Tabela 9 se encontra o resumo da análise de variância para os dados de massa seca da parte aérea (caule + ramos + folhas) e das raízes das plantas de mamona, BRS Paraguaçu, obtido no final do ciclo da cultura que se deu aos 150 dias.

Percebe-se que, analisando os dados da Tabela 9, que a qualidade de água não influenciou significativamente na produção de massa seca da parte aérea. Já para a massa seca das raízes, a água influenciou significativamente a 5% de probabilidade e, com relação às doses de nitrogênio, o efeito foi significativo a 1% de probabilidade, tanto para a massa seca da parte aérea, como para a massa seca das raízes.

De acordo com Lopes et al. (2005) a fitomassa seca da planta é um importante parâmetro na avaliação do crescimento pois sua determinação adequada durante o ciclo da cultura possibilita estimar o crescimento e o desenvolvimento das plantas.

Nota-se que a irrigação com água residuária doméstica proporcionou não apenas diferença significativa na quantidade de massa seca produzida pelas plantas da mamona, mas também um incremento de aproximadamente 10g de matéria seca da parte aérea por planta. Da mesma forma que nas variáveis altura e área foliar das plantas, a dose de 220 kg N ha⁻¹ foi a que contribuiu na produção de maior quantidade de massa seca da parte aérea das plantas.

As plantas irrigadas com água residuária doméstica obtiveram um aumento na matéria seca tanto para a parte aérea quanto para as raízes da mamoneira devido, possivelmente, à quantidade de nitrogênio, que é um dos principais nutrientes responsáveis pelo desenvolvimento das plantas. Para Bezerra et al. (2009), as águas residuárias provenientes de esgotos urbanos pré-tratados exercem efeito fertilizantes sobre a cultura do algodão, conforme evidenciaram a evolução temporal da fitomassa e da área foliar, tornando-se desta forma, uma alternativa relevante na adoção de prática de fertirrigação, principalmente de culturas cujos produtos não se destinam ao consumo humano.

A maior quantidade de massa seca das raízes observadas nas plantas irrigadas com água residuária (44 g) pode estar associada ao maior teor de fósforo observado nessas águas. Conforme Malavolta et al. (1997), o fósforo é um nutriente que tem função ligada ao desenvolvimento radicular.

A produção de massa seca da parte aérea e das raízes, foi melhor apresentada pela equação linear, com correlação significativa a 1% de probabilidade para os dados experimentais. Nota-se, na Tabela 9, que a quantidade de matéria seca da parte aérea nas plantas de mamona aumentou à medida que as doses de nitrogênio também aumentaram fato que corrobora com Costa et. al. (2008) que, estudando o crescimento da mamoneira submetida à adubação com lixo orgânico e torta de mamona, concluíram que esses adubos orgânicos reagiram de forma positiva tendo-se aumento em fitomassa para esta oleaginosa.

Conforme as Figuras 10A e 10B, constatou-se a relação proporcional das doses de nitrogênio com o peso seco da parte aérea e das raízes das plantas, com a mesma tendência de crescimento. O acúmulo máximo estimado da fitomassa seca da parte aérea e da raiz apresentou um acréscimo de 0,186 e de 0,0285 g vaso⁻¹ a cada incremento de 40 kg de N ha⁻¹, respectivamente. Para Taiz e Zeiger (2009), a produção de matéria seca também pode estar associada à tolerância da espécie ao contaminante, conseguida através de diferentes adaptações bioquímicas que permitem, à planta, tolerar concentrações elevadas desses elementos.

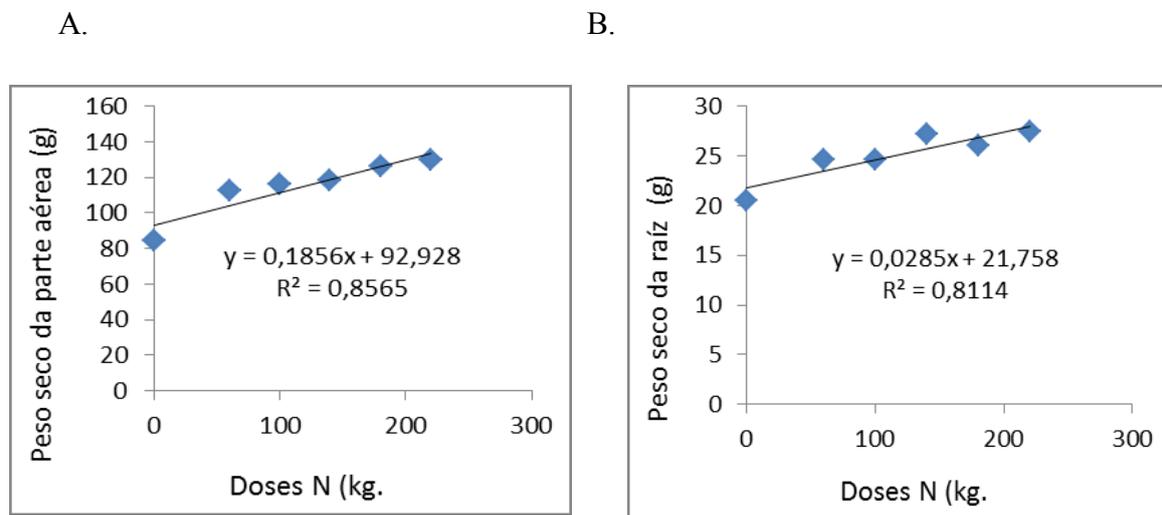


Figura 10: Peso seco da parte aérea (A) e peso seco da raiz (B) da mamona BRS Paraguaçu, em função da adubação nitrogenada e irrigação com água residuária tratada

Tabela 9. Resumo da análise de variância referente ao desdobramento das variáveis massa seca da parte aérea e massa seca da raiz das plantas de mamona ‘BRS Paraguaçu’ para a água potável e residuária

Fonte de Variação	GL	Quadrados Médios	
		Massa seca da parte aérea	Massa seca da raiz
Tipo de água (A)	1	128,444 ^{ns}	4,694 [*]
Dose de Nitrogênio (N)	5	1556,711 [*]	38,850 [*]
A x N	5	430,111 ^{ns}	14,761 ^{ns}
Regressão Linear	1	6722,540 ^{**}	157,633 ^{**}
Regressão Quadrática	1	713,680 ^{ns}	19,240 ^{ns}
Regressão Cúbica	1	278,253 ^{ns}	3,626 ^{ns}
Resíduo	24	437,331	34,159
Total	35		
CV (%)		17,11	18,30
Doses de nitrogênio (kg ha ⁻¹)			Médias das massas secas (g vaso ⁻¹)
		parte aérea	raiz
0		84,333	20,500
60		112,667	24,667
100		116,000	24,667
140		118,500	27,167
180		126,500	26,000
220		129,500	27,500
Fonte de água			
Água potável		112,722 a	24,722 a
Água residuária		116,500 a	25,444 b

1. *, **, ns: Significativo a 5%, 1% e não significativo, respectivamente

2. Em cada coluna médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade

4.3.2. Número de frutos, número de sementes e teor de óleo

Na Tabela 10, se encontram os resumos da análise de variância e valores médios para o número de frutos por planta, número de sementes e teor de óleo das plantas da mamona, em diferentes épocas em resposta à aplicação de diferentes doses de nitrogênio e irrigação com água residuária tratada e potável.

Tabela 10. Resumo da análise de variância referente a número de frutos, número de sementes e teor de óleo das plantas de mamona ‘BRS Paraguaçu’, em função da adubação nitrogenada e irrigação com água residuária tratada

Fonte de Variação	GL	Quadrados Médios		
		Número de frutos	Número de sementes por planta	Teor de óleo %
Tipo de água (A)	1	128,444 ^{ns}	4,694*	4,134 ^{ns}
Dose de Nitrogênio (N)	5	1556,711*	38,850*	517,168*
A x N	5	430,111 ^{ns}	14,761 ^{ns}	285,035 ^{ns}
Regressão Linear	1	6722,540**	157,633**	1.780,357**
Regressão Quadrática	1	713,680 ^{ns}	19,240 ^{ns}	1.098,829**
Regressão Cúbica	1	278,253 ^{ns}	3,626 ^{ns}	355,764 ^{ns}
Resíduo	24	437,331	34,159	163,344
Total	35			
CV (%)		17,11	16,30	17,89
Doses de nitrogênio (kg ha ⁻¹)		Número de frutos	Número de sementes	Teor de óleo
0		20,500	84,333	27,700
60		24,667	112,667	50,600
100		24,667	116,000	51,117
140		27,167	118,500	44,133
180		26,000	129,500	51,500
220		20,500	129,500	51,500
Fonte de água				
Água potável		24,722 a	112,722 a	45,488 a
Água residuária		25,444 a	116,500 b	46,167 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

Através dos resultados apresentados na Tabela 10, nota-se efeito significativo da qualidade da água apenas no número de sementes. Para as doses de nitrogênio verificou-se efeito significativo a 5% de probabilidade em todas as variáveis analisadas. Já quando se analisa a interação (qualidade de água x doses de nitrogênio) verifica-se que não houve efeito significativo.

Em relação às doses crescentes de nitrogênio aplicadas via composto de lixo urbano, constatou-se que o melhor ajuste, para as médias das variáveis, número de frutos, número de sementes e teor de óleo, foi o modelo de regressão quadrática conforme as Figuras 11A, 11B e 11C.

Observa-se na, Tabela 6, que os valores determinados para os coeficientes de variação foram considerados médios, refletindo boa precisão experimental. Ainda na mesma Tabela, as plantas que receberam 180 kg N ha⁻¹ obtiveram maiores valores para as variáveis analisadas, com exceção para o número de frutos. Segundo os dados de lançamento da variedade BRS Paraguaçu (EMBRAPA, 1999) em condições de campo, as plantas podem obter aproximadamente 47,72% de óleo. O teor de óleo obtido com a aplicação das doses de nitrogênio neste estudo foi superior a esse valor, exceto para a dose de 140 kg N ha⁻¹. Carlos et. al, (2012) concluíram que a aplicação de nitrogênio aumenta o número de racemo, número de frutos e o comprimento do racemo da mamoneira aos 120 dias após a semeadura (DAS) independentemente da fonte utilizada.

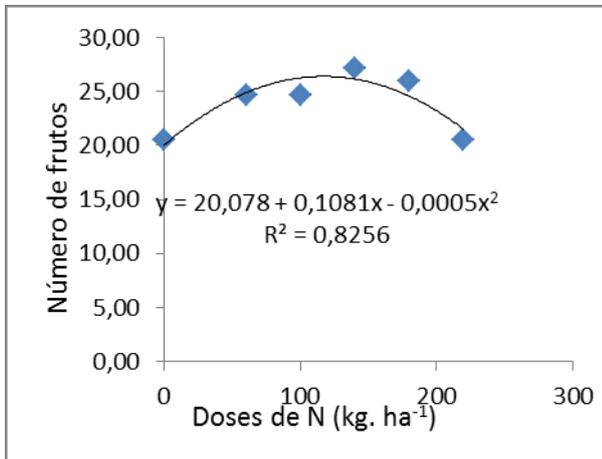
Pela derivação da equação da Figura 11, referente ao teor de óleo, encontrou-se a dose de 154,28 kg N ha⁻¹ para a maior quantidade de óleo produzido. Constata-se na Tabela 6 que o teor de óleo para a dose 1 (testemunha absoluta) foi de 27,70 % enquanto na dose 5 (180 kg N ha⁻¹) obteve 51,50% de teor de óleo, sendo 1,86 vezes maior que o teor de óleo obtido quando não houve utilização do composto de lixo como fertilizante. Paixão (2010) verificou, utilizando torta de mamona como fertilizante, que a dose de 180 kg N ha⁻¹ resultou em melhores conteúdos de óleo nas sementes (52,50%) um valor este muito próximo do encontrado nesta pesquisa.

Em relação ao número de sementes verifica-se, na Figura 11, que o número aumentou à medida as doses de nitrogênio aplicadas via composto de lixo urbano, também aumentaram. Pela derivação da equação da Figura 11, encontrou-se a dose de 204,5 kg N ha⁻¹ para a maior quantidade de sementes produzidas.

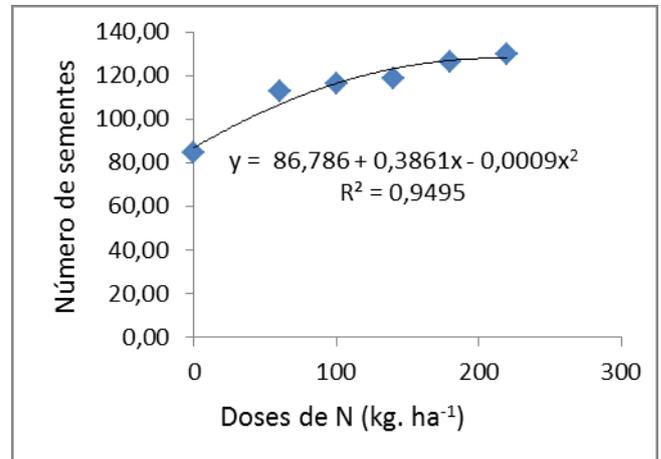
É conveniente salientar que as plantas de mamona irrigadas com água residuária produziram mais frutos, mais sementes e maior quantidade de óleo do que as plantas que

receberam água de abastecimento, o que implica em afirmar que tais plantas produzem melhor em quantidade e qualidade com maior aporte de nutrientes.

A.



B.



C.

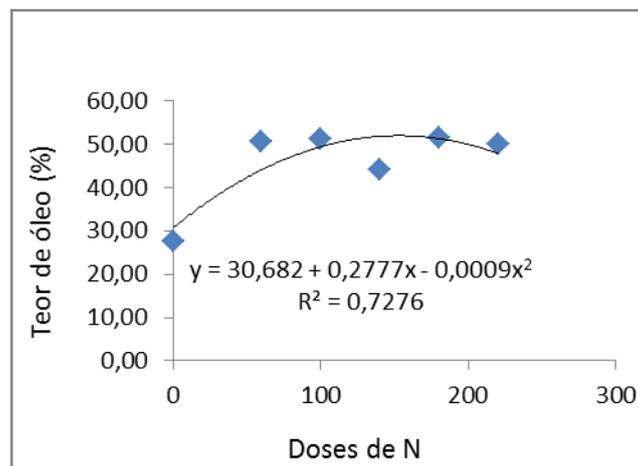


Figura 11: Número de frutos (A), número de sementes (B) e teor de óleo (C) da mamona BRS Paraguaçu, em função da adubação nitrogenada e irrigação com água residuária tratada

4.4. Fitorremediação

4.4.1. Concentração de cobre (Cu) e zinco (Zn) nas plantas (parte aérea + raíz)

Encontra-se, na Tabela 11, o resumo da análise de variância obtido para as concentrações de zinco e cobre na parte aérea (caule + folhas) e nas raízes da mamona.

Tabela 11. Resumo da análise de variância da quantidade acumulada de Zn e Cu na mamoneira BRS Paraguaçu (parte aérea + raiz) em função da adubação nitrogenada e irrigação com água residuária tratada

Fonte de variação	GL	Quadrados Médios			
		Parte aérea		Raíz	
		Zinco	Cobre	Zinco	Cobre
Qualidade de água (A)	1	92,608 ^{ns}	0,931 ^{ns}	162,775*	2,275*
Dose de Nitrogênio (N)	4	300,578 ^{ns}	0,687**	88,759*	2,275*
A x N	4	53,028 ^{ns}	0,492 ^{ns}	30,135 ^{ns}	0,268 ^{ns}
Regressão Linear	1	345,692 ^{ns}	0,399 ^{ns}	238,947*	10,371**
Regressão Quadrática	1	0,150 ^{ns}	1,864*	126,634 ^{ns}	0,680 ^{ns}
Regressão cúbica	1	697,997 ^{ns}	0,001 ^{ns}	19,753 ^{ns}	0,107 ^{ns}
Resíduo	20	136,761 ^{ns}	0,265 ^{ns}	37,293 ^{ns}	0,658 ^{ns}
Total	29				
CV (%)		21,03	24,23	18,57	25,18
Médias (mg kg ⁻¹)					
		Parte aérea		Raíz	
		Zinco	Cobre	Zinco	Cobre
Doses de Nitrogênio (kg ha ⁻¹)					
	0	0	0	0	0
	60	31,591	1,70	30,062	2,757
	100	34,635	2,01	34,168	3,058
	140	37,298	2,14	38,108	4,062
	180	51,617	1,91	34,110	3,348
	220	35,791	2,67	33,975	3,860
Fonte de água					
	Água potável	36,083 a	1,96 a	32,657 a	2,970 a
	Água residuária	39,291 a	2,28 a	35,293 b	3,470 b

*, **, 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 5% de probabilidade da qualidade da água de irrigação como das doses de nitrogênio analisadas, na quantidade de zinco e cobre acumulada nas raízes das plantas de mamona. Em relação à parte aérea, constatou-se efeito significativo a 1% nas doses de nitrogênio aplicadas via composto de lixo urbano, somente para o cobre.

Embora a água residuária utilizada na irrigação possuísse concentrações de 0,02 e 0,05 mg L⁻¹ de zinco e cobre, respectivamente, esses metais não foram encontrados nas plantas não adubadas com composto, em virtude, provavelmente, da quantidade mínima encontrada nos tecidos vegetais da planta ter sido inferior à capacidade de leitura pelo aparelho de absorção atômica.

De modo geral, na Tabela 11, o acúmulo de zinco foi maior na parte aérea que nas raízes das plantas de mamona, devido a sua mobilidade. Alguns autores consideram o Zn altamente móvel, outros lhe atribuem mobilidade intermediária, sendo facilmente absorvido pelas raízes e translocado para a parte aérea das plantas. Chaves et al. (2010), também constataram, trabalhando com plantas de pinhão-manso que a absorção de zinco foi maior na parte aérea que nas raízes.

Constatou-se que a extração do zinco pelas plantas de mamona ocorreu principalmente através do acúmulo na parte aérea. O acúmulo de cobre foi maior nas raízes que na parte aérea da mamoneira (Figura 12) indicando a capacidade de absorção e, especialmente, a não translocação deste elemento das raízes para a parte aérea, corroborando com os resultados obtidos por Xiaohai et al. (2008) que encontraram maiores teores de cobre nas raízes de mamona. Segundo Kabata-Pendias e Pendias (1992), o cobre não é prontamente móvel na planta, visto que permanece ligado fortemente às paredes celulares das raízes, sendo os órgãos jovens os primeiros a desenvolver sintomas de deficiência de cobre. De acordo com Antosiewicz (1992) plantas que apresentam maior teor do cobre nas raízes, se comportam como plantas indicadoras.

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, que é superior ao

fertilizante químico, pode ter influenciado a disponibilidade dos metais no solo e sua absorção pelas plantas de mamona.

Observam-se na Figura 12, os teores de zinco e cobre encontrados nas plantas em função do tipo de água de irrigação. É notável que a irrigação com água residuária doméstica contribuiu para uma absorção maior dos metais zinco e cobre nas plantas.

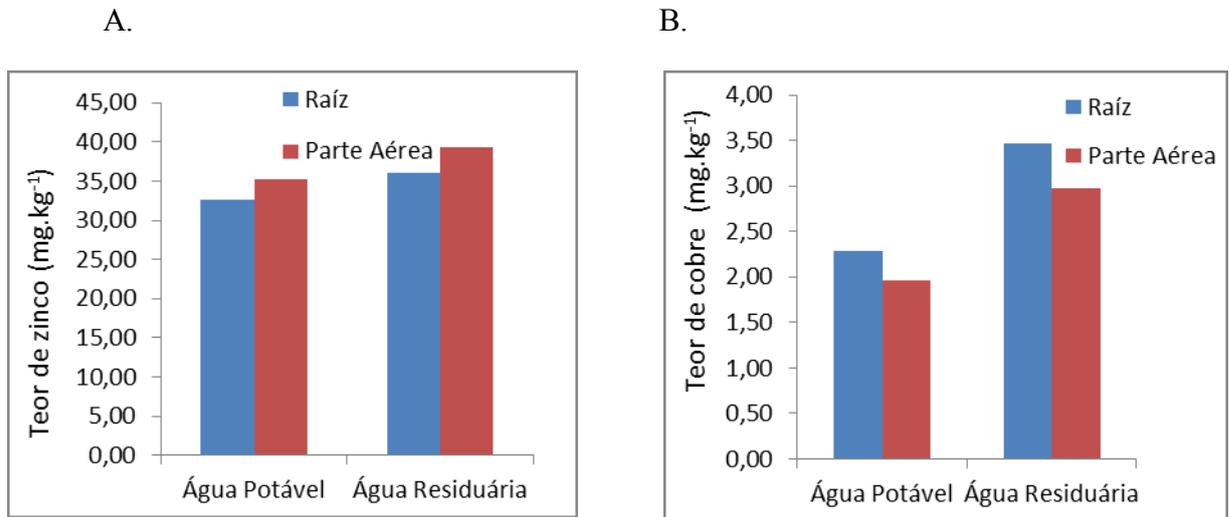


Figura 12. Teores de Zinco (A) e Cobre (B) na parte aérea e na raiz da mamoneira BRS Paraguaçu, em função do tipo de água de irrigação

4.4.2. Variáveis fitoextratoras

4.4.2.1. Índice de translocação e coeficientes de fitoextração dos metais

Na Tabela 12, está o resumo das análises de variância obtido para os índices de translocação e coeficientes de fitoextração para os metais zinco e cobre.

Tabela 12. Resumo das análises de variância para o índice de translocação e coeficiente de fitoextração para os metais zinco e cobre, em função do tipo de água de irrigação

Quadrados Médios					
Fonte de variação	GL	Índice de Translocação (%)		Coefficiente de fitoextração(%)	
		Zinco	Cobre	Zinco	Cobre
Qualidade de água (A)	1	211,266 ^{ns}	10,465 ^{ns}	0,0004 ^{ns}	0,0001 ^{ns}
Dose de Nitrogênio (D)	4	2808,596*	1460,078**	0,0314**	0,0009**
A x D	4	16,064 ^{ns}	77,927 ^{ns}	0,0002 ^{ns}	0,00007 ^{ns}
Regressão Linear	1	7504,525*	3889,459**	0,0009 ^{ns}	0,00009 ^{ns}
Regressão Quadrática	1	4851,546*	2165,431**	0,0950**	0,0023**
Regressão cúbica	1	810,530*	1209,973**	0,0350**	0,0020**
Resíduo	20	25,314	35,562	0,0009	0,0003
Total	29				
CV (%)		11,56	18,88	22,73	23,80
Médias dos índices e dos coeficientes de fitoextração					
Doses de Nitrogênio (kg ha⁻¹)		Zinco	Cobre	Zinco	Cobre
0		0	0	0	0
60		51,492	37,560	0,215	0,037
100		50,567	39,128	0,142	0,023
140		49,121	35,702	0,111	0,020
180		59,482	36,080	0,118	0,113
220		50,387	41,038	0,065	0,114
Fonte de água					
Água potável		41,085 a	35,727 a	0,105 a	0,016 a
Água residuária		45,930 a	39,393 a	0,112 a	0,019 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 da mamona em extrair zinco e cobre do solo adubado com composto de resíduo orgânico. Seu valor indica a quantidade do metal acumulado pela mamoneira 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 zinco e cobre não foram influenciados pela qualidade da água utilizada na irrigação (Tabela 12). Os coeficientes de fitoextração apresentaram efeitos significativos a 1% de probabilidade para os elementos zinco e cobre, quando a fonte de variação foi dose a dose de nitrogênio.

Na Tabela 12, se constata que a equação que melhor apresentou o comportamento de coeficiente de fitoextração do zinco e do cobre foi a quadrática, com correlação significativa a 1% de probabilidade para os dados.

O índice de translocação para o zinco variou de 0 a 59,48%, sem adição de composto de resíduo orgânico e com o fornecimento de 180 kg ha⁻¹ de nitrogênio, respectivamente. Observa-se que os maiores índices de translocação para a mamoneira BRS Paraguaçu, foi com o fornecimento de 120 mg kg⁻¹ por vaso para o zinco e 152,47 mg kg⁻¹ por vaso para o cobre, disponíveis nas doses de 60 e 220 kg ha⁻¹ de nitrogênio, respectivamente.

Ao comparar os dois metais (cobre e zinco) nota-se que a mamona foi mais eficiente na translocação do zinco e que seus valores não apresentaram coerência com seu incremento no solo. Da mesma forma para o coeficiente de fitoextração. A dose de 242 mg. kg⁻¹ (D3) foi a que proporcionou maior coeficiente de fitoextração para o zinco, no valor de 0,142, enquanto para o cobre foi a dose de 173,8 mg kg⁻¹ (D6) no valor de 0,114. Considerando a baixa mobilidade do cobre dentro da planta e no solo, verifica-se que o índice de translocação na faixa de 35,7% pode ser considerado adequado quando comparado com as espécies tolerantes ao cobre.

Chaves et al. (2010) constataram, trabalhando em casa de vegetação com plantas de mamona aplicando cinco doses de cobre (0; 25; 50; 75 e 100 mg kg⁻¹) e quatro doses de zinco (0; 50; 100; 150 e 200 mg kg⁻¹), que a translocação do zinco foi maior que a do cobre porém confirmaram que, nas condições do estudo, a mamona não se enquadra na definição de planta hiperacumuladora, mas pode ser acumuladora de zinco. Da mesma forma, Santos (2012) verificou, trabalhando com plantas de algodão e doses de nitrogênio aplicadas via composto de lixo, verificou que, a translocação de zinco foi maior que a de cobre na referida cultura, fato também constatado na presente pesquisa.

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 13 se encontra a variação nos valores observados para o índice de translocação e coeficiente de fitoextração do zinco e do cobre.

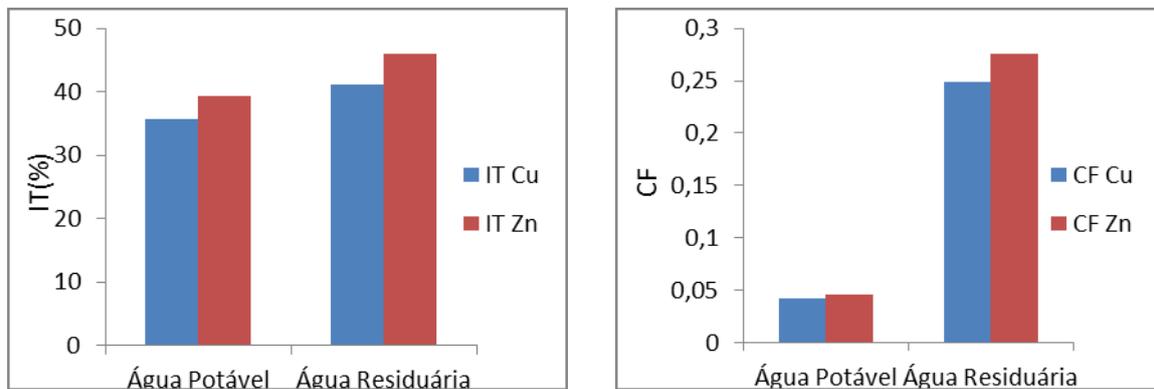


Figura 13. Translocação (IT) e Coeficiente de Fitoextração (CF) em mamoneira ‘BRS Paraguaçu’, em função de dois tipos de água de irrigação

4.2.2.2. Eficiência, número de ciclos e tempo necessário para remoção dos metais pesados

Através das equações 6 e 7, obtiveram-se os valores de eficiência na remoção dos metais pesados assim como o tempo necessário para total retirada desses metais do solo em estudo. Os cálculos foram realizados apenas para a dose 6 (220 kg N ha⁻¹) para água potável e água residuária doméstica tratada, por ser a dose de maior quantidade de contaminantes considerando-se que a mamona pode ter até dois ciclos por ano.

Tabela 13. Eficiência de remoção (ER), número de ciclos (NC) e tempo necessário para remoção (TR) total dos metais pesados do solo irrigado com água potável (AP) e água residuária doméstica tratada (AR)

Metais Pesados	Cu	Zn	Metais Pesados	Cu	Zn
ER com AP (%)	1,41	9,1	ER com AR (%)	1,98	10,78
NC com AP	71	11	NC com AR	50	9
TR com AP (anos)	30,5	5,5	TR com AR (anos)	25	4,5

De acordo com a Tabela 13, a mamona foi mais eficiente na retirada de Zn que na do Cu, este fato ocorre porque o cobre é um dos metais pesados menos móveis por ser fortemente ligado aos colóides do solo (Alloway e Ayres, 1997) e estão menos biodisponíveis (Lasat, 2000). Segundo Redente e Richards (1997) a disponibilidade do Cu diminui com o aumento do pH do solo enquanto o Zn é um cátion muito versátil e possui grande habilidade em interagir com os componentes minerais e orgânicos do solo.

A eficiência de remoção (ER) foi maior quando se utilizou água residuária doméstica tratada, tanto para o Cu como para o Zn, possivelmente pela diminuição do pH do solo, tornando esses elementos mais disponíveis para as plantas.

Como se constata na Tabela 13, são necessários 30,5 e 5,5 anos para a retirada do Cu e Zn, respectivamente, quando se utiliza água potável na irrigação. No entanto, este valor é reduzido para 25 anos para o Cu e 4,5 anos para o Zn, ao se utilizar água residuária tratada.

Carneiro et al. (2001), obtiveram, ao testar o estabelecimento de culturas em solo contaminado por metais pesados, 9% de acúmulo de Zn na parte aérea, por *Brassica juncea*. Os autores relatam que esta capacidade é elevada quando comparada com espécies biorremediadoras, como a *Brassica napus*, que retira por cultivo apenas 3% do total de Zn presente no solo contaminado.

Kabata-Pendias (1995) considera uma planta acumuladora de Zn quando ela retira cerca de 1% do Zn total presente no solo. Verifica-se que neste experimento, a mamona obteve valores de remoção de Zn superiores ao descrito acima, razão por que pode ser considerada planta acumuladora.

A mamona é uma cultura considerada bem-sucedida para descontaminar o solo pois, de acordo com Lasat (2000) esta cultura foi capaz de extrair mais de 1-2% do cobre e zinco em excesso contido no solo em estudo.

5.0. CONCLUSÕES

1. A qualidade do composto orgânico adquirido na usina de reciclagem do município de Esperança, PB, encontra-se dentro dos parâmetros exigidos pela legislação brasileira para uso na agricultura.
2. A dose de nitrogênio equivalente a 180 kg ha^{-1} de composto orgânico, foi a que proporcionou melhores resultados para o crescimento da mamoneira.
3. O teor de óleo aumentou linearmente na medida em que aumentaram as doses de nitrogênio, chegando a ser 1,86 vezes maior que a quantidade de óleo obtida quando não houve utilização do composto de lixo como biofertilizante.
4. A retenção do zinco nos tecidos vegetais (raízes, caule e folhas) das plantas da mamoneira BRS Paraguaçu, indicou que esta planta possui boa capacidade de bioacumular o referido elemento.
5. As análises nos tecidos da parte aérea e raízes das plantas de mamona indicaram que o zinco foi translocado em maior quantidade que o cobre.
6. A água residuária elevou a absorção pela cultura da mamoneira BRS Paraguaçu, dos metais zinco e cobre oriundos do composto orgânico.
7. O tempo de remoção dos metais pesados no solo diminuiu em 5,5 anos para a remoção do Cu e 1 ano para remoção do zinco, quando se usa água residuária na irrigação.
8. De maneira geral, a irrigação com água residuária doméstica tratada e a adubação com composto orgânico acarretaram em efeito positivo no crescimento e na produção da mamoneira BRS Paraguaçu.

6.0. REFERÊNCIAS

- Abichequer, A.D.; Bohnen, H. Eficiência de absorção, translocação e utilização de fósforo por variedades de trigo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.22, p.21-26, 1998.
- 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.
- Albuquerque, W. G. de; Azevedo, C. A. V. de; Beltrão, N. E. de M.; Freire, M. A. de O.; Nascimento, J. J. V. R. do Crescimento do Pinhão Manso (*Jatropha curcas* L.) em função de níveis de água e adubação nitrogenada. 3º Congresso Brasileiro de Mamona. Salvador – Bahia. Agosto, 2008.
- 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.
- Almeida, A. Composto de lixo urbano na composição química do solo e seus efeitos no desenvolvimento de mudas de maracujazeiro amarelo (*Passiflora edulis* f. *Flavicarpa* L.). *Revista de Biociência*, v.9, p.7–15, 2003.
- Amorim Neto, M. Da S.; Araújo, A. E. De; 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-CNPQ, 1999b. 7p. (EMBRAPA-CNPQ. 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.
- Antosiewicz, D. M. Adaptation of plants to an environment polluted with heavy metals. **Acta Societatis Botanicorum Poloniae**, Poland, v. 61, n. 2, p. 281-299, 1992.
- 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 ENGEPP 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.
- Baker, D.E.; Senft, J.P. Copper. In: Alloway, B.J. *Heavy metals in soils*. 2.ed. New York: John Wiley, 1995. p.179-202.
- Benincasa, M. M. P. Análise de crescimento de plantas: noções básicas. 2. ed. Jaboticabal: FUNEP, 2003. 41p.
- Barceló, J; Poschenrieder, Ch. Respuestas de las plantas a la contaminación por metales pesados. **Suelo y Planta**, v. 2, p. 345-361, 1992.
- Barreto, A. N.; Nascimento, J. J. V. R.; Nóbrega, J. A.; Medeiros, E. P.; Bezerra, J. R. C. Influência da água residuária sobre o crescimento da mamoneira BRS energia. In: In: Congresso Brasileiro de Mamona, 3, 2008, Salvador. Anais... Campina Grande: Embrapa Algodão, 2008. CD Rom.
- 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.
- Bezerra, L.J.D.; Lima, V.L.A.; Andrade, A.R.S. De; Alaves, V.W.; Azevedo, C.A.V. De; Guerra, H.O.C. Analise de crescimento do algodão colorido sob os efeitos da aplicação de água residuária e bio sólidos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, PB. v.9, (Suplemento), p.333- 338, 2005.
- Bezerra, B. G.; Filho, J. F.; Análise de crescimento da cultura do algodoeiro irrigada com águas residuárias. *Revista de Ciências. Agrônômicas*, Fortaleza, v. 40, n. 3, p. 339-345, jul-set, 2009.
- Brega Filho, D. & Mancuso, P. C. S. 2002. **Conceito de Reúso da Água**. In: Reúso 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.
- Brito, C.F.; Teixeira, L.B.; Oliveira, R.F. de; Composição de composto orgânico produzido com lixo orgânico, caroço de açaí e capim. In: Seminário De Iniciação Científica Da Ufra, 1. Seminário De Iniciação Científica Da Embrapa Amazônica Oriental, 7, 2003, Belém, PA. Anais... Belém: Universidade Federal Rural da Amazônia – UFRA. 2003. CDROM.

- Brites, C. R. C. Abordagem multiobjetivo na seleção de sistemas de reúso de água em irrigação paisagística no Distrito Federal. Distrito Federal: UNB, 2008. 262p. Dissertação Mestrado.
- 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.; Rajj, B.; Abreu, C.A. *Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura*. Jaboticabal: Legis Summa, 2001. p.89-124.
- 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.
- Campbell, A. G.; Engebretson, R. R.; Tripepi, R. R. (1991). *Composting a combined RMP/CMP pulp and paper sludge*. In: *Tappi Journal*. September, pp. 183-191.
- Capistrano, I. R. N. **Efeitos da adubação nitrogenada sobre a produção da mamona irrigada com água e efluente de esgoto tratado**. 2007. 49 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2007.
- Carlos, J. A.; Aquino, B. F.; Sousa, G. G. De; Alvino, F.C. G.; Guimarães; F. V. A.; Produtividade da momoneira sob fontes e doses de nitrogênio irrigada com esgoto doméstico tratado. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*. **Revista Verde (Mossoró – RN)**, v. 7, n. 2, p. 60-70, abr-jun, 2012.
- Carneiro, M. A. C.; Siqueira, J. O.; Moreira, F. M. S. Estabelecimento de plantas herbáceas em solo contaminado com metais pesados: efeito de misturas de espécies e inoculação com fungos micorrízicos. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.36, p.1443-1452, 2001.
- Chaney, R. L.; Angle, J. S.; Broadhurst, C. L.; Peters, C. A.; Tappero, R. V.; Sparks, D. L. Improved understanding of hyperaccumulation yields commercial phytoextraction and phytomining technologies. *Journal of Environmental Quality*, v. 5, p. 1429-1443, 2007.
- Chantachon, S.; Kruatrachue, M.; Pokethitiyook, P.; Upatham, S.; Tantanararit, S.; Soonthornsarathool, V. Phytoextraction and accumulation of lead from contaminated soil by vetiver grass: laboratory and simulated field study. *Water, Air, Soil Pollut.*, v. 154, p. 37-55, 2004.
- 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.

- Chaves, L. H. G.; Mesquita, E. F.; Araujo, D. L.; França, C. P.; acúmulo e distribuição de cobre e zinco em mamoneira cultivar BRS Paraguaçu e crescimento da planta. *Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal*, v. 7, n. 3, p. 263-277, jul./set. 2010.
- Chaves, L. H. G.; Mesquita, E. F.; Araujo, D. L.; França, C. P.; Crescimento, distribuição e acúmulo de cobre e zinco em plantas de pinhão-manso. *Revista Ciencia Agronomica*, v. 41, n. 2, p. 167-176, abr-jun, 2010.
- 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.
- 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 RICINOQUIMICA, 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.
- Cuevas, V. G. Growth performance of *Jatropha curcas* L. seedlings and some properties of acidic, low fertility grassland soil amended with biowaste compost. *Philippine Agricultural Scientist*, v. 92, n. 3, p. 315-319, 2009.
- Cunha, A. H. N. ; Oliveira, T. H. ; Ferreira, R. B.; Milhades, A. L. M.; Silva, S. M. C.; O Reúso 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 requirement. 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 - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 1997. Manual de métodos de análise de solo. Rio de Janeiro: EMBRAPA. 212p.
- EMBRAPA ALGODÃO (Campina Grande, PB). **BRS 188 Paraguçu**. 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.
- Fernandez, J. C. & Garrido, R. J. **Economia dos recursos hídricos**. Salvador: EDUFBA, 2002.
- 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.
- Fontes, P. C. R.; Dias En; Silva, D. J. H. (2005), Dinâmica do crescimento, distribuição de matéria seca na planta e produção de pimentão em ambiente protegido. *Horticultura Brasileira*, **23**, 94-99.
- 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.

- Guidolin, J. C. **Reuso de efluentes**. Brasília: Secretaria de Recursos Hídricos, Ministério do Meio Ambiente, 2000.
- 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.
- Hammer, M. J., Hammer Jr, M.J (1996). *Water and Wasterwater Tecnology*. 3^a edition. Pretence hall. 519p.
- Hespanhol, I. **Potencial de reuso de água no Brasil: agricultura, indústria, municípios, recarga de aquíferos**. São Paulo, 2001. Separata de: Resumo de trabalhos técnicos III ENCONTRO DAS ÁGUAS, Chile, 2001.
- 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).
- Hoornweg, D., Thomas, L., Otten, L. Composting and its Applicability in Developing Countries. **Urban Waste Management Working Paper Series 8**. Washington, DC: World Bank, 1999.
- Kabata-Pendias, A.; Pendias, H. *Trace elements in soils and plants*. 2.ed. Boca Raton: CRC Press, 1992.
- 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.
- 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.
- Kiehl, E.J. Manual de Compostagem: maturação e qualidade do composto; Piracicaba: 2002. 171p.
- Kissmann, K. & G; Groth, D. **Plantas Infestantes E Nocivas** São Paulo: 1^oed 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.
- 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.
- Lamego, F.P; Vidal, R.A Fitorremediação: plantas como agentes de despoluição? Pesticidas:Revista de **Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 17, p. 9-18jan./dez. 2007.

- 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.
- 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, 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.
- Lima, R. L. S.; Severino, L. S.; Sofiatti, V.; Gheyi, H. R.; Arriel, N. H. C. Atributos químicos de substrato de composto de lixo orgânico. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 15, p.185-192, 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, J. S.; Dourado Neto, D.; Manfron, P. A.; Medeiros, S. L. P.; Brum, B.; Couto, M. R. M. Ajuste de modelos para descrever a fitomassa seca da parte aérea da cultura do milho em função de graus-dia. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, Santa Maria v. 13, n. 1, p. 73-80, 2005.
- Ludwig, F.; Guerrero, A. C.; Fernandes, D. M.; Boas, R. L. V. (2010), Análise de crescimento de gébera de vaso conduzida em diferentes substratos. *Horticultura Brasileira*, **28**, 70-74.
- Malavolta, E.; Vitti, G. C.; Oliveira, S. A. Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações. 2.ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319p.
- 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.
- Mohr, H.; Schopfer, P.: *Plant Physiology* Springer-Verlag, Berlin - Heidelberg 1995. 629 pp.
- Montovani, J. R.; Ferreira, M. E.; Cruz, M. C. P. Alterações nos atributos de fertilidade do solo adubado com composto de lixo urbano. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 29, p.817-824, 2005.
- 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 bio sólido 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).
- Paixão, F. J. R.; Doses de nitrogênio e conteúdo de água no solo no cultivo da mamoneira variedade BRS energia. Campina Grande, PB. UFCG, 2010. 70p. Tese de Doutorado.
- 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.
- Pilon-Smits, E., Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology*, **56**, pp.15-39.2005.
- Redente, E.F.; Richards, J.L. Effects of lime and fertilizer amendments on plant growth in smelter impaired soil in Montana. *Arid Soil Ressearch Rehabilitation*, v.11, p.353-366, 1997.
- 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 Agrônômica**, 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, R.F. dos.; Barros, A.L.; Marques, F.M.; Firmino, P. de T.; Requião, L.E.G. Análise Econômica. In: AZEVEDO, D.M.P. de.; LIMA, E.F. (eds.). O agronegócio da mamona no Brasil: EMBRAPA-SPI, 2001. p.17-35.
- 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.
- Sposito, G. *The chemistry of soils*. New York: Oxford University Press, 1989. 277p.
- Silva, F. C.; Berton, R. S.; Chitolina, J. C.; Ballesteros, 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, A. F.; Anjos, J. B.; Drumond, M. A.; Milane, M.; Nóbrega, M.B.M.; Suassuna, T.M.F. Avaliação preliminar de cultivares de mamona em condições semi-áridas do Nordeste do Brasil. In: Congresso Brasileiro de Mamona - Energia e Sustentabilidade, 1, 2004. Anais... Campina Grande: Embrapa Algodão. 2004. 4p
- Silva, T. G. G.; Zolnier, S.; Grossi, J. A. S.; Barbosa, J. G.; Moura, C. R. W.; Muniz, M.A. (2009), Crescimento do girassol ornamental cultivado em ambiente protegido sob diferentes níveis de condutividade elétrica de fertirrigação.
- 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.
- Tan, K.H. *Environmental soil science*. 2.ed. New York: Marcel Dekker Inc., 2000. 452p.
- Taiz, L.; Zeiger, E. *Fisiologia Vegetal*. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009. 848 p
- 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).
- 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).

- 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.
- 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.
- Vieira, R. D.; Carvalho, N. M. de. Testes de vigor em sementes. Jaboticabal: FUNEP, 1994. 164 p.
- Wendt, C.W. Use of a relationship between leaf length and leaf area to estimate the leaf area of cotton (*Gossypium hirsutum* L.), castors (*Ricinus communis* L.), and sorghum (*Sorghum vulgare* L.). Agronomy Journal, v.59, p.484-486, 1967.
- 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, 1973.
- Xavier, J. F. Águas residuárias provenientes de indústrias e seus efeitos no crescimento e desenvolvimento da mamoneira BRS Nordeste. Campina Grande: UFCG, 2007. 101p. Dissertação Mestrado
- Xiaohai, L. *et al.* Accumulation of Pb, Cu and Zn in native plants growing on contaminated sites and their potential accumulation capacity in Heqing, Yunnan. **Journal of Environmental Science**, v. 20, p. 1469-1474, 2008.
- Zeitouni, C.F., Eficiência de espécies vegetais como fitoextratoras de cádmio, chumbo, cobre, níquel e zinco de um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico. Campinas, 2003.

ANEXOS

Anexo A: Limites Máximos De Contaminantes Admitidos em Fertilizantes Orgânicos, Instrução Normativa SDA da Nº 27, 05 De Junho De 2006.

Parâmetros	Valores
Arsênio (mg/kg)	20,00
Cádmio (mg/kg)	3,00
Chumbo (mg/kg)	150,00
Cromo (mg/kg)	200,00
Mercúrio (mg/kg)	1,00
Níquel (mg/kg)	70,00
Selênio (mg/kg)	80,00
Coliformes termotolerantes (NMP/g de MS)*	1.000,00
Ovos viáveis de helmintos (nº em 4g ST)	1,00
<i>Salmonella</i> sp	Ausência em 10g de matéria seca
Arsênio (mg/kg)	20,00
Cádmio (mg/kg)	3,00
Chumbo (mg/kg)	150,00
Cromo (mg/kg)	200,00
Mercúrio (mg/kg)	1,00

* número mais provável por grama de matéria seca.

**número por quatro gramas de sólidos totais



Figura 1 : Evolução temporal das plantas de mamona adubadas com composto organico e irrigadas com água residuaria domestica tratada (germinação, 10 e 15 dias após a emergência)





Figura 2: Evolução temporal das plantas de mamona adubadas com composto orgânico e irrigadas com água residuária doméstica tratada (início da floração)





Figura 3: Evolução temporal das plantas de mamona adubadas com composto organico e irrigadas com água residuaria doméstica tratada (desenvolvimento dos frutos).