

**UFRRJ**

**INSTITUTO DE AGRONOMIA  
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA  
CIÊNCIA DO SOLO**

**DISSERTAÇÃO**

**Efeitos da Aplicação de Resíduos de Perfuração de  
Poços de Petróleo no Desenvolvimento de Plantas  
e no Risco de Lixiviação de Metais**

**Jésus Sampaio Júnior**

**2012**



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE AGRONOMIA  
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA  
CIÊNCIA DO SOLO**

**EFEITOS DA APLICAÇÃO DE RESÍDUOS DE PERFURAÇÃO DE  
POÇOS DE PETRÓLEO NO DESENVOLVIMENTO DE PLANTAS  
E NO RISCO DE LIXIVIAÇÃO DE METAIS**

**Jésus Sampaio Júnior**

*Sob a Orientação do Professor*  
**Nelson Moura Brasil do Amaral Sobrinho**

*e Co-orientação do Professor*  
**Everaldo Zonta**

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências**, no Curso de Pós-Graduação em Agronomia, Área de Concentração em Ciência do Solo

Seropédica, RJ  
Fevereiro de 2012

628.55  
S192e  
T

Sampaio Júnior, Jésus, 1984-  
Efeitos da aplicação de resíduo de perfuração de poços de petróleo no desenvolvimento de plantas e no risco de lixiviação de metais / Jésus Sampaio Júnior. - 2012.  
62f. : il.

Orientador: Nelson Moura Brasil do Amaral Sobrinho.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-Graduação em Agronomia - Ciência do Solo.

Bibliografia: f.55-62.

1. Solo - Poluição - Teses. 2. Metais pesados - Teses. 3. Lamas de perfuração - Teses. 4. Águas subterrâneas - Poluição - Teses. 5. Girassol - Cultivo - Teses. 6. Mamona - Cultivo - Teses. 7. Lixiviação - Teses. I. Amaral Sobrinho, Nelson Moura Brasil do, 1956- II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Curso de Pós-Graduação em Agronomia - Ciência do Solo. III. Título.

É permitida a cópia parcial ou total desta dissertação, desde que seja citada a fonte.

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE AGRONOMIA  
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA – CIÊNCIA DO SOLO**

**JÉSUS SAMPAIO JÚNIOR**

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências**, no Curso de Pós-Graduação em Agronomia, área de Concentração em Ciência do Solo.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM: 16/02/2012

---

Nelson Moura Brasil do Amaral Sobrinho. Dr. UFRRJ  
(Orientador)

---

Nelson Mazur. Dr. UFRRJ

---

Fabiana Soares dos Santos. Dra. UFF

## **DEDICATÓRIA**

Primeiramente a Deus, já que sem ele nunca chegaria a lugar algum e nem conseguiria nada.

Dedico essa dissertação a cinco pessoas muito importantes em minha vida.

A minha mãe que, com muito sacrifício, abriu mão de muitas coisas para que eu pudesse estudar e chegar onde cheguei.

Ao meu Pai que sempre me ensinou a lutar pelos meus objetivos e nunca desistir no meio do caminho, mas nunca me esquecendo dos princípios.

Ao meu irmão Dinaldo, que sempre esteve ao meu lado, mesmo estando fisicamente longe durante grande parte do tempo.

A minha irmã Doralice, que esteve sempre pronta para me ajudar no que fosse preciso, sem medir esforços.

A minha irmã Leonice, pelos conselhos e dedicação durante toda minha vida, contribuindo sempre na longa e árdua caminhada.

A todos os meus amigos que foram muito importantes nos momentos difíceis assim como nos momentos de felicidade e na comemorações.

## **AGRADECIMENTOS**

Primeiramente a Deus por ter me dado saúde e a oportunidade de estudar na maravilhosa Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, que me proporcionou alegrias e muito conhecimento ao longo dos anos que estive aqui.

Ao meu orientador Nelson Moura Brasil do Amaral Sobrinho pela contribuição e paciência em todos os momentos durante todo o mestrado.

Aos professores Everaldo Zonta e Nelson Mazur que também fizeram parte dessa jornada e pelo apoio durante toda a minha vida acadêmica.

Aos amigos do laboratório Marcio, Jair, Erica, Eloísa, Hugo, Michel, Leilane, Filipe, Amanda, Izabella, Bruna, Fábio, Matheus Veloso, Mateus Queiroz, Carlos, Vinícius, Laura, Ana Lígia e Simone por estarem sempre presentes e dispostos a contribuir e ensinar.

Ao CPGA-CS e a CAPES, pela oportunidade de cursar o mestrado e pela concessão da bolsa.

A todos os funcionários do Departamento de Solos, em especial a Cristiane, ao Roberto e ao Marquinhos pelos pedidos atendidos.

Aos meus pais, em especial Dona Branca, que muito se sacrificou para que eu chegasse até esse momento, sempre me ensinando a respeitar o próximo e lutar pelos meus sonhos.

Aos meus irmãos Leonice, Doralice e Dinaldo que sempre estiveram presentes e prontos a me ajudar nos momentos em que precisei deles.

A todos os meus amigos que sempre me deram apoio nos momentos difíceis e sempre me fortaleceram quando mais precisei.

## **BIOGRAFIA**

Jésus Sampaio Júnior, filho de Jésus Sampaio e Branca Rosa Sampaio, nasceu na cidade de Ponte Nova – MG em 29 de janeiro de 1984 e residiu na cidade de Jequerí até completar o segundo grau na Escola Estadual Padre Benevenuto. Iniciou o curso de graduação em Engenharia Agrônômica na Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro em 2005, diplomando-se em 2010. Durante a graduação foi bolsista de Iniciação Científica no Departamento de Solos, área de Química e Poluição de Solos de 2006 a 2010 sob a orientação do professor Dr. Nelson Moura Brasil do Amaral Sobrinho. Em março de 2010 ingressou no Mestrado no Curso de Pós-Graduação em Agronomia - Ciência do Solo na UFRRJ, trabalhando com girassol e mamona cultivados em solos onde foi incorporado resíduo de perfuração de poços de petróleo.

## RESUMO

SAMPAIO JÚNIOR, Jéus. **Efeitos da aplicação de resíduo de perfuração de poços de petróleo no desenvolvimento de plantas e no risco de lixiviação de metais.** 2012. 62f. Dissertação (Mestrado em Agronomia, Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2012.

O petróleo e seus derivados transformaram-se não só em uma das principais fontes primárias da matriz energética mundial, mas também em insumos para praticamente todos os setores industriais, e nas próximas décadas esse quadro deve continuar a aumentar. Porém, a exploração de petróleo apresenta agravante, como a geração de resíduos, os quais apresentam diversos poluentes, principalmente, em função do fluido utilizado. Dentre os contaminantes, o bário e o sódio estão presentes, geralmente, em elevadas concentrações. A disposição desses resíduos em locais inadequados e sem tratamento adequado, potencializa os riscos de contaminação do solo, das águas subterrâneas e dos seres vivos. Desta forma, o presente trabalho teve como objetivo avaliar os efeitos da aplicação no solo de resíduos de perfuração de poços de petróleo no desenvolvimento e absorção de bário e sódio por plantas de girassol e mamona, além dos riscos de contaminação das águas subterrâneas. O experimento foi conduzido em casa de vegetação, em área de pesquisa da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. O solo e os resíduos utilizados foram coletados durante a perfuração do poço 7-MGP-98D-BA. Foram instalados dois ensaios em paralelo, um com plantas e outro com colunas de lixiviação. Para ambos os ensaios, as doses dos resíduos foram determinadas com base nos valores orientadores propostos pelo CONAMA (2009), sendo estas: Testemunha – sem aplicação de bário, sendo somente os teores naturais do solo; e doses de 300, 3000 e 6000 mg kg<sup>-1</sup>, de resíduos de duas fontes. Essas doses são respectivamente referentes à aplicação de 16,6, 165,9 e 331,8 Mg ha<sup>-1</sup>, do resíduo do secador, e 2,6, 25,7 e 51,3 Mg ha<sup>-1</sup>, do resíduo da centrífuga. No ensaio de plantas, foram utilizadas duas espécies promissoras na produção de óleo para biodiesel, o girassol (Catissol 01) e a mamona (Al Guarany 2002). Foram realizadas análises de crescimento, produção de matéria seca e absorção dos elementos pelas plantas. No ensaio de colunas de lixiviação foram testadas duas condições de potencial redox (oxidação e redução). Foi realizado monitoramento do potencial redox, pH, análise dos teores pseudototais e fracionamento geoquímico do solo e análise dos extratos lixiviados. Foi observado que na condição de redução ocorreu aumento nos teores de bário nas frações mais lábeis e diminuição nas frações de maior estabilidade, para ambos os resíduos. Ocorreu também maior solubilização do sulfato e conseqüente aumento nos teores de bário nos extratos lixiviados. Em relação ao sódio, observou-se que as maiores porcentagens removidas nos extratos lixiviados, foram para o resíduo da centrífuga e na condição de oxidação. Para o resíduo do secador as doses 2 e 3 afetaram o desenvolvimento das plantas, enquanto que para o resíduo da centrífuga, as plantas somente foram afetadas na maior dose, devido aos elevados teores de sódio. Esse elemento mostrou-se o mais crítico presente nos resíduos. A absorção de bário pelas plantas de girassol e mamona não foi afetada com o aumento das doses de resíduo.

**Palavras chave:** Potencial redox. Metais pesados. *Ricinus communis L.*. *Heliantus annus*.



## ABSTRACT

SAMPAIO JÚNIOR, Jésus. **Effects of waste drilling of oil wells application in the development of plants and risk of metal leaching.** 2012. 62p. Dissertation (Master Science in Agronomy, Soil Science). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2012.

The oil and its derivatives have become not only one of the main primary sources of global energy production but an input for virtually all industrial sectors, and in the next decades this framework will continue to increase. However, the oil exploration has aggravating factors, such as production of wastes, which have various pollutants mainly due to the used fluid. Among the contaminants, barium and sodium are generally in high concentrations. The storage of such residues in inappropriate locations and without proper treatment enhances the risks of soil, groundwater and living beings contamination. Thus, this study aimed to evaluate the effects of soil application of drilling waste from oil wells in the development and absorption of barium and sodium by sunflower and castor plants, and risks of groundwater contamination. The study was carried out in a greenhouse at Federal Rural University of Rio de Janeiro research area. The soil and waste materials were collected during the drilling of the well 7-MGP-98D-BA. Two experiments were established simultaneously, one with plants and the other in leaching columns. For both tests, the dosages of the residues were determined using guiding values proposed by CONAMA (2009), and they were: control - no application of barium, with natural contents of the element in the soil; and the dosages of 300, 3000 and 6000 mg kg<sup>-1</sup> from two residue sources. These dosages are respectively related to an application of 16.6, 165.9 and 331.8 Mg.ha<sup>-1</sup> of the dryer residue; and 2.6, 25.7 and 51.3 Mg.ha<sup>-1</sup> of the centrifuge residue. In the plants test, two species with potential for biodiesel production were used; sunflower (Catissol 01) and castor bean (Al Guarany 2002). Analyses of growth, dry matter production and elements absorption by plants were carried out. In the column leaching test two redox potential (oxidation and reduction) conditions were tested. The redox potential, pH, the analysis of the pseudo total levels and the soil geochemical fractioning, and the analysis of leachate extracts were monitored. It was observed that in the reduction condition an increase in the barium levels for the most labile fractions, and a decrease in the stable fractions, in both residue sources. There was also more sulfate solubilization, consequently increasing the barium levels in the leachate extracts. In relation to sodium, it was observed that the highest percentages removed in the leachate extracts were found in the centrifuge residue and in the oxidation condition. For the dryer residue, the dosages 2 and 3 affected the growth of plants, whereas in the centrifuge residue, the plants only were affected at the highest concentration, due to high sodium levels. This element showed to be the most critical in the waste. The barium absorption by the sunflower and castor bean plants was not affected by increasing dosages of residue.

**Key words:** Redox potential. Heavy metals. *Ricinus communis* L. *Heliantus annuus*.

## ÍNDICE DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Valores orientadores para solos segundo CETESB (2005) e CONAMA (2009). .....	3
<b>Tabela 2.</b> Componentes e suas respectivas concentrações básicas do fluido N-Parafina.....	6
<b>Tabela 3.</b> Ensaio de Lixiviação - NBR 10005, nas amostras compostas dos resíduos de perfuração provenientes do secador e da centrífuga em ( $\text{mg L}^{-1}$ ). .....	14
<b>Tabela 4.</b> Ensaio de Solubilização - NBR 10006, nas amostras compostas dos resíduos de perfuração provenientes do secador e da centrífuga em ( $\text{mg L}^{-1}$ ). .....	15
<b>Tabela 5.</b> Teores pseudototais de metais pesados, nitrato e sódio nas amostras compostas dos resíduos de perfuração.....	16
<b>Tabela 6.</b> Teores pseudototais de metais pesados e sódio nas amostras do solo coletadas no entorno da área. ....	17
<b>Tabela 7.</b> Resultado de análise química – Rotina de Fertilidade, nas amostras do solo coletadas no entorno da área. ....	17
<b>Tabela 8.</b> Atributos físicos do Argissolo coletado no entorno da área de perfuração. ....	17
<b>Tabela 9.</b> Quantidades dos resíduos aplicadas no solo ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) e teores de bário e sódio ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nas diferentes doses dos resíduos. ....	18
<b>Tabela 10.</b> Teores de carbono orgânico, ferro e manganês e valores de pH e Eh nos solos onde foi incorporado resíduo do secador, em condições de redução. ....	25
<b>Tabela 11.</b> Coeficientes de correlação de Pearson entre os parâmetros avaliados e o potencial redox (Eh) do Argissolo contaminado com resíduo do secador. ....	25
<b>Tabela 12.</b> Teores de carbono orgânico, ferro e manganês e valores de pH e Eh nos solos onde foi incorporado resíduo da centrífuga, em condições de redução. ....	26
<b>Tabela 13.</b> Coeficientes de correlação de Pearson entre os parâmetros avaliados e o potencial redox (Eh) do Argissolo nos diferentes tratamentos. ....	26
<b>Tabela 14.</b> Distribuição do bário ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nas diferentes frações geoquímicas obtidas através de extração sequencial, em função da aplicação do resíduo secador e teor de umidade.	27
<b>Tabela 15.</b> Distribuição do bário ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nas diferentes frações geoquímicas obtidas através de extração sequencial, em função da aplicação do resíduo centrífuga e teor de umidade. ....	28
<b>Tabela 16.</b> Distribuição do ferro ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nas diferentes frações geoquímicas obtidas através de extração sequencial, em função da aplicação do resíduo secador e teor de umidade.	29
<b>Tabela 17.</b> Distribuição do ferro ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nas diferentes frações geoquímicas obtidas através de extração sequencial, em função da aplicação do resíduo centrífuga e teor de umidade. ....	30
<b>Tabela 18.</b> Distribuição do manganês ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nas diferentes frações geoquímicas obtidas através de extração sequencial, em função da aplicação do resíduo secador e teor de umidade. ....	31
<b>Tabela 19.</b> Distribuição do manganês ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nas diferentes frações geoquímicas obtidas através de extração sequencial, em função da aplicação do resíduo centrífuga e teor de umidade. ....	31
<b>Tabela 20.</b> Teores de bário ( $\text{mg L}^{-1}$ ) no extrato lixiviado, em função da aplicação das diferentes doses de bário e teores de umidade. ....	32

<b>Tabela 21.</b> Teores de sulfato ( $\text{mg L}^{-1}$ ) no extrato lixiviado, em função da aplicação das diferentes doses de bário e teores de umidade. ....	33
<b>Tabela 22.</b> Teores de sódio ( $\text{mg L}^{-1}$ ) no extrato lixiviado, em função da aplicação das diferentes doses de resíduo e teores de umidade. ....	33
<b>Tabela 23.</b> Porcentagem total de sódio removido das colunas, em função da aplicação das diferentes doses dos resíduos e teores de umidade, simulando taxa de precipitação de $200 \text{ mm dia}^{-1}$ . ....	34
<b>Tabela 24.</b> Teores de sódio e bário biodisponíveis nos resíduos em cada tratamento, no plantio. ....	36
<b>Tabela 25.</b> Produção de matéria seca (g) pelas plantas de girassol, nas diferentes doses dos resíduos do secador e da centrífuga. ....	39
<b>Tabela 26.</b> Concentração de bário ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nas raízes, caule, folhas, capítulo e grãos das plantas de girassol, nas diferentes doses de bário. ....	41
<b>Tabela 27.</b> Coeficientes de correlação de Pearson entre os parâmetros avaliados e os teores disponíveis de bário no solo, na ocasião do plantio do girassol. ....	41
<b>Tabela 28.</b> Concentração de sódio ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nas raízes, caule, folhas, capítulo e grãos das plantas de girassol, nas diferentes doses de bário. ....	42
<b>Tabela 29.</b> Coeficientes de correlação de Pearson entre os parâmetros avaliados e os teores disponíveis de sódio no solo, na ocasião do plantio do girassol. ....	43
<b>Tabela 30.</b> Concentração de ferro ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nas raízes, caule, folhas, capítulo e grãos das plantas de girassol, nas diferentes doses de bário. ....	44
<b>Tabela 31.</b> Concentração de manganês ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nas raízes, caule, folhas, capítulo, grãos e total das plantas de girassol, nas diferentes doses de bário. ....	45
<b>Tabela 32.</b> Produção de matéria seca (g) pelas plantas de mamona, nas diferentes doses dos resíduos do secador e da centrífuga. ....	49
<b>Tabela 33.</b> Concentração de bário ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nas raízes, caule, folhas e racemo das plantas de mamona, nas diferentes doses de bário. ....	50
<b>Tabela 34.</b> Coeficientes de correlação de Pearson entre os parâmetros avaliados e os teores disponíveis de bário no solo, na ocasião do plantio da mamona. ....	50
<b>Tabela 35.</b> Concentração de sódio ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nas raízes, caule, folhas e racemo das plantas de mamona, nas diferentes doses de bário. ....	51
<b>Tabela 36.</b> Coeficientes de correlação de Pearson entre os parâmetros avaliados e os teores disponíveis de sódio no solo, na ocasião do plantio da mamona. ....	51
<b>Tabela 37.</b> Concentração de ferro ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nas raízes, caule, folhas e racemo das plantas de mamona, nas diferentes doses de bário. ....	52
<b>Tabela 38.</b> Concentração de manganês ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nas raízes, caule, folhas e racemo das plantas de mamona, nas diferentes doses de bário. ....	53

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Caracterização e classificação dos resíduos.....	4
<b>Figura 2.</b> Sistema de circulação e recuperação do fluido durante a perfuração do poço 7–MGP–98D-BA (Bahia) e a geração dos diferentes resíduos e respectivos equipamentos. ....	11
<b>Figura 3.</b> A) Fases da perfuração; B) Sistema de secagem do resíduo e recuperação do fluido de perfuração. ....	12
<b>Figura 4.</b> Áreas onde foram coletadas amostras de terra dos horizontes superficiais, representativas do solo do entorno das locações de poços de petróleo na Bahia.....	12
<b>Figura 5.</b> Componentes que constituem as colunas de lixiviação, antes da montagem. ....	19
<b>Figura 6.</b> Colunas de lixiviação (PVC) dispostas nas bancadas metálicas durante a condução do experimento.....	19
<b>Figura 7.</b> Determinação do potencial redox (Eh) e do pH nas colunas de lixiviação.....	20
<b>Figura 8.</b> Adição da água e coleta dos extratos lixiviados nas colunas de solo utilizando recipientes plásticos. ....	20
<b>Figura 9.</b> Pesagem do solo misturado aos resíduos e unidades experimentais acomodadas nas bancadas em casa de vegetação.....	21
<b>Figura 10.</b> Valores de potencial redox (Eh) do Argissolo após incorporação do resíduo do secador, em dois teores de umidade (redução e oxidação) em função do tempo.....	23
<b>Figura 11.</b> Valores de potencial redox (Eh) do Argissolo onde foi incorporado o resíduo da centrífuga, em dois teores de umidade (redução e oxidação) em função do tempo.....	24
<b>Figura 12.</b> Relação da composição de n-alcenos nos resíduos do secador e da centrífuga.....	35
<b>Figura 13.</b> Teores de Hidrocarbonetos Totais de Petróleo nos resíduos do secador e da centrífuga.....	35
<b>Figura 14.</b> Diferenças na altura das plantas de girassol observadas nos diferentes tratamentos para os resíduos do secador (A) e da centrífuga (B). ....	36
<b>Figura 15.</b> Análise de crescimento (altura e diâmetro do caule) das plantas de girassol ao longo do experimento em função dos tratamentos, para o resíduo do secador.....	37
<b>Figura 16.</b> Análise de crescimento (altura e diâmetro do caule) das plantas de girassol ao longo do experimento em função dos tratamentos, para o resíduo da centrífuga. ....	38
<b>Figura 17.</b> Diferenças na altura das plantas de mamona observadas nos diferentes tratamentos para os resíduos do secador (A) e da centrífuga (B). ....	46
<b>Figura 18.</b> Análise de crescimento (altura e diâmetro do caule) das plantas de mamona ao longo do experimento em função dos tratamentos, para o resíduo do secador.....	47
<b>Figura 19.</b> Análise de crescimento (altura e diâmetro do caule) das plantas de mamona ao longo do experimento em função dos tratamentos, para o resíduo da centrífuga. ....	48

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO .....	1
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	2
2.1	Contaminação do Solo por Metais Pesados .....	2
2.2	Valores Orientadores de Metais Pesados em Solos .....	2
2.3	Definição e Classificação de Resíduos .....	3
2.4	Resíduo de Perfuração de Poços de Petróleo .....	5
2.5	Potencial Redox nos Solos.....	6
2.6	Efeitos do Sódio Sobre as Culturas.....	6
2.7	Uso de Resíduos Industriais na Agricultura.....	7
2.8	Culturas do Girassol e da Mamona.....	8
2.8.1	Girassol.....	8
2.8.2	Mamona.....	9
3	MATERIAL E MÉTODOS .....	10
3.1	Geração de Resíduos de Perfuração de Poços de Petróleo .....	10
3.2	Coleta dos Resíduos e do Solo no Entorno do Poço.....	11
3.3	Caracterização do Resíduo e do Solo .....	13
3.3.1	Caracterização do resíduo de perfuração de poços de petróleo.....	13
3.3.2	Caracterização do solo coletado no entorno dos poços de petróleo .....	16
3.4	Aplicação do Resíduo no Solo.....	18
3.5	Ensaio com Coluna de Lixiviação .....	18
3.6	Ensaio com Plantas.....	21
3.7	Análise Estatística.....	22
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	23
4.1	Avaliação do Potencial Redox e pH nas Colunas de Lixiviação .....	23
4.2	Fracionamento Geoquímico.....	26
4.3	Ensaio de Lixiviação.....	32
4.4	Ensaio de Vasos com Plantas .....	36
4.4.1	Bário e sódio biodisponíveis .....	36
4.4.2	Análise de crescimento das plantas de girassol .....	36
4.4.3	Absorção dos elementos por plantas de girassol .....	39
4.4.4	Análise de crescimento das plantas de mamona.....	45
4.4.5	Absorção dos elementos por plantas de mamona.....	49
5	CONCLUSÕES .....	54
6	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	55

## 1 INTRODUÇÃO

Ao longo do século XX, o petróleo e seus derivados transformaram-se não só em uma das principais fontes primárias da matriz energética mundial, mas também em insumos para praticamente todos os setores industriais.

Embora a sociedade e os cientistas estejam conscientes da necessidade de mudança da matriz energética atual, prevê-se que nas próximas décadas, o petróleo ainda seja a nossa realidade energética (Goldemberg e Villanueva, 2003). Entretanto, a elevação da exploração e refino do petróleo leva ao aumento da poluição ambiental pela geração de resíduos. Este merece destaque em razão do seu grande potencial como agente poluente, visto que, os fluidos utilizados na perfuração contêm elementos em altas concentrações, principalmente, bário e sódio, que podem ser liberados no resíduo.

O risco de contaminação do ambiente pode ser maior quando esse material é disposto em locais inadequados sem receberem o devido tratamento. Em locais com risco de alagamento, por exemplo, onde ocorre a sucessão dos aceptores finais de elétrons utilizados pelos microrganismos no processo de decomposição da matéria orgânica. Segundo Lima et al., (2005), a inundação prolongada dos solos provoca mudanças químicas, físicas, biológicas e mineralógicas, das quais a mais significativa é, possivelmente, o decréscimo no potencial eletroquímico de elétrons ou potencial redox.

A disposição deste material, bem como seu uso no solo, ainda é pouco estudada. Entretanto, Zonta et al., (2005) mostraram que, se suprimidos os problemas com os possíveis principais contaminantes, seu uso no solo pode ter um efeito condicionador, melhorando tanto as propriedades químicas quanto as físicas do solo. Souza e Lima (2002), também relatam que poluentes em potencial podem deixar de ser uma preocupação quando convenientemente tratados e adequadamente dispostos ou reciclados.

Diante desse quadro, alguns estudos têm sido realizados na tentativa de conhecer a dinâmica dos contaminantes presentes nestes resíduos, visando solucionar eventuais problemas pela disposição inadequada no solo (Lima, 2011; Magalhães et al, 2011).

Uma maneira de minimizar os problemas gerados pela exploração do petróleo se enquadra no aspecto da sustentabilidade, onde existe uma busca por novas fontes energéticas, principalmente as renováveis que sejam viáveis e contribuam para reduzir a emissão de gases de efeito estufa, característica das fontes tradicionais de energia fóssil.

Outra forma é que se os resíduos da perfuração de poços de petróleo forem convenientemente tratados e não causarem interferências nos padrões de produtividade das culturas destinadas a produção de biocombustíveis, possivelmente poderão ser incorporados nessas áreas.

O presente trabalho teve como objetivo avaliar os efeitos da aplicação no solo de resíduos de perfuração de poços de petróleo no desenvolvimento e absorção de bário e sódio por plantas de girassol e mamona, além dos riscos de lixiviação de metais.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 Contaminação do Solo por Metais Pesados

O termo metais pesados não possui uma única definição, e essas definições variam de acordo com o ramo da ciência que o aborda. Segundo Amaral Sobrinho (1992), o termo “metais pesados”, de definição ambígua, é baseado na densidade atômica ( $> 6 \times 10^3 \text{ kg m}^{-3}$ ) e vem sendo amplamente utilizado na literatura científica. Segundo Alloway (1995), do ponto de vista químico, são considerados metais pesados elementos que possuem peso específico maior que  $6 \text{ g cm}^{-3}$  ou número atômico maior que 20.

Esses metais podem estar presentes e persistir no solo, por causa da sua baixa mobilidade, ou serem absorvidos pelas plantas e ingressarem na cadeia alimentar (Camelo et al., 1990; Abdel-Haleem et al., 2001).

A toxicidade dos metais pesados ou elementos potencialmente tóxicos depende do teor e da forma química sob a qual eles se apresentam no solo, dependendo das diferentes interações existentes no meio (Velasco Molina, 2004). Concentrações elevadas de metais no solo podem afetar a produtividade, a biodiversidade e a sustentabilidade dos ecossistemas, constituindo risco para a saúde dos seres humanos e animais (Sun et al., 2001).

A poluição de solos por metais pesados está diretamente relacionada às suas interações com a fração argila. Essa interação envolve reações de adsorção/dessorção, precipitação/dissolução, complexação e oxirredução, tanto na fase inorgânica quanto na fase orgânica dos componentes da fração argila (Sposito, 1989; Alloway, 1990; Amaral Sobrinho, 1993). Vários atributos são responsáveis pela disponibilidade/mobilidade dos metais pesados no solo. Dentre eles podem ser citados o teor de matéria orgânica, presença de óxidos de ferro, alumínio ou manganês, quantidade de argila, pH e potencial redox, sendo que os dois últimos são os mais relevantes. O pH e potencial redox afetam diretamente as reações que ocorrem no meio, e são considerados os principais fatores que controlam a disponibilidade dos metais pesados em solução do solo (Pierangeli et al., 2001).

Dentre os metais pesados, que podem ser influenciados por esses atributos, está o bário que é pouco móvel por causa da formação de sais insolúveis em água e de sua baixa capacidade de formar complexos solúveis com materiais húmicos e fúlvicos (WHO, 1990). Entretanto, alguns compostos de baixa solubilidade desse elemento, como  $\text{BaSO}_4$  (USEPA, 2005), em condições de solos reduzidos, podem sofrer alterações e ocasionar mudanças na mobilidade e biodisponibilidade, potencializando o risco de contaminação para as plantas e águas subterrâneas (Magalhães, 2011).

Devido à toxicidade do bário, os órgãos ambientais passaram a ter uma atenção especial, incluindo-o em listas como um elemento potencialmente tóxico e estabeleceram valores orientadores para este elemento em solos e água subterrânea.

### 2.2 Valores Orientadores de Metais Pesados em Solos

Segundo o Conselho Nacional do Meio Ambiente, (CONAMA, 2009) os valores orientadores apresentam as seguintes definições e tem a sua utilização como segue:

**Valor de referência de qualidade (VRQ)** - é a concentração de determinada substância que define a qualidade natural do solo, sendo determinado com base em interpretação estatística de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos;

**Valor de prevenção (VP)** - é a concentração de determinada substância no solo, acima da qual podem ocorrer alterações da qualidade do solo quanto as suas funções principais;

**Valor de investigação (VI)** - é a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado.

O CONAMA (2009) adotou os valores de prevenção e intervenção estabelecidos pela CETESB (2005), substituindo o termo intervenção por investigação e os valores de referência de qualidade serão determinados e estabelecidos por cada estado, devido às inúmeras diferenças existentes entre um local e outro, bem como a grande variedade dos solos brasileiros. Os valores orientadores de elementos estão apresentados na Tabela 1 em função da referência de qualidade (CETESB, 2005), prevenção e investigação (CONAMA, 2009), para os solos.

**Tabela 1.** Valores orientadores para solos segundo CETESB (2005) e CONAMA (2009).

Substância	Referência de Qualidade <sup>1</sup>	Prevenção <sup>2</sup>	Intervenção <sup>2</sup>		
			Agrícola/APMax*	Residencial	Industrial
			mg kg <sup>-1</sup>		
Antimônio	<0,5	2	5	10	25
Arsênio	3,5	15	35	55	150
Bário	75	150	300	500	750
Cádmio	<0,5	1,3	3	8	20
Chumbo	17	72	180	300	900
Cobalto	13	25	35	65	90
Cobre	35	60	200	400	600
Cromo	40	75	150	300	400
Mercúrio	0,05	0,5	12	36	70
Molibdênio	<4	30	50	100	120
Níquel	13	30	70	100	130
Prata	0,25	2	25	50	100
Selênio	0,25	5	-	-	-
Vanádio	275	-	-	-	-
Zinco	60	300	450	1000	2000

<sup>1</sup>- CETESB (2005); <sup>2</sup>- CONAMA (2009); \*Área de proteção máxima.

### 2.3 Definição e Classificação de Resíduos

A definição de resíduo é muito ampla e pode haver variações de acordo com as diferentes legislações. Segundo Naumoff e Peres (2000), os resíduos sólidos são originados das atividades dos diversos ramos da indústria, tais como: metalúrgica; química; petroquímica; papelaria; alimentícia etc., sendo bastante variados, podendo ser representados por cinzas, lodos, óleos, resíduos alcalinos ou ácidos, plásticos, papéis, madeiras, fibras, borrachas, metais, escórias, vidros e cerâmicas, dentre outros.

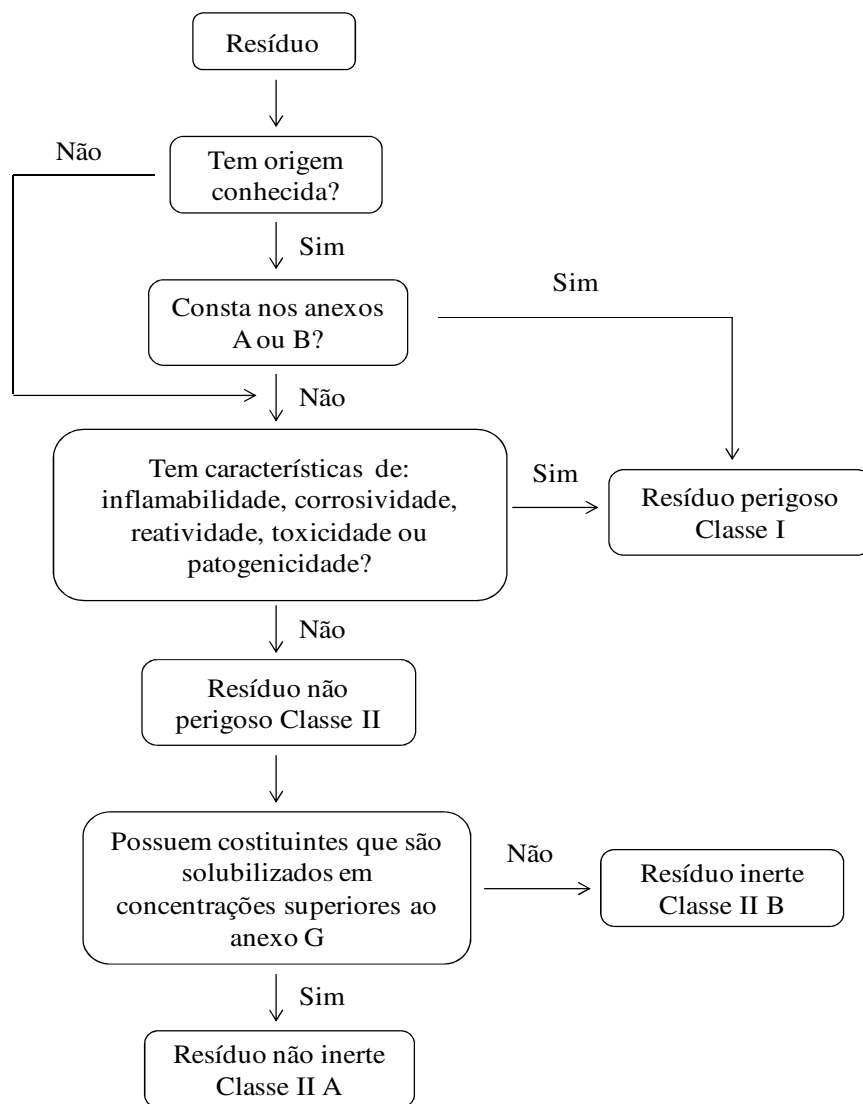
Resíduos também são descritos como substâncias, produtos, ou objetos, incapazes de utilização para os fins que foram produzidos, ou são restos de um processo de produção, transformação ou utilização e, em ambos os casos, pressupõem que o detentor tenha que se desfazer deles (Formosinho et al., 2000).

Segundo a ABNT (2004), baseado na norma NBR 10004, os resíduos sólidos são “Os resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em



equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnicas economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.

A caracterização e classificação dos resíduos devem ser feitas de acordo com o fluxograma apresentado na Figura 1.



**Figura 1.** Caracterização e classificação dos resíduos.

Fonte: Adaptado de ABNT (2004).

De acordo com a norma brasileira, os resíduos são classificados como:

**Resíduo Classe I – Perigosos:** Apresentam umas das características descritas, como inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade ou constam nos anexos A ou B.

**Resíduo Classe II – Não Perigosos:**

**Resíduo Classe II A – Não Inertes:** Aqueles que não se enquadram nas classificações de resíduos classe I, podendo ter propriedades tais como: biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água.

**Resíduo Classe II B – Inertes:** Qualquer resíduo que quando submetido ao teste de solubilidade, conforme ABNT NBR 10006, não apresentar nenhum dos seus constituintes

solubilizados à concentrações superiores aos padrões da potabilidade da água, excetuando-se aos aspectos turbidez, cor, dureza e sabor.

## 2.4 Resíduo de Perfuração de Poços de Petróleo

Segundo Thomas (2001), na década passada o petróleo já era uma das principais fontes de energia no mundo e através da indústria petroquímica, seus derivados são cada vez mais utilizados. Com isso, o petróleo, além de produzir combustível, passou a ser imprescindível às facilidades e comodidades da vida moderna.

Atualmente, com a descoberta do Pré-Sal e início da prospecção do petróleo no ano de 2008, aumentou ainda mais as reservas petrolíferas do país podendo levar o Brasil a ocupar uma posição entre os maiores produtores de petróleo do mundo.

Embora a sociedade e os cientistas estejam conscientes da necessidade de mudança da matriz energética atual, prevê-se que ainda nas próximas décadas, o petróleo seja nossa realidade energética (Goldemberg e Villanueva, 2003).

Apesar das vantagens sociais e econômicas geradas pela produção do petróleo, esta nova fase também gera maiores riscos ao meio ambiente (Teixeira, 2007). Segundo Theobald (2007), a perfuração de poços de petróleo e gás natural é uma atividade de alto risco tecnológico, devido a permanente possibilidade de ocorrência de um acidente industrial maior. Além dos riscos oferecidos pela atividade, ainda existe outro problema que é a geração de resíduos. Dentre os rejeitos produzidos pela atividade de exploração de poços de petróleo, o resíduo de perfuração merece destaque em razão da sua importância como potencial agente poluente, em função do fluido utilizado (Dias et al., 2004).

Durante a perfuração dos poços, o fluido de perfuração contendo substâncias tóxicas, acaba liberando-as no resíduo (Pozebon et al., 2005), sendo, portanto, uma das principais influências nos teores dessas substâncias nos resíduos de perfuração (Melton et al., 2000). Os fluidos de perfuração são misturas de diferentes componentes e cada um deles é adicionado para conferir certas propriedades, como por exemplo: controlar a pressão interna do poço; suportar a parede do maciço; retirar os fragmentos de rocha; evitar a invasão do filtrado, e danos na formação (Fam et al. 2003).

A Tabela 2 apresenta a composição básica de um fluido base não aquosa (N-Parafina). Dentre os insumos utilizados no fluido, se pode destacar a baritina ( $\text{BaSO}_4$ ), que é muito utilizada devido a sua elevada densidade ( $4,2 \text{ g cm}^{-3}$ ), baixa toxicidade e solubilidade, além de ser inerte. Outros compostos de grande importância nos fluidos são os sais de sódio, presentes em elevadas concentrações, devido à utilização de salmoura saturada com cloreto de sódio. As salmouras são utilizadas como a fase aquosa ou para balancear as interações dos fluidos de perfuração com argilas ou sais solúveis das formações. As salmouras utilizadas nas lamas à base de água são tipicamente NaCl ou KCl, e nas lamas sintéticas ou à base de óleo é o  $\text{CaCl}_2$  (Schaffel, 2002).

Entretanto, poluentes em potencial podem deixar de ser uma preocupação quando convenientemente tratados e adequadamente dispostos ou reciclados (Souza e Lima, 2002). Segundo Zonta et al. (2005), se suprimidos os problemas com os possíveis principais contaminantes, seu uso no solo pode ter um efeito condicionador, melhorando tanto as propriedades química quanto as físicas do solo.

**Tabela 2.** Componentes e suas respectivas concentrações básicas do fluido N-Parafina.

Componente	Concentração
N-Parafina	50% (V/V)
Emulsificante Primário	19,9 kg m <sup>-3</sup>
Agente de molhabilidade	2,1 kg m <sup>-3</sup>
Cal Hidratada	31,4 kg m <sup>-3</sup>
Argila organofílica	7,1 kg m <sup>-3</sup>
Salmoura (saturada c/NaCl)	14,6 % (V/V)
Redutor de filtrado	4,3 kg m <sup>-3</sup>
Baritina (BaSO <sub>4</sub> )	1557,7 kg m <sup>-3</sup>

Fonte: Magalhães, (2011).

## 2.5 Potencial Redox nos Solos

O potencial redox (Eh) é um parâmetro utilizado para medir a intensidade de redução dos constituintes do solo (Sousa et al., 2009). Valores altos e positivos de Eh estão associados à presença de oxigênio e outras espécies oxidadas, enquanto valores baixos ou negativos de Eh estão associados a espécies reduzidas (Camargo et al. 2001).

Segundo Camargo et al., (1999), quando um solo é inundado, o equilíbrio anterior é alterado, pois a água desloca o ar dos espaços porosos, criando regiões de anaerobiose devido à diminuição do oxigênio e o aumento de CO<sub>2</sub>, produzido pela respiração microbiana. Segundo Silva (2002), são os principais receptores de elétrons no solo, na ordem de sua tendência para serem reduzidos a pH 7: O<sub>2</sub> > NO<sub>3</sub><sup>-</sup> > MnO<sub>2</sub> > FeO > SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> > (CH<sub>2</sub>O)<sub>n</sub>.

Em ambiente reduzido a solubilidade dos metais pesados pode ser controlada pela concentração de sulfato (Monnin et al., 2001), onde os microorganismos anaeróbios utilizam os compostos oxidados do solo como receptores de elétrons no seu metabolismo. O primeiro aceptor é o nitrato, depois os óxidos de Mn, óxidos de Fe e em seguida o sulfato e o por último o carbono. Ao reduzir o sulfato, as bactérias geram sulfeto que podem precipitar os metais pesados (Hartley et al., 2003). Se a concentração de BaSO<sub>4</sub> for alta, a baritina pode servir como fonte de sulfato para as bactérias redutoras de sulfatos a sulfetos (Ulrich et al., 2003) e ocorrer à liberação do Bário no ambiente (Phillips et al., 2001).

## 2.6 Efeitos do Sódio Sobre as Culturas

A sensibilidade às condições de estresse salino é variável de acordo com a espécie e a fase de germinação de cada cultura. Dias et al., (2003) consideram a germinação e o desenvolvimento inicial, as fases mais sensíveis aos efeitos da salinidade. De um modo geral, um solo é considerado salino quando a quantidade de sais existentes é capaz de prejudicar o desenvolvimento das plantas. Para a maioria das culturas isso ocorre quando a condutividade elétrica do extrato de saturação é igual ou superior a 2 dS m<sup>-1</sup> (Holanda et al., 2010).

A porcentagem de sódio no solo é um parâmetro utilizado para caracterizar os solos quanto aos níveis de salinidade. Solos considerados normais apresentam porcentagem de saturação por sódio na CTC menor que 8 %, solos solódicos entre 8 e 20 % e solos sódicos maior que 20 % (EMBRAPA, 1988).

O estresse salino afeta virtualmente todos os aspectos da fisiologia e metabolismo das plantas (Zhu, 2002). Os efeitos deletérios da salinidade no crescimento das plantas estão associados com a redução do potencial osmótico da solução do solo (estresse hídrico), distúrbios nutricionais, efeitos específicos de alguns íons (estresse iônico) ou uma combinação desses fatores (Ashraf, 1994).

De acordo com Ferreira et al., (2001), a redução na absorção de água e transporte de elementos minerais essenciais ao desenvolvimento e crescimento das plantas, são provocados por excesso de sais, principalmente o NaCl. O acúmulo excessivo de sais pode levar à morte dos tecidos, órgãos e mesmo da planta inteira. Em grande parte, esses efeitos devido aos distúrbios provocados pelos efeitos dos íons  $\text{Na}^+$  e  $\text{Cl}^-$  acumulados nas células, os quais afetam vários processos metabólicos (Munns, 2002).

Segundo Ayers e Westcot (1999), o rendimento das culturas cai significativamente quando o teor de sais na solução do solo prejudica a absorção de água e nutrientes pelas culturas, resultando em perdas no crescimento, desenvolvimento e produção (Lacerda, 2005; Gheyi et al., 2005). Segundo Cavalcanti et al. (2005), a mamoneira é mais tolerante a salinidade que culturas como o tomateiro e a aceroleira, pois não houve interferência nas variáveis de germinação, mesmo aumentando a salinidade ( $4,7 \text{ dS m}^{-1}$ ) e variando as proporções de íons, em tratamentos com alta concentração de sódio. Provavelmente, a embebição e a hidrólise das substâncias de reserva das sementes de mamona não foram afetadas. Porém, os autores ressaltam que houve redução linear no número de folhas, altura das plantas, diâmetro do caule e matéria seca da parte aérea, com o aumento da salinidade.

Segundo Nobre et al., (2010), o aumento da concentração de NaCl na solução do solo, ocorrido pelo aporte da água de irrigação, contribuiu negativamente sobre a absorção de água pelas plantas, o que foi determinante para a redução dos processos fotossintéticos e metabólicos da cultura, de forma a provocar redução da altura da planta e do diâmetro do caule, à medida em que CE foi acrescida. De acordo com Travassos et al., (2009) o aumento da CE de 1 a  $5 \text{ dS m}^{-1}$  promoveu também, decréscimos linear de 0,32 e 2,67 cm na altura e de 0,15 e 0,62 mm no diâmetro caulinar de plantas de girassol (cv. Embrapa 122/V-2000) em avaliações realizadas aos 18 e 28 DAS, respectivamente, o que indica sensibilidade desta cultivar ao excesso de sais na zona radicular.

## **2.7 Uso de Resíduos Industriais na Agricultura**

Schumacher et al. (2001), apontam que estudos sobre alternativas ao uso de fertilizantes químicos devem ser sempre aprimorados, em consequência das jazidas de alguns minerais estarem ficando escassas, os elevados custos para a obtenção de fertilizantes e principalmente pelos riscos de contaminação dos recursos hídricos. O emprego de alguns resíduos como fertilizantes e corretivos agrícolas se mostra como uma alternativa viável (Accioly et al., 2000). Entretanto, na utilização desses materiais é necessário se considerar, também, o teor de metais pesados que, em níveis elevados, podem tornar-se tóxicos e limitar seu uso na atividade agrícola, além de contaminar o ambiente (Accioly et al., 2000).

O lodo de esgoto é um resíduo rico em nutrientes e matéria orgânica, entretanto, por conter em sua composição diversos poluentes, como os metais pesados, o uso contínuo e sem critérios técnicos na agricultura pode resultar em aumento nos teores desses elementos no solo (Oliveira e Mattiazzo, 2001). Esse resíduo tem recebido especial atenção por parte da pesquisa, em função do grande problema ambiental que seu descarte inadequado apresenta. Diversos autores como Bettiol e Camargo (2000), Tsutiya et al. (2001) e Bettiol e Camargo (2006), já abordaram o uso agrícola de lodo de esgoto em seus estudos. Desta forma, são necessários estudos aprofundados sobre as características e o comportamento dos resíduos no solo, água e seres vivos antes de realizar a aplicação dos mesmos. São necessários estudos agrônômicos para indicar os efeitos positivos no sistema solo-planta, seja como material corretivo ou fonte de nutrientes (Prado e Natale, 2005).

Por outro lado, diversos trabalhos apresentam bons resultados com a utilização de resíduos na agricultura, como a elevação do pH, disponibilização de nutrientes, melhorias nas propriedades físico-químicas dos solos (Simonete et al., 2003, Cabral et al., 2008, Oliveira et al., 2008, Chiba et al., 2008a e Chiba et al., 2008b).

A técnica da rochagem é alternativa ao uso indiscriminado de adubos e segundo Theodoro et al. (2000), consiste na aplicação de pó de rocha moída com o objetivo de melhorar as características físicas e químicas, promovendo a recuperação de solos empobrecidos devido à presença de elementos importantes para o desenvolvimento das plantas. Essa técnica pode devolver ao solo uma fração de minerais intemperizáveis, podendo atuar como se fosse à fração silte de um solo jovem, isto é, como uma reserva de nutrientes minerais (Amparo, 2003). A rochagem é apresentada como uma prática que induz a fertilização da terra com a própria terra, viabilizando o equilíbrio do sistema como um todo (Theodoro, 2000).

Segundo Amparo (2003), a utilização da farinha de rocha traz um efeito prolongado por promover algumas vantagens como à diminuição da mão-de-obra. Isso é devido à farinha de rocha não ser prontamente solúvel em água e o produto não ser lixiviado pela água da chuva ou irrigações intensas. Destaca-se outras vantagens como a correção do pH, a não salinização do solo, a não absorção em excesso de potássio, o que beneficia a absorção de cálcio e magnésio e a diminuição da fixação do fósforo solúvel pela presença da sílica.

Kiehl (2002), realizando pesquisas na Escola Superior da Agricultura Luiz de Queiroz (Esalq), USP de Piracicaba - SP, afirma que a utilização do pó de basalto para a correção dos solos trouxe resultados positivos, tornando-se uma alternativa bastante favorável aos agricultores. Cristan (2002) também afirma que, uma vez que a liberação dos nutrientes é gradual e contínua, estudos recentes no Brasil o indicam como potencial recuperador de pastagens e de canaviais.

Em nível mundial, mais recentemente, vários pesquisadores vêm mostrando os resultados positivos obtidos com o acréscimo de alguns tipos de rochas aos solos (Van Straaten 2006 e 2007; Jama e Van Straaten, 2006). No Brasil ainda são poucas as referências de sua utilização em escala comercial. Registradas como condicionantes de solos, citam-se algumas misturas de rochas que são comercializadas no Brasil, como a Farinha de Rocha MB4 (Knapik, 2005).

Segundo Theodoro e Leonardos (2006), a rochagem pode ser feita a partir do rejeito das pedreiras com um custo bem menor do que a fertilização convencional com produtos químicos. Além disso, a recarga dos nutrientes só precisa ser feita de quatro em quatro anos, devido à liberação lenta dos nutrientes, diferente da adubação convencional que necessita ser refeita todo ano (Theodoro, 2000).

## **2.8 Culturas do Girassol e da Mamona**

### **2.8.1 Girassol**

O girassol (*Helianthus annuus L.*) é uma dicotiledônea anual da família Asteraceae. O gênero deriva do grego *helios*, que significa sol, e de *anthus*, que significa flor, “flor do sol”, que gira seguindo o movimento do sol.

O girassol é uma oleaginosa que tem se desenvolvido em diversas regiões brasileiras, devido às particularidades agronômicas, como resistência a fatores abióticos, adaptação, ciclo reprodutivo, época de semeadura e a crescente demanda do setor industrial e comercial. Segundo EMBRAPA (2002), o girassol permite melhor aproveitamento da estrutura de produção com áreas ociosas e máquinas agrícolas, já que pode ser cultivado na entressafra, após a colheita da cultura de verão.

Culturas como girassol e mamona, possuem grande potencial na produção de óleo sendo uma alternativa de substituição do diesel em motores de ignição por compressão. O biodiesel é um combustível renovável, produzido a partir de oleaginosas como dendê, mamona, girassol e soja.

Segundo Parente (2003), todos os óleos vegetais podem ser transformados em biodiesel. Dentre estes, o óleo de girassol se destaca pelas excelentes características físico-químicas e a produção dessa oleaginosa está entre as maiores culturas do mundo (Fagundes, 2002), tendo viabilidade técnico-ambiental para a produção de biocombustíveis (EMBRAPA, 2003).

O uso de biocombustíveis é visto, hoje, como uma alternativa viável de uso, porém, pouca atenção vem sendo dada aos estudos de balanço energético, os quais estabelecem a relação entre o total de energia contida no biocombustível e o total de energia investida em todo o processo de produção, incluindo-se as etapas agrícolas e industriais (Urquiaga et al. 2005). Embora seja positivo, o balanço energético do girassol se torna desfavorável quando comparado ao rendimento calorífico da cana-de-açúcar e do dendê. A seleção de variedades melhoradas e adaptadas para a finalidade energética e o aperfeiçoamento das práticas agrícolas podem ser consideradas alternativas viáveis para culturas de baixo rendimento. De acordo com Freitas (2009), o girassol, é a quarta oleaginosa em produção de grãos no mundo, pode ter potencial para fitoremediação. Além da produção de grãos, o girassol está sendo também amplamente cultivado para a produção de flores de corte e de vaso (Schoellhorn et al., 2003).

## 2.8.2 Mamona

A mamoneira (*Ricinus communis L.*) é da família Euphorbiaceae, é uma espécie perene, de crescimento indeterminado no sentido da emissão de inflorescências de várias ordens e idades fisiológicas. A cultura está disseminada em quase todo o Nordeste, cujas condições climáticas são propícias ao seu desenvolvimento e crescimento, nos locais já zoneados pela Embrapa e referendado pelo MAPA (EMBRAPA, 2006).

O óleo de mamona tem elevado valor estratégico pelo fato de não existir bons substitutos em muitas de suas aplicações e pela versatilidade industrial (Vieira e Lima, 2005). Os teores de óleo das sementes da mamona variam de 35 a 55%, cujo padrão comercial é de 45% (Vieira et al., 1998). Conhecido como óleo de rícino e, internacionalmente, como *castor oil* tem, como maiores produtores mundiais, a Índia e a China, embora o Brasil continue sendo um dos maiores exportadores (Savy Filho, 1999).

No mundo inteiro, o uso de biodiesel como combustível tem se mostrado promissor, principalmente, porque, quando comparada a de combustíveis fósseis, sua utilização diminui a emissão de CO<sub>2</sub>, SO<sub>x</sub> e de hidrocarbonetos lançados ao ambiente e, conseqüentemente, ocorreu a redução qualitativa e quantitativa dos níveis de poluição ambiental. Sendo, portanto, um mercado que cresce aceleradamente (Ferrari et al., 2005). Analisando a situação ambiental, o biodiesel é fundamental para a redução das emissões de poluentes, pois contribui para diminuir a incidência de doenças respiratórias provocadas pela fumaça emitida pelos combustíveis fósseis, bem como o aumento do aquecimento global através do efeito estufa.

O óleo de mamona quando comparado a outros óleos usados para fabricação de biodiesel tem uma grande vantagem, pois é o único óleo solúvel em álcool e não necessita de calor e do conseqüente gasto de energia requerido por outros óleos vegetais para transformar em combustível. Entretanto, quando se fala em gasto de energia, é necessário lembrar que no caso do biodiesel de mamona, o balanço energético é baixo (<2), e somente culturas de alta produção de biomassa e com baixa adubação nitrogenada, como a cana-de-açúcar e dendê, têm apresentado balanços energéticos altamente positivos com média em torno de 8,7 (Urquiaga et al., 2005). De acordo com os mesmos autores, esse quadro poderia ser melhorado mediante seleção de variedades para alto rendimento e substituição e ou redução da adubação nitrogenada com o uso de leguminosas-adubos verdes em rotação ou consórcio.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido em casa de vegetação, no Departamento de Solos do Instituto de Agronomia, localizado no Campus da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro – UFRRJ, município de Seropédica – RJ (22°47' de latitude sul e 43°40' de longitude oeste). O estudo foi desenvolvido a partir de resíduos coletados na unidade exploradora da Petrobrás localizada no Estado da Bahia (UNBA). Esses resíduos foram coletados durante a perfuração do poço 7- MGP-98D-BA, cuja finalidade era produção de óleo.

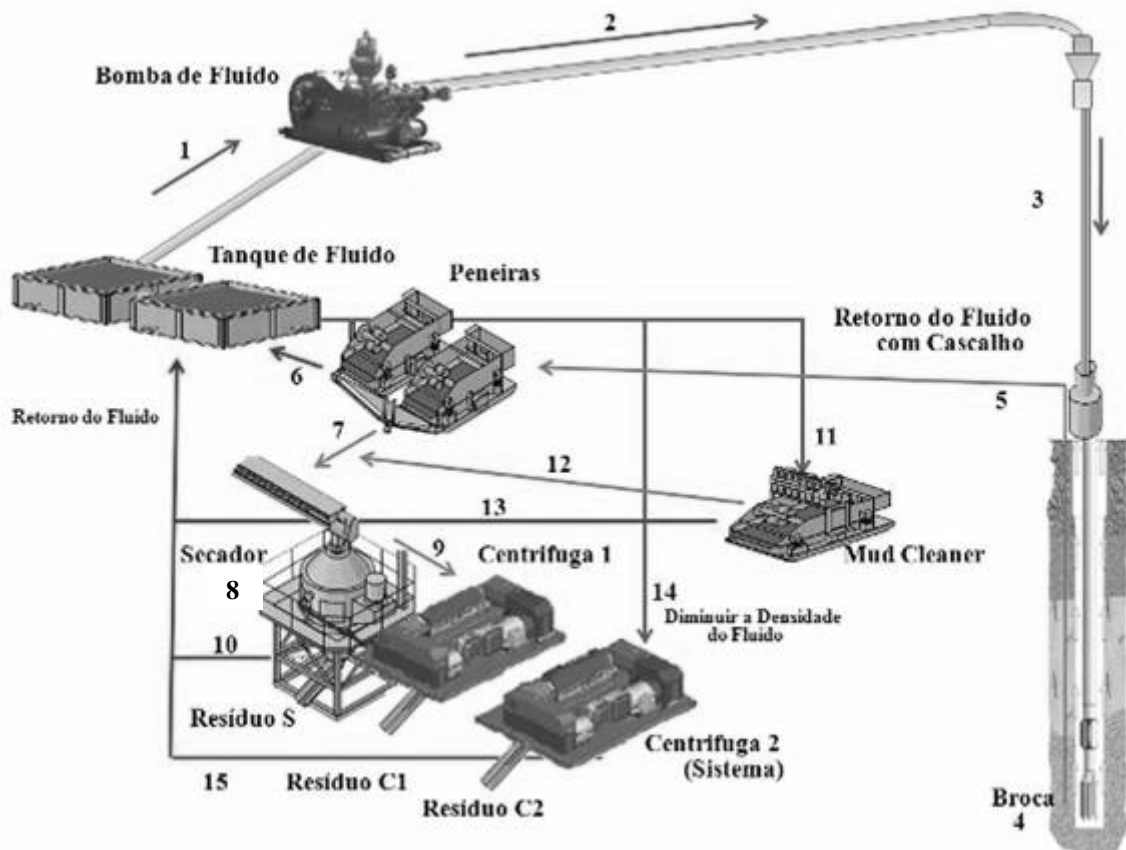
#### 3.1 Geração de Resíduos de Perfuração de Poços de Petróleo

A Figura 2 demonstra o esquema simplificado do sistema de circulação e recuperação do fluido, além da geração dos resíduos pelos equipamentos utilizados na recuperação do fluido no poço 7- MGP-98D-BA (Bahia). Vale ressaltar que existem outros equipamentos e métodos que fazem a recuperação do fluido, sendo assim, o esquema demonstrado não é único e com isso pode haver algumas variações para diferentes sondas, porém esse modelo é o que mais se utiliza em sondas terrestres (*onshore*).

O fluido contido nos tanques (1) é bombeado para a coluna de perfuração (2 e 3). Após passar por orifícios contidos na broca (4) ele retorna à superfície, misturado com o material gerado pela perfuração do poço. Essa mistura (fluido mais partículas geradas durante a perfuração) passa por um conjunto de peneiras (5) que realiza a primeira recuperação do fluido que segue para os tanques (6), enquanto que o material que ainda contém alto teor de fluido passa para os equipamentos de recuperação (7). O primeiro equipamento utilizado na recuperação do fluido é o secador (8) que retira a maior parte do fluido impregnado no material, gerando assim um resíduo (denominado Resíduo S) com maior granulometria e com baixo teor de fluido. Após passar pelo secador, o fluido recuperado passa por uma centrífuga (9) para retirar as partículas menores, gerando assim um resíduo (denominado Resíduo C1) com textura mais fina e com teor de fluido maior do que o resíduo gerado pelo secador. O fluido recuperado retorna aos tanques (10). Ligado ao sistema tem o *Mud Cleaner* (11), que retira partículas do tamanho de areia e silte (desareador e dessiltador) do fluido dos tanques, porém o material gerado por esse equipamento vai para a linha que sai das peneiras e em seguida passa pelo secador (7) e o fluido retorna aos tanques (13), portanto, para essa sonda, esse equipamento não gera resíduo.

Ainda há uma segunda centrífuga que é utilizada para diminuir a densidade do fluido do sistema, com isso o fluido sai direto dos tanques, passa por ela gerando o resíduo (denominado resíduo C2) que na maioria dos casos é com alto teor de baritina (14). O fluido recuperado por esse equipamento volta ao sistema (15).

Portanto, se tem três equipamentos, gerando resíduos com características distintas. O secador gera resíduo com baixo teor de umidade e partículas maiores, tendo em sua constituição, maior influência dos fragmentos de rochas gerados durante a perfuração. A centrífuga 1 fica ligada, diretamente ao secador, tratando o fluido recuperado pelo mesmo, gerando resíduo com maior teor de umidade e partículas menores do que as geradas no secador. A centrífuga 2 gera um resíduo com teor de umidade alto, sendo praticamente formado por componentes do fluido de perfuração, principalmente, baritina.



**Figura 2.** Sistema de circulação e recuperação do fluido durante a perfuração do poço 7- MGP-98D-BA (Bahia) e a geração dos diferentes resíduos e respectivos equipamentos.

Fonte: Magalhães (2011).

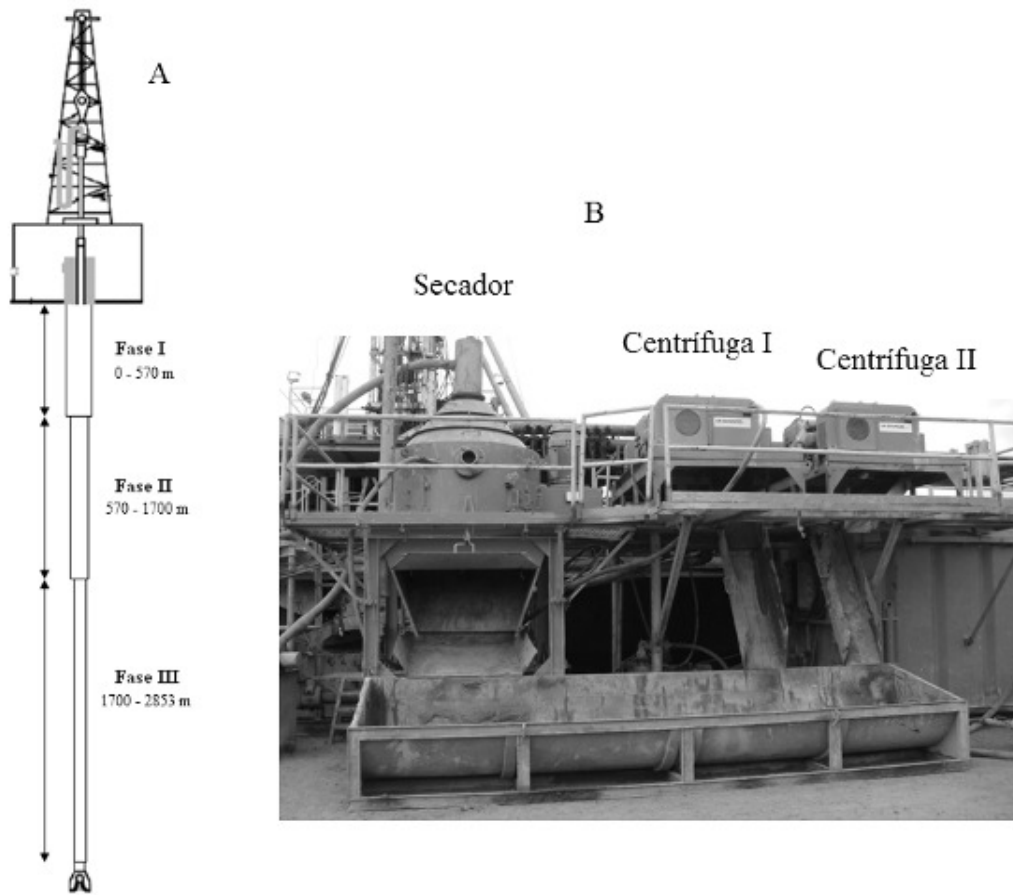
### 3.2 Coleta dos Resíduos e do Solo no Entorno do Poço

Foram obtidas amostras compostas, a partir de amostras simples coletadas a cada 72 metros, por cada etapa da perfuração e equipamento utilizado no processo de recuperação do fluido (secador e centrifugas), conforme apresentado na (Figura 3). O resíduo gerado pelo secador foi coletado de acordo com a profundidade de perfuração, ou seja, a cada amostra coletada era anotada a profundidade correspondente. Como a centrifuga 1 fica ligada diretamente ao secador, tratando o fluido recuperado pelo mesmo, ela também está relacionada com a profundidade da perfuração, ou seja, cada amostra simples coletada foi verificada a profundidade correspondente.

Os resíduos utilizados nesse estudo foram coletados na profundidade entre 1364 e 1600 m sendo referentes à fase II da perfuração e as amostras compostas foram formadas por três amostras simples de cada equipamento.

As amostras coletadas foram acondicionadas em sacos plásticos e cobertas com lona para evitar a exposição ao sol e a chuva. Posteriormente, as amostras foram trazidas para o Campus da UFRRJ, onde foram preparadas e homogeneizadas, formando assim, uma amostra composta para cada equipamento.

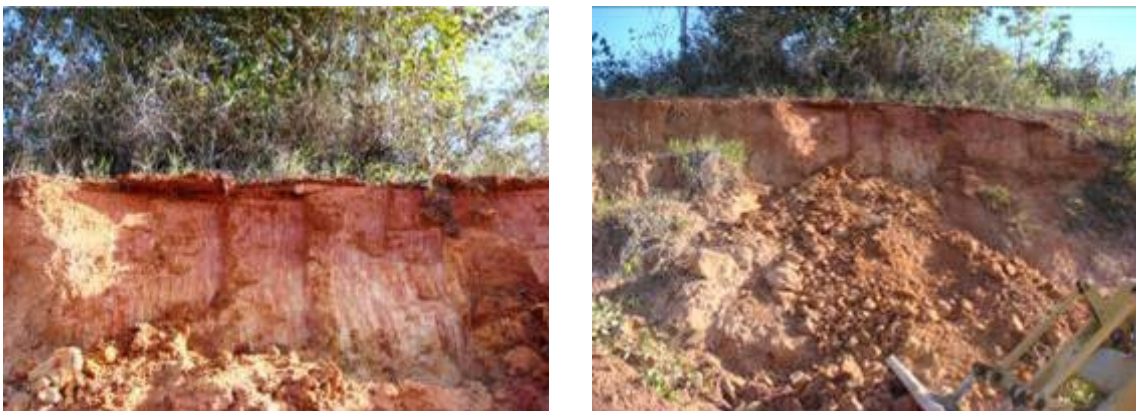




**Figura 3.** A) Fases da perfuração; B) Sistema de secagem do resíduo e recuperação do fluido de perfuração.

Fonte: Magalhães (2011).

Também foram coletadas amostras de solo do entorno da perfuração, referente à camada superficial da classe de solo representativa da região. Para a coleta do solo, foi realizado levantamento prévio da classe representativa para a região sendo coletadas amostras até a profundidade de aproximadamente 20 cm (Figura 4).



**Figura 4.** Áreas onde foram coletadas amostras de terra dos horizontes superficiais, representativas do solo do entorno das locações de poços de petróleo na Bahia.

A classificação do solo foi feita primeiramente, em nível de campo, sendo as amostras levadas, posteriormente, ao laboratório para realização de análises físicas e químicas, para confirmar a identificação feita a campo.

O solo coletado no município de Pojuca – BA, foi identificado, somente a nível de ordem, sendo classificado como Argissolo. Essa classe representa aproximadamente 85% dos solos do município e 6% dos solos do estado da Bahia.

### **3.3 Caracterização do Resíduo e do Solo**

#### **3.3.1 Caracterização do resíduo de perfuração de poços de petróleo**

Nas amostras compostas do resíduo, foi realizada a caracterização de acordo com a NBR 10004, e além do fracionamento geoquímico e a determinação dos teores totais dos metais, que ultrapassaram os limites utilizados no teste de lixiviação (NBR 10005) e/ou solubilização (NBR 10006).

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 3, todos os valores se mostraram adequados aos limites estabelecidos para a caracterização quanto à toxicidade. Logo, os resíduos são classificados, pela norma ABNT/NBR 10004:2004, como Resíduos Classe II: Não Perigosos.

Os resultados do ensaio de solubilização (NBR 10006), da Norma 10004 da ABNT (2004), apresentados na Tabela 4, demonstram que, os resíduos gerados no poço 7-MGP98-D BA, se enquadram à classe de resíduo sólido Não Perigoso Não Inerte (Classe IIA), devido aos teores de alumínio, cloreto, ferro, fluoreto, surfactantes e fenóis totais terem ultrapassado seus respectivos Valores Máximos Permitidos (VMP).

Os teores pseudototais dos metais (ISO 11466, 1995): alumínio, antimônio, arsênio, bário, boro, cádmio, chumbo, cobalto, cobre, cromo, ferro, manganês, mercúrio, molibdênio, níquel, nitrato (como N), prata, selênio, vanádio, zinco e sódio (Tabela 5), foram realizados pela empresa *Analytical Solutions*.

Dentre os elementos presentes em altas concentrações, o bário, o sódio, o ferro, o manganês e o alumínio foram os que apresentaram teores mais elevados em ambos os resíduos.

Como o secador é um dos primeiros equipamentos utilizados na recuperação do fluido, o resíduo gerado por ele sofre mais influência dos constituintes da rocha, enquanto que o resíduo gerado na centrífuga apresenta uma maior influência dos componentes do fluido de perfuração.

Para o alumínio, boro, cobalto, cobre, cromo, ferro, manganês, níquel, vanádio e nitrato, os maiores teores são verificados no resíduo gerado pelo secador quando comparado com o resíduo gerado pela centrífuga. Esses resultados confirmam a hipótese que esse resíduo tenha uma maior influência do material da rocha moída, já que esses elementos fazem parte dos minerais primários, constituintes da rocha, principalmente o alumínio, ferro e manganês.

Os maiores teores dos elementos arsênio, bário, chumbo, molibdênio, zinco e sódio são apresentados nos resíduos gerados pela centrífuga quando comparados com os resíduos gerados pelo secador, corroborando com a hipótese de que o resíduo da centrífuga possui maior influência da composição do fluido. Essa hipótese é bem evidenciada pelo elemento bário, que pode constituir em até 58% da baritina, um dos componentes principais dos fluidos de perfuração.

**Tabela 3.** Ensaio de Lixiviação - NBR 10005, nas amostras compostas dos resíduos de perfuração provenientes do secador e da centrífuga em (mg L<sup>-1</sup>).

Lixiviado	VMP	Secador	Centrífuga
Inorgânico			
Arsênio	1,0	N.D.	N.D.
Bário	70,0	1,334	1,019
Cádmio	0,5	N.D.	N.D.
Chumbo	1,0	N.D.	N.D.
Cromo total	5,0	N.D.	N.D.
Fluoreto	150,0	0,12	0,50
Mercúrio	0,1	N.D.	N.D.
Prata	5,0	N.D.	N.D.
Selênio	1,0	N.D.	N.D.
Pesticidas			
Aldrin	0,003	N.D.	N.D.
Dieldrin	0,003	N.D.	N.D.
Clordano (isômeros)	0,02	N.D.	N.D.
DDT	0,2	N.D.	N.D.
DDD	0,2	N.D.	N.D.
DDE	0,2	N.D.	N.D.
2,4-D	3,0	N.D.	N.D.
Endrin	0,06	N.D.	N.D.
Heptacloro	0,003	N.D.	N.D.
Heptacloro epóxido	0,003	N.D.	N.D.
Lindano	0,2	N.D.	N.D.
Metoxicloro	2,0	N.D.	N.D.
Pentaclorofenol	0,9	N.D.	N.D.
Toxafeno	0,5	N.D.	N.D.
2,4,5-T	0,2	N.D.	N.D.
2,4,5-TP	1,0	N.D.	N.D.
Outros Orgânicos			
Benzeno	0,5	N.D.	N.D.
Benzo(a)pireno	0,1	N.D.	N.D.
Cloreto de vinila	0,5	N.D.	N.D.
Clorobenzeno	100,0	N.D.	N.D.
Clorofórmio	6,0	0,0100	0,0150
Cresol total	200,0	0,0051	0,0072
o-cresol	200,0	0,0017	0,0024
m-cresol	200,0	0,0021	0,0036
p-cresol	200,0	0,0013	0,0012
1,4-diclorobenzeno	7,5	N.D.	N.D.
1,2-dicloroetano	1,0	N.D.	N.D.
1,1-dicloroetileno	3,0	N.D.	N.D.
Hexaclorobutadieno	0,5	N.D.	N.D.
Hexacloroetano	3,0	N.D.	N.D.
Metiletilcetona	200,0	N.D.	N.D.
Piridina	5,0	N.D.	N.D.
Tetracloroeto de carbono	0,2	N.D.	N.D.
Tetracloroetileno	4,0	N.D.	N.D.
Tricloroetileno	7,0	N.D.	N.D.
2,4,5-triclorofenol	400,0	N.D.	N.D.
2,4,6-triclorofenol	20,0	N.D.	N.D.

N.D. = Não Detectado; VMP = Valor Máximo Permitido.

**Tabela 4.** Ensaio de Solubilização - NBR 10006, nas amostras compostas dos resíduos de perfuração provenientes do secador e da centrífuga em (mg L<sup>-1</sup>).

Solubilizado	VMP	Secador	Centrífuga
<b>Inorgânicos</b>			
Arsênio	0,010	N.D.	N.D.
Alumínio	0,20	0,317	1,606
Bário	0,7	0,452	0,222
Cádmio	0,005	N.D.	N.D.
Chumbo	0,01	N.D.	N.D.
Cianeto	0,07	0,019	0,011
Cloreto	250,0	2134,91	1316,29
Cobre	2,0	0,157	0,042
Cromo total	0,05	N.D.	N.D.
Ferro	0,3	N.D.	N.D.
Fluoreto	1,5	2.054	1.750
Manganês	0,1	N.D.	N.D.
Mercurio	0,001	N.D.	N.D.
Nitrato (expr. em N)	10,0	3,01	3,51
Prata	0,05	N.D.	N.D.
Selênio	0,01	N.D.	N.D.
Sódio	200,0	2282,7	1322,92
Sulfato (expr. em SO <sub>4</sub> )	250,0	58,01	15,86
Surfactantes	0,5	1.921	N.D.
Zinco	5,0	0,020	0,018
<b>Orgânicos</b>			
Aldrin	0,00003	N.D.	N.D.
Dieldrin	0,00003	N.D.	N.D.
Clordano (isômeros)	0,0002	N.D.	N.D.
DDT	0,002	N.D.	N.D.
DDD	--	N.D.	N.D.
DDE	--	N.D.	N.D.
2,4-D	0,03	N.D.	N.D.
Endrin	0,0006	N.D.	N.D.
Heptacoloro	0,00003	N.D.	N.D.
Heptacoloro epóxido	0,00003	N.D.	N.D.
Lindano	0,002	N.D.	N.D.
Fenóis totais	0,01	0,0360	0,0374
Metoxicloro	0,02	N.D.	N.D.
Toxafeno	0,005	N.D.	N.D.
2,4,5-T	0,002	N.D.	N.D.
2,4,5-TP	0,030	N.D.	N.D.
Hexaclorobenzeno	0,001	N.D.	N.D.

N.D. = Não detectado; VMP = Valor Máximo Permitido.

**Tabela 5.** Teores pseudototais de metais pesados, nitrato e sódio nas amostras compostas dos resíduos de perfuração.

	Secador	mg kg <sup>-1</sup>	Centrífuga
Alumínio	23.502,0		12.733,6
Antimônio	0,0		0,0
Arsênio	0,7		0,9
Bário	40.174,2		259.532,2
Boro	16,0		9,8
Cádmio	0,0		0,1
Chumbo	7,5		11,7
Cobalto	13,6		8,0
Cobre	42,3		27,1
Cromo	32,7		23,5
Ferro	28.102,5		19.050,9
Manganês	509,0		435,0
Mercúrio	0,0		0,0
Molibdênio	1,0		1,4
Níquel	24,0		14,8
Prata	0,0		0,0
Selênio	0,0		0,0
Vanádio	36,4		22,6
Zinco	44,2		53,0
Nitrato	30,4		0,0
Sódio	16.201,7		20.481,4

### 3.3.2

#### 3.3.3 Caracterização do solo coletado no entorno dos poços de petróleo

Nas amostras de solos coletadas no entorno da área de perfuração foram realizadas análises para determinar os teores trocáveis de nutrientes, Al, Na, pH, C, CTC (EMBRAPA, 1997); teores pseudototais dos metais a saber: alumínio, antimônio, arsênio, bário, boro, cádmio, chumbo, cobalto, cobre, cromo, ferro, manganês, mercúrio, molibdênio, níquel, prata, selênio, vanádio e zinco (ISO 11466, 1995), além de nitrato (como N).

A Tabela 6 apresenta valores elevados para os elementos alumínio e ferro, sendo que a presença destes pode estar associada ao material de origem dos solos encontrados no entorno da área bem como a processos pedogenéticos.

**Tabela 6.** Teores pseudototais de metais pesados e sódio nas amostras do solo coletadas no entorno da área.

	VP	APMáx. mg kg <sup>-1</sup>	Industrial	Argissolo
Alumínio	-	-	-	11242,1
Antimônio	2	5	25	N.D.
Arsênio	15	35	150	2,69
Bário	150	300	750	317
Boro	-	-	-	1,73
Cádmio	1,3	3	20	N.D.
Chumbo	72	180	900	6,78
Cobalto	25	35	90	1,29
Cobre	60	200	600	9,44
Cromo	75	150	400	39,63
Ferro	-	-	-	30584,7
Manganês	-	-	-	28,0
Mercúrio	0,5	12	70	N.D.
Molibdênio	30	50	120	0,61
Níquel	30	70	130	1,35
Prata	2	25	100	N.D.
Selênio	5	-	-	1,42
Vanádio	-	-	1000	87,79
Zinco	300	450	2000	3,70
Sódio	-	-	-	94,69

N.D. = Não Detectado; VP = Valor de Prevenção (CONAMA, 2009); APMáx = Área de proteção máxima no cenário agrícola.

O solo apresentou naturalmente pH ácido, em torno de 4,4, bem como baixos teores de nutrientes como cálcio, magnésio, fósforo e potássio. Além disso, os teores de alumínio apresentados são elevados (Tabela 7), o que dificulta o estabelecimento da maioria das culturas.

**Tabela 7.** Resultado de análise química – Rotina de Fertilidade, nas amostras do solo coletadas no entorno da área.

Profund. (cm)	Na	Ca	Mg	K	H+Al	Al	S	T	V	m	n	pH <sub>água</sub>	Corg	P	K
	----- Cmol <sub>c</sub> / dm <sup>3</sup> -----				----- % -----				1:2,5	%	- mg/L -				
0 – 20	0,040	0,9	0,4	0,01	4,1	3,5	1,35	5,45	25	71,9	1	4,4	0,63	1	4

Os resultados da análise física realizada nas amostras do solo coletado no entorno da área de perfuração estão apresentados na Tabela 8. O solo apresentou textura argilosa de acordo com o guia para grupamento de classes de textura do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2009).

**Tabela 8.** Atributos físicos do Argissolo coletado no entorno da área de perfuração.

Prof cm	AG	AF	AT	Silte	Argila	Sil/Arg
	----- g kg <sup>-1</sup> -----					
0-20	150	260	410	170	420	0,40

Prof=profundidade; AG=areia grossa; AF=areia fina; AT=areia total; Sil/Arg=relação silte/argila.

### 3.4 Aplicação do Resíduo no Solo

Foram testados diferentes teores de bário com base nos valores orientadores propostos pelo CONAMA (2009), e como fonte de bário foram utilizados os resíduos de perfuração coletados. Após a mistura do solo as quantidades determinadas de resíduo, realizada com auxílio de uma betoneira, os tratamentos apresentaram os seguintes teores de bário:

- Testemunha – sem aplicação de bário, sendo os teores naturais apresentados pelo solo;
- 300 mg kg<sup>-1</sup> – Valor de Investigação para o cenário agrícola/APMax;
- 3000 mg kg<sup>-1</sup> – Dez vezes o Valor de Investigação.
- 6000 mg kg<sup>-1</sup> – Vinte vezes o Valor de Investigação.

De acordo com a caracterização dos resíduos, as amostras compostas utilizadas possuem teores de bário diferenciados, assim as quantidades de resíduos aplicados de forma a atingir as doses propostas foram diferentes. Conseqüentemente, todos os outros componentes presentes nos resíduos, em proporções distintas, foram adicionados acompanhando as respectivas quantidades de resíduo aplicadas em cada dose.

As quantidades de resíduos aplicadas em cada tratamento, equivalente a megagrama por hectare e os teores de bário e sódio são apresentadas abaixo (Tabela 9).

**Tabela 9.** Quantidades dos resíduos aplicadas no solo (Mg ha<sup>-1</sup>) e teores de bário e sódio (mg kg<sup>-1</sup>) nas diferentes doses dos resíduos.

	Secador		
	Dose 1	Dose 2	Dose 3
Quantidade de resíduo (Mg ha <sup>-1</sup> )	16,5	165,9	331,8
Bário (mg kg <sup>-1</sup> )	300,0	3000,0	6000,0
Sódio (mg kg <sup>-1</sup> )	483,9	4839,4	9678,8
Centrífuga			
	Dose 1	Dose 2	Dose 3
Quantidade de resíduo (Mg ha <sup>-1</sup> )	2,5	25,7	51,3
Bário (mg kg <sup>-1</sup> )	300,0	3000,0	6000,0
Sódio (mg kg <sup>-1</sup> )	94,7	947,0	1894,0

Os solos foram mantidos em duas condições de umidades para o experimento de colunas: oxidação e redução. Para o experimento de vasos, onde foram cultivadas as plantas de girassol e mamona, os solos foram mantidos somente na condição de oxidação.

### 3.5 Ensaio com Coluna de Lixiviação

As unidades experimentais foram construídas com tubo de PVC, com dimensões de 60 cm de comprimento e diâmetro de 100 mm. Foi adaptado na base de cada tubo um funil plástico, sendo este preenchido com brita N<sup>o</sup> 1 para facilitar a drenagem. O solo foi separado da brita utilizando tela de *nylon* evitando a perda de solos durante a lixiviação (Figura 5). As bordas dos funis foram vedadas com cola de silicone para evitar vazamentos e presos ao tubo com fita *silver tape*. Os bicos dos funis permaneceram fechados durante todo o experimento, sendo abertos somente no momento da lixiviação. Para evitar o escoamento preferencial da água pelas paredes dos tubos, foi colocada entre a parede da coluna e solo, parafina inerte. Os materiais foram descontaminados utilizando solução de ácido nítrico 5% e lavados com água deionizada.



**Figura 5.** Componentes que constituem as colunas de lixiviação, antes da montagem.

As colunas foram acomodadas em estruturas metálicas desenvolvidas para que as mesmas permanecessem na posição vertical, facilitando a condução do experimento. Em seguida volume aproximado de 4 dm<sup>3</sup> de solo, foi homogeneizado com as correspondentes doses dos resíduos para cada tratamento e colocado nas colunas, onde permaneceram incubadas durante aproximadamente 15 semanas, até que o potencial redox nas colunas em condições reduzidas, atingiram valores aproximados de -200 mV (Figura 6). Todas as unidades experimentais foram cobertas com papel alumínio, para evitar a perda de água por evaporação.



**Figura 6.** Colunas de lixiviação (PVC) dispostas nas bancadas metálicas durante a condução do experimento.

O experimento com colunas de lixiviação foi composto por 2 resíduos (secador e centrífuga), 2 condições de umidades (oxidado e reduzido) e 3 doses de resíduo, em 3 repetições, com mais 6 testemunhas, sendo 3 na condição de redução e 3 de oxidação, totalizando 42 unidades experimentais. O delineamento experimental utilizado para cada resíduo foi o inteiramente casualizado com arranjo fatorial (2 x 3) mais as 6 testemunhas, em comum para ambos os resíduos.

A condução do experimento foi de tal forma que, duas horas após a incubação das colunas, foi realizada a primeira leitura do Eh e pH (Figura 7). Essa determinação continuou sendo feita semanalmente até que o Eh atingiu valores próximos de -200 mV, valores em que ocorre a redução do sulfato a sulfeto em condições de saturação, possibilitando a liberação do bário para as formas mais lábeis (Crecelius et al., 2007). Depois de atingidos esses valores, as colunas permaneceram incubadas por mais 30 dias para garantir que ocorreram as reações de redução e somente a partir desse momento foi realizada a lixiviação.



Os materiais incubados com as amostras de solo foram utilizados para avaliar o potencial de lixiviação dos metais pesados provenientes dos resíduos de perfuração de poços de petróleo, por meio da adição de uma lâmina equivalente a precipitação de 200 mm dia<sup>-1</sup>.



**Figura 7.** Determinação do potencial redox (Eh) e do pH nas colunas de lixiviação.

Os extratos lixiviados foram coletados para cada unidade experimental (Figura 8) em um volume total de 2,0 dm<sup>3</sup>. Após a coleta, os extratos foram filtrados para retirar as partículas mais grosseiras. Foram analisados os teores de bário, sódio e sulfato e comparados com os valores orientadores para potabilidade das resoluções 420 do CONAMA (2009) e 357 do CONAMA (2005). Para a determinação de sulfato foi utilizado a metodologia EPA 9056, sendo as análises realizadas pelo Laboratório *Analytical Solutions*.



**Figura 8.** Adição da água e coleta dos extratos lixiviados nas colunas de solo utilizando recipientes plásticos.

Nas colunas saturadas, foi adicionado o volume total de água deionizada e coletado, simultaneamente, na saída do funil o volume equivalente, em garrafas plásticas. Para os solos que estavam na condição oxidada, foi adicionada água até a saturação e só após começou-se a adicionar o volume de água correspondente a 2 dm<sup>3</sup>.

Antes de realizar a lixiviação, foi coletada uma amostra do substrato em cada coluna. As amostras foram secas ao ar, destorroadas, pulverizadas em almofariz de ágata. No material coletado, foram feitas as determinações das diferentes frações geoquímicas do solo, através da extração sequencial pelo método BCR (Ure et al., 1993) modificado. Houve a subdivisão da fração ácido solúvel em três frações, sendo: o primeiro extrator a água; em seguida cloreto de magnésio, e após o ácido acético. Essa modificação foi devida aos elevados valores de pH nos tratamentos, principalmente nas maiores doses. Assim, é possível identificar a distribuição dos elementos nas frações solúvel, trocável e ligados a carbonato.

### 3.6 Ensaios com Plantas

Devido aos elevados teores de sódio observados nos extratos lixiviados (Tabela 22), optou-se por fazer a lavagem dos tratamentos antes de realizar o plantio das espécies. A lavagem consistiu em aplicar um volume de água proporcional ao volume aplicado nas colunas de lixiviação (precipitação de 200 mm dia<sup>-1</sup>), para remover parte do sódio disponível.

Após a lavagem e secagem, os tratamentos foram acondicionados em sacos plásticos e acomodados nos vasos com capacidade de aproximadamente 10 dm<sup>3</sup> (Figura 9), onde foi realizado o plantio das duas espécies (girassol – cultivar Catissol 01 e mamona – cultivar Al Guarani 2002). As unidades experimentais foram dispostas em bancadas dentro da casa de vegetação localizada no Departamento de Solos do Instituto de Agronomia, UFRRJ.



**Figura 9.** Pesagem do solo misturado aos resíduos e unidades experimentais acomodadas nas bancadas em casa de vegetação.

O solo ficou incubado a 70% da capacidade de campo durante aproximadamente quarenta dias. Após esse período, foi realizado o plantio das duas espécies (girassol e mamona) através de sementes. Foram semeadas 5 sementes em cada vaso e após as plantas completarem 15 dias foi feito o desbaste deixando apenas uma planta por vaso.

As concentrações de nutrientes adicionados aos solos foram determinadas baseando-se na análise química de solo, apresentados na Tabela 7 e o recomendado para cada cultura. Para a cultura do girassol, a adubação foi realizada de forma parcelada, sendo aplicados no plantio à quantidade equivalente 10 kg ha<sup>-1</sup> de N, 80 kg ha<sup>-1</sup> de P (em dose única) e 40 kg ha<sup>-1</sup> de K. Após 30 dias foi realizada adubação de cobertura fornecendo as quantidades equivalentes a 20 kg ha<sup>-1</sup> de N e 10 kg ha<sup>-1</sup> de K.

Para a cultura da mamona, a adubação foi de forma parcelada, sendo aplicados no plantio à quantidade equivalente 20 kg ha<sup>-1</sup> de N, 80 kg ha<sup>-1</sup> de P (em dose única) e 20 kg ha<sup>-1</sup> de K. Após 30 dias foi realizada adubação de cobertura fornecendo as quantidades equivalentes a 20 kg ha<sup>-1</sup> de N e 10 kg ha<sup>-1</sup> de K.

Além da adubação convencional com macronutrientes, também foi realizada semanalmente adubação com micronutrientes, para ambas as culturas, utilizando solução de Hoagland a ¼ de força iônica.

O experimento com plantas foi composto por 2 espécies (girassol e mamona), 2 resíduos (secador e centrífuga), 3 doses de resíduo, em 3 repetições, com mais 12 testemunhas, sendo 6 para o girassol e 6 para a mamona, totalizando 48 unidades experimentais. O delineamento experimental utilizado para cada espécie foi o inteiramente casualizado com arranjo fatorial (2 x 3) mais as 6 testemunhas, sendo 3 absolutas (solo puro) e 3 corrigidas (solo puro com adubação).

Além das testemunhas absolutas (solo puro), decidiu-se acrescentar as testemunhas corrigidas, sem aplicação de resíduo, porém, com todas as condições de adubação e irrigação

necessárias ao desenvolvimento das plantas. Desta forma, foi possível ter um parâmetro de potencial de produção para ambas as culturas.

Durante o período de cultivo, foi realizada determinação do crescimento das mudas para avaliar o efeito dos tratamentos no crescimento natural das plantas. Os parâmetros avaliados foram altura das plantas e diâmetro do caule a 5 cm do solo, onde se utilizou uma trena e um paquímetro, respectivamente, obtendo-se medidas em centímetros. As medições continuaram sendo realizadas, semanalmente, até a coleta das plantas.

As plantas de girassol foram coletadas próximo de completarem seu ciclo e as plantas de mamona após emitirem o primeiro racemo. Na mesma ocasião da coleta, foram segmentados em raiz, caule, folhas, capítulo, grãos cheios e grãos vazios (para girassol) e raiz, caule, folhas e racemo (para mamona) e colocadas para secar em estufa de circulação forçada. Após atingirem peso constante, as plantas foram pesadas, moídas e posteriormente digeridas (Tedesco, 1995).

### **3.7 Análise Estatística**

Os teores dos elementos nos extratos lixiviados, solo e planta foram quantificados em aparelho Espectrômetro de Emissão por Plasma (ICP-OES), marca Perkin Elmer, modelo OPTIMA 3000, com LD ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de 0,036 e LQ ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de 0,36 para bário; LD ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de 0,01 e LQ ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de 0,05 para ferro; LD ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de 0,01 e LQ ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de 0,020 para manganês. O limite de detecção (LD) do método foi calculado pela média dos valores dos brancos mais três vezes o desvio-padrão do branco de todas as análises (10 repetições). Para validação da determinação do teor pseudototal de bário, ferro e manganês no solo foi utilizado o material certificado de referência NIST SRM 2709a (San Joaquin Soil, concentração de bário de  $979 \pm 28 \text{ mg kg}^{-1}$ ; ferro de  $3,36 \pm 0,07 \%$  e manganês de  $529 \pm 18 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Para bário, ferro e manganês nas plantas, utilizou-se o material certificado de referência NIST SRM 1573a (Tomato Leaves, concentração de bário de  $63 \pm 0,7 \text{ mg kg}^{-1}$ ; ferro de  $368 \pm 7 \text{ mg kg}^{-1}$  e manganês de  $246 \pm 8 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Todas as análises das amostras certificadas se apresentaram na faixa entre 93-95 % de recuperação, estando dentro dos intervalos admitidos pelo NIST como normais para as amostras de solo e de planta.

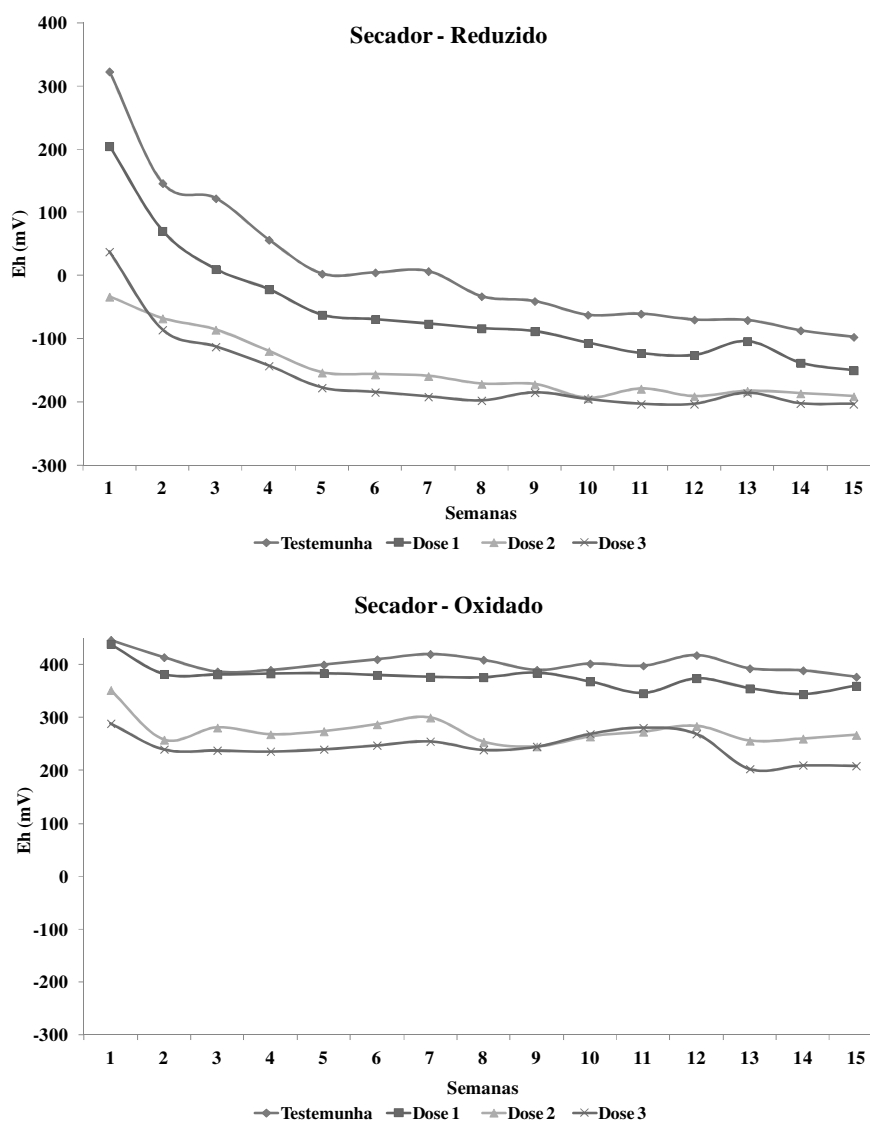
Os dados foram avaliados por análise de variância com aplicação do teste F ( $\rho < 0,05$ ), sendo os valores médios comparados pelo teste de médias Tukey ( $\rho < 0,05$ ). Todas as análises estatísticas foram feitas por meio dos Programas Estatísticos Sisvar e SAEG Versão 9.0 (Fundação Arthur Bernardes na UFV, Viçosa- MG).

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

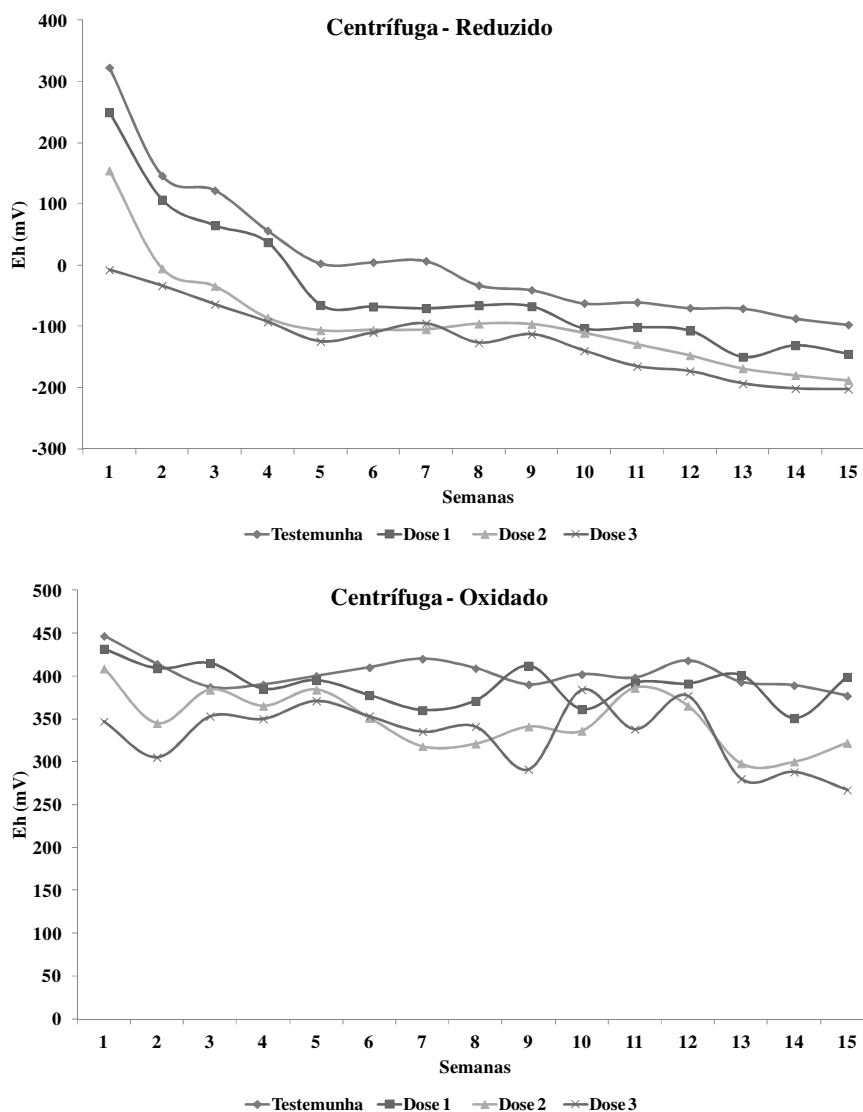
### 4.1 Avaliação do Potencial Redox e pH nas Colunas de Lixiviação

O potencial redox (Eh) é um parâmetro utilizado para medir a intensidade de redução dos constituintes do solo (Sousa et al., 2009), ou seja, quanto mais baixo for o Eh, maior é a concentração de substâncias reduzidas e maior é o estado de redução no solo.

A variação do potencial redox no Argissolo, nas diferentes condições de umidade (redução e oxidação) em função das semanas, é demonstrada nas Figuras 10 e 11.



**Figura 10.** Valores de potencial redox (Eh) do Argissolo após incorporação do resíduo do secador, em dois teores de umidade (redução e oxidação) em função do tempo. Testemunha – Sem aplicação de resíduo; Dose 1=16,5 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 2= 165,9 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 3 = 331,8 Mg ha<sup>-1</sup>.



**Figura 11.** Valores de potencial redox (Eh) do Argissolo onde foi incorporado o resíduo da centrífuga, em dois teores de umidade (redução e oxidação) em função do tempo. Testemunha – Sem aplicação de resíduo; Dose 1= 2,5 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 2= 25,7 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 3 = 51,3 Mg ha<sup>-1</sup>.

Os resíduos apresentaram comportamento muito semelhante nas duas condições de umidade. Os valores de Eh permaneceram oscilando entre 300 e 400 mV para a condição oxidada, em todos os tratamentos. Esses valores estão dentro da faixa considerada como solo oxidado, ou seja, apresentam predomínio de O<sub>2</sub> e materiais na forma oxidada (Camargo et al., 2001).

Para a condição reduzida, houve diferença no potencial redox em função das doses de resíduo. Para a testemunha, a redução ocorreu de forma mais lenta e os valores de Eh se estabilizaram em -97 mV. Estes resultados ocorreram, provavelmente, devido aos baixos teores de matéria orgânica presentes nesse solo (Tabela 10), influenciando na redução dos constituintes do solo pelos microorganismos. Com a adição do resíduo ao solo, os valores de potencial redox foram decrescendo, gradativamente, com o aumento das doses. Os valores de potencial redox se estabilizaram em -147, -189 e -203 mV para as doses 1, 2 e 3, respectivamente. Provavelmente, esse aumento na redução do solo ocorreu principalmente devido ao acréscimo de matéria orgânica nesses tratamentos (Tabela 10). Solos que apresentam valores entre -150 e -200 mV são considerados como bem reduzidos e sob essas

condições poderá ocorrer a redução de sulfato a sulfeto pelas bactérias (BRS) presentes nesse ambiente de extrema redução. A ausência de oxigênio faz com que tais bactérias se utilizem de compostos oxidados como receptores de elétrons modificando os valores de pH e Eh na solução do solo (Ponnamperuma, 1965).

A condição de alagamento prolongado altera o equilíbrio dos elementos e dos compostos do solo, resultando em importantes alterações químicas, físicas, biológicas e mineralógicas, sendo a mudança mais significativa o decréscimo no potencial redox (Lima et al., 2005). A magnitude dessas alterações depende de características do solo como pH inicial, teores de ferro e de manganês, conteúdo de matéria orgânica e grau de cristalinidade dos óxidos presentes (Mello et al., 1992).

Os parâmetros que interferem diretamente na redução dos solos alagados são apresentados na Tabela 10 (resíduo do secador) e Tabela 12 (resíduo da centrífuga).

Ao aplicar os resíduos ao solo, ocorreu aumento não só nos teores de bário, mas também nos teores de ferro e manganês, principalmente para o resíduo do secador, que possui maior participação dos constituintes da rocha. Estes por sua vez, influenciam na redução do solo, visto que antes de ocorrer à redução do sulfato a sulfeto, ocorre a redução dos óxidos de manganês e de ferro (Liesack et al., 2000).

**Tabela 10.** Teores de carbono orgânico, ferro e manganês e valores de pH e Eh nos solos onde foi incorporado resíduo do secador, em condições de redução.

Doses de Bário	pH <sub>água</sub>	C.org	Fe	Mn	Eh
mg kg <sup>-1</sup>	1:2,5	g kg <sup>-1</sup>	-----mg kg <sup>-1</sup> -----		mV
Testemunha	4,4B	3,8D	30585B	28,0C	-97A
Dose 1	4,8B	4,5C	30795B	31,80C	-147B
Dose 2	7,5A	7,0B	32683AB	66,01B	-189C
Dose 3	7,7A	10,1A	34782A	104,02A	-203C

Testemunha – Sem aplicação de resíduo; Dose 1=16,5 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 2= 165,9 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 3 = 331,8 Mg ha<sup>-1</sup>

Com a adição das doses de resíduos ao solo, principalmente, para as doses 2 e 3, ocorreu aumento significativo de pH, passando de 4,4 na testemunha para 7,5 e 7,7, respectivamente. Além do aumento de pH, também ocorreu aumento nos teores de carbono orgânico, sendo aproximadamente 2 vezes maior na dose 2 e 3 vezes na maior dose. Os teores de manganês também aumentaram consideravelmente, sendo 2 e 4 vezes maior para estas doses, respectivamente. O aumento nos teores de C orgânico e Mn, provavelmente, são os principais responsáveis pela maior redução do solo, ou seja, quanto maior os teores de carbono orgânico e manganês, mais negativos são os valores do potencial redox.

Os valores de correlação de Pearson entre o pH, os teores de C orgânico, Fe e Mn e o Eh são mostrados na Tabela 11 (resíduo do secador) e Tabela 13 (resíduo da centrífuga).

**Tabela 11.** Coeficientes de correlação de Pearson entre os parâmetros avaliados e o potencial redox (Eh) do Argissolo contaminado com resíduo do secador.

Parâmetros	Correlação de Pearson
pH	-0,9650**
Carbono orgânico	-0,8916**
Ferro	-0,7913**
Manganês	-0,8552**

\*\* significativo ao nível de 1%.

Os valores de pH e os teores de carbono orgânico, ferro e manganês apresentaram alta correlação negativa com o potencial redox (Eh), ou seja, quanto maior os valores desses parâmetros mais negativos foram os valores do potencial redox.

**Tabela 12.** Teores de carbono orgânico, ferro e manganês e valores de pH e Eh nos solos onde foi incorporado resíduo da centrífuga, em condições de redução.

Doses de Bário	pH <sub>água</sub>	C.org	Fe	Mn	Eh
mg kg <sup>-1</sup>	1:2,5	g kg <sup>-1</sup>	-----mg kg <sup>-1</sup> -----		mV
Testemunha	4,4C	3,8C	30585A	28,0C	-97A
Dose 1	4,4C	4,5B	30607A	28,5C	-145B
Dose 2	5,1B	4,9AB	30805A	33,03B	-188C
Dose 3	6,4A	5,2A	31025A	38,06A	-202D

Testemunha – Sem aplicação de resíduo; Dose 1= 2,5 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 2= 25,7 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 3 = 51,3 Mg ha<sup>-1</sup>.

O comportamento do resíduo da centrífuga é semelhante ao resíduo do secador, entretanto o acréscimo dos componentes ocorreu com menor intensidade. Com a adição das doses de resíduos ao solo, principalmente as doses 2 e 3, ocorreu elevação do pH, passando de 4,4 na testemunha para 5,1 e 6,4, respectivamente. Também houve aumento nos teores de carbono orgânico, passando de 3,8 g kg<sup>-1</sup> na testemunha para 4,9 e 5,2 g kg<sup>-1</sup> nas doses 2 e na maior dose, respectivamente. Os teores de manganês também aumentaram consideravelmente, sendo aproximadamente 1,2 e 1,4 vezes maiores para estas doses. Apenas para o elemento ferro, não houve aumento significativo com a adição das doses crescentes desse resíduo.

**Tabela 13.** Coeficientes de correlação de Pearson entre os parâmetros avaliados e o potencial redox (Eh) do Argissolo nos diferentes tratamentos.

Parâmetros	Correlação de Pearson
pH	-0,8301**
Carbono orgânico	-0,9427**
Ferro	-0,4497*
Manganês	-0,8055**

\*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%.

Os valores de pH e os teores de carbono orgânico e manganês apresentaram alta correlação negativa com o potencial redox (Eh), ou seja, quanto maior os valores desses parâmetros mais negativos foram os valores do potencial redox. Apenas o elemento ferro não estabeleceu alta correlação negativa com os valores de potencial redox, pois não houve aumento significativo nos teores desse elemento e o potencial redox seguiu reduzindo significativamente com o aumento das doses de resíduo.

#### 4.2 Fracionamento Geoquímico

As Tabelas 14 e 15 mostram a distribuição do Ba nas diferentes frações geoquímicas, em função das doses e teores de umidade para os resíduos do secador e da centrífuga.

Em todas as doses do resíduo do secador (Tabela 14), houve aumento significativo nos teores de bário na fração solúvel (F1), na condição de redução em relação à condição oxidada. Também houve aumento significativo nas maiores doses em relação à testemunha e a menor dose, para ambas as condições. Estes resultados ocorreram devido à maior solubilização desse elemento nas maiores doses, visto que o potencial redox nesses tratamentos se estabilizou em valores próximos de -200 mV. A testemunha não apresentou aumento significativo nos teores de bário na condição reduzida.

A fração trocável (F2), não apresentou diferença significativa entre as duas condições de umidade e nem entre as doses. Já na fração ligada a carbonato (F3) houve aumento significativo nos teores de bário para a condição de redução apenas na testemunha e na menor dose. Também houve aumento significativo nos teores de bário com aumento das doses, para as duas condições de umidade, principalmente na maior dose.

Na fração ligada a óxidos de ferro e manganês (F4), somente a maior dose apresentou redução significativa dos teores de bário, na condição reduzida. Na fração ligada à matéria orgânica (F5), a redução ocorreu nas doses 2 e 3, para a mesma condição e na fração residual (F6), houve diminuição significativa em todas as doses, exceto na testemunha. Com o aumento das doses, houve aumento significativo nos teores desse elemento, para as três frações mais estáveis. A redução nos teores de bário, nas frações mais estáveis, acompanha o aumento desse elemento na fração mais lábil, devido à solubilização principalmente na maior dose, tornando-o passível de ser lixiviado ou ser absorvido pelas plantas.

Observa-se, em todas as doses, que os maiores teores desse elemento, encontram-se na fração residual, quando comparado com as demais frações, exceto na testemunha. Esses resultados corroboram com os resultados encontrados por Nogueirol (2008) e Smeda e Zyrnicki (2002), onde os maiores teores de bário também foram apresentados na fração de maior estabilidade, demonstrando a baixa solubilidade do BaSO<sub>4</sub>.

**Tabela 14.** Distribuição do bário (mg kg<sup>-1</sup>) nas diferentes frações geoquímicas obtidas através de extração sequencial, em função da aplicação do resíduo secador e teor de umidade.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV
F1	Oxidado	3,7Ba	5,2Bb	8,8Ab	10,5Ab	12,83
	Reduzido	5,7Ca	11,0Ba	17,0Aa	19,7Aa	
F2	Oxidado	63,0 <sup>N.S</sup>	95,8 <sup>N.S</sup>	183,5 <sup>N.S</sup>	245,0 <sup>N.S</sup>	4,83
	Reduzido	88,3 <sup>N.S</sup>	112,5 <sup>N.S</sup>	219,8 <sup>N.S</sup>	282,8 <sup>N.S</sup>	
F3	Oxidado	76,5Cb	122,5Bb	161,7Aa	172,8Aa	4,26
	Reduzido	105,0Ca	153,3Ba	165,8Ba	181,2Aa	
F4	Oxidado	54,2Da	134,3Ca	208,0Ba	238,7Aa	4,58
	Reduzido	64,7Da	128,8Ca	202,2Ba	223,3Ab	
F5	Oxidado	57,2Ca	53,2Ca	135,5Ba	160,4Aa	7,05
	Reduzido	48,7Ca	48,5Ca	81,8Bb	112,7Ab	
F6	Oxidado	58,2Da	180,7Ca	2577,3Ba	5396,6Aa	0,65
	Reduzido	18,2Da	150,1Cb	2468,6Bb	5259,1Ab	

F1- Fração solúvel; F2- Fração trocável; F3- Fração ligada a carbonato; F4- Fração ligada a óxido de ferro e manganês; F5- Fração ligada à matéria orgânica e a sulfetos; F6- Residual; Médias seguidas de mesma letra (minúsculas na coluna e maiúscula na linha) não diferem significativamente pelo teste de Tukey a 5%. Testemunha - sem aplicação de resíduo; Dose 1=16,5 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 2= 165,9 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 3 = 331,8 Mg ha<sup>-1</sup>.

Em todas as doses do resíduo da centrífuga assim como na testemunha (Tabela 15), observou-se aumento significativo nos teores de bário na fração solúvel (F1), para a condição reduzida. O comportamento foi semelhante ao resíduo do secador nessa fração, onde ocorreu aumento nos teores desse elemento, com o aumento das doses. A fração trocável (F2), assim como a fração ligada a óxidos de ferro e manganês (F4), não apresentaram diferença significativa entre as duas condições de umidade em nenhum dos tratamentos.

A fração ligada a carbonato (F3), apresentou aumento significativo nos teores de bário na condição de redução, para a testemunha, dose 1 e dose 2. Somente a maior dose nessa fração não apresentou diferença significativa na condição reduzida, em relação à condição oxidada. A fração ligada à matéria orgânica (F5), apresentou redução significativa nos teores de bário em todas as doses e também na testemunha, para a condição de saturação, enquanto



que a fração residual (F6) apresentou redução significativa somente na dose 2. Comparando as doses em ambas as frações, observou-se aumento significativo nos teores de bário com o aumento das doses, nas duas condições de umidade.

A condição de extrema redução, promoveu a passagem do bário das frações mais estáveis para as frações menos estáveis, indicando que esta condição potencializa a solubilização do BaSO<sub>4</sub>, o que pode levar a maior lixiviação e aumento da absorção desse elemento pelas plantas.

**Tabela 15.** Distribuição do bário (mg kg<sup>-1</sup>) nas diferentes frações geoquímicas obtidas através de extração sequencial, em função da aplicação do resíduo centrífuga e teor de umidade.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV
F1	Oxidado	3,7Cb	8,0Bb	11,7Ab	13,5Ab	8,04
	Reduzido	5,7Da	15,8Ca	23,8Ba	28,5Aa	
F2	Oxidado	63,0 <sup>N.S</sup>	105,0 <sup>N.S</sup>	201,8 <sup>N.S</sup>	218,5 <sup>N.S</sup>	6,13
	Reduzido	88,3 <sup>N.S</sup>	113,3 <sup>N.S</sup>	201,0 <sup>N.S</sup>	247,0 <sup>N.S</sup>	
F3	Oxidado	76,5Db	127,2Cb	175,3Bb	233,7Aa	6,05
	Reduzido	105,0Da	170,0Ca	212,3Ba	240,0Aa	
F4	Oxidado	68,0 <sup>N.S</sup>	145,7 <sup>N.S</sup>	223,5 <sup>N.S</sup>	243,8 <sup>N.S</sup>	18,13
	Reduzido	54,2 <sup>N.S</sup>	153,8 <sup>N.S</sup>	215,7 <sup>N.S</sup>	239,5 <sup>N.S</sup>	
F5	Oxidado	57,2Ca	65,7Ca	149,2Ba	198,8Aa	4,54
	Reduzido	48,7Cb	52,8Cb	118,8Bb	175,2Ab	
F6	Oxidado	58,2Da	148,1Ca	2505,3Ba	5260,0Aa	1,53
	Reduzido	18,2Ca	151,6Ca	2450,9Bb	5311,2Aa	

F1- Fração solúvel; F2- Fração trocável; F3- Fração ligada a carbonato; F4- Fração ligada a óxido de ferro e manganês; F5- Fração ligada à matéria orgânica e a sulfetos; F6- Residual; Médias seguidas de mesma letra (minúsculas na coluna e maiúscula na linha) não diferem significativamente pelo teste de Tukey a 5%. Testemunha - sem aplicação de resíduo; Dose 1= 2,5 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 2= 25,7 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 3 = 51,3 Mg ha<sup>-1</sup>. <sup>N.S</sup> = Não significativo.

A Tabela 16 apresenta a distribuição geoquímica do ferro em função dos teores de umidade e das doses do resíduo do secador aplicadas ao solo.

Ocorreu aumento significativo nos teores de ferro na fração solúvel (F1) e fração ligada a carbonato (F3), para a condição reduzida, principalmente nas maiores doses. A fração trocável (F2), apresentou aumentos significativo somente na testemunha e na maior dose. Comparando as doses nas três frações, observou-se aumento nos teores desse elemento com o aumento das doses, na condição de redução, porém na condição oxidada a fração F1 não apresentou diferença significativa nos teores de ferro.

Entre as frações mais lábeis, a fração F3 foi a que apresentou os maiores teores de ferro, principalmente nas maiores doses, para a condição de redução. Isso provavelmente ocorreu devido aos elevados valores de pH nesses tratamentos, estando em torno de 7,5 e 7,7 nas doses 2 e 3, respectivamente (Tabela 10). Elevados valores de pH podem favorecer a precipitação na forma de carbonato e formação de compostos envolvendo sulfetos, provenientes da redução do sulfato, como a pirita. O aumento de uma unidade de pH reduz a solubilidade dos metais em cerca de cem vezes, diminuindo o potencial de lixiviação desses metais do perfil de solo (Planquart et al., 1999).

No caso da pirita, a presença do sulfato, ferro, matéria orgânica, bactérias redutoras do S e condições anaeróbias viabilizam o processo de sua formação no qual o sulfato é reduzido a sulfeto a partir da oxidação da matéria orgânica por meio da ação de bactérias. O Fe, por sua vez, tem a solubilidade aumentada por condições redox, permitindo a combinação com os sulfetos e dissulfetos e, desta forma, formação da pirita (Fanning e Fanning, 1989).

A fração ligada a óxidos de ferro e manganês (F4), apresentou diminuição significativa na testemunha, na dose 1 e na maior dose, para a condição reduzida, somente a dose 2 não apresentou diferença significativa. Rodriguez et al., (2009) destaca que a associação dos metais com os óxidos não garante a imobilização em superfície, pois nessa fração esses elementos ainda são instáveis e podem ser liberados em condições de extrema redução.

Na fração ligada à matéria orgânica (F5) e na fração residual (F6), ocorreu diminuição significativa nos teores de ferro na condição reduzida, principalmente nas maiores doses. A condição de extrema redução proporcionou diminuição nos teores de ferro nas maiores doses das frações de maior estabilidade e aumento dos teores nas frações mais solúveis.

**Tabela 16.** Distribuição do ferro (mg kg<sup>-1</sup>) nas diferentes frações geoquímicas obtidas através de extração sequencial, em função da aplicação do resíduo secador e teor de umidade.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV
F1	Oxidado	0,5Aa	1,6Ab	2,8Ab	4,1Ab	18,5
	Reduzido	2,2Ca	6,5Ca	23,8Ba	41,9Aa	
F2	Oxidado	7,0Ab	0,8Ca	2,6BCa	4,2ABb	22,4
	Reduzido	18,9Aa	2,0Ca	3,7Ca	8,1Ba	
F3	Oxidado	5,9Cb	7,2Ca	94,3Bb	153,6Ab	7,4
	Reduzido	34,0Ca	13,7Da	211,3Ba	305,5Aa	
F4	Oxidado	213,9Ca	194,1Ca	561,3Ba	1525,2Aa	8,7
	Reduzido	41,0Cb	69,6Cb	494,9Ba	881,7Ab	
F5	Oxidado	31,4Ca	28,8Ca	148,8Ba	188,2Aa	10,5
	Reduzido	41,8Ca	18,5Da	63,0Bb	145,2Ab	
F6	Oxidado	32772,8Ba	30537,8Da	32125,2Ca	34027,7Aa	0,86
	Reduzido	28784,7Cb	29039,8BCb	29438,3BCb	30813,7Ab	

F1- Fração solúvel; F2- Fração trocável; F3- Fração ligada a carbonato; F4- Fração ligada a óxido de ferro e manganês; F5- Fração ligada à matéria orgânica e a sulfetos; F6- Residual; Médias seguidas de mesma letra (minúsculas na coluna e maiúscula na linha) não diferem significativamente pelo teste de Tukey a 5%. Testemunha - sem aplicação de resíduo; Dose 1=16,5 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 2= 165,9 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 3 = 331,8 Mg ha<sup>-1</sup>.

A Tabela 17 apresenta a distribuição geoquímica do ferro em função dos teores de umidade e das doses do resíduo da centrífuga aplicadas ao solo.

A fração solúvel (F1) e a fração ligada a carbonato (F3), apresentaram aumento significativo dos teores de ferro na condição reduzida em todas as doses. Com o aumento das doses, observou-se que não houve diferença significativa nos teores de ferro, na condição oxidada, porém na condição de redução, houve aumento nos teores desse elemento com a adição do resíduo. A fração trocável (F2), não apresentou diferença significativa nos teores de ferro entre as duas condições de umidade, em nenhuma das doses, somente na testemunha.

Na condição reduzida, a fração ligada a óxidos de ferro e manganês (F4), a fração ligada à matéria orgânica (F5) e a fração residual (F6), apresentaram redução significativa dos teores de ferro em todas as doses.

A diminuição nos teores de ferro nas frações de maior estabilidade, na condição reduzida, é acompanhada do aumento dos teores nas frações de maior labilidade, com isso podendo potencializar o risco de contaminação.

**Tabela 17.** Distribuição do ferro ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nas diferentes frações geoquímicas obtidas através de extração sequencial, em função da aplicação do resíduo centrífuga e teor de umidade.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV
F1	Oxidado	0,5Aa	0,7Ab	1,5Ab	3,3Ab	12,9
	Reduzido	2,2Ca	6,6Ca	39,0Ba	62,0Aa	
F2	Oxidado	7,0Ab	1,4Ca	2,5BCa	4,7ABa	22,9
	Reduzido	18,9Aa	2,9Ba	3,8Ba	5,7Ba	
F3	Oxidado	5,9BCb	3,6Cb	8,7BCb	20,6Ab	6,2
	Reduzido	34,0Ba	17,1Da	26,9Ca	139,5Aa	
F4	Oxidado	213,9Ca	172,9Da	246,0Ba	526,7Aa	7,2
	Reduzido	41,0Cb	45,0Cb	84,4Bb	150,4Ab	
F5	Oxidado	31,4Db	50,5Ca	62,6Ba	91,6Aa	6,6
	Reduzido	41,8Aa	17,0Cb	19,6Cb	33,1Bb	
F6	Oxidado	32772,8BCa	31794,0Ca	32097,5BCa	35279,9Aa	1,22
	Reduzido	28784,7Bb	29358,7Bb	29723,8Bb	30876,1Ab	

F1- Fração solúvel; F2- Fração trocável; F3- Fração ligada a carbonato; F4- Fração ligada a óxido de ferro e manganês; F5- Fração ligada à matéria orgânica e a sulfetos; F6- Residual; Médias seguidas de mesma letra (minúsculas na coluna e maiúscula na linha) não diferem significativamente pelo teste de Tukey a 5%. Testemunha - sem aplicação de resíduo; Dose 1= 2,5  $\text{Mg ha}^{-1}$ ; Dose 2=25,7  $\text{Mg ha}^{-1}$ ; Dose 3=51,3  $\text{Mg ha}^{-1}$ .

A Tabela 18 apresenta a distribuição geoquímica do manganês em função dos teores de umidade e das doses do resíduo do secador aplicadas ao solo.

A fração solúvel (F1), a fração trocável (F2) e a fração ligada a carbonato (F3), apresentaram aumento significativo nos teores de manganês em todas as doses, na condição de redução. Comparando as doses nessas frações, observou-se aumento significativo nos teores desse elemento, com o aumento das doses.

Os maiores teores de manganês foram encontrados na fração ligada a carbonato e na fração residual, porém, Oliveira et al., (2006), estudando as formas de manganês e ferro em solos de referência de Pernambuco, observaram que as frações trocável e ligada a matéria orgânica foram as principais responsáveis pela retenção e disponibilidade de manganês.

Na fração ligada a óxidos de ferro e manganês (F4), na fração ligada à matéria orgânica (F5) e na fração residual (F6), ocorreu diminuição significativa nos teores de manganês, principalmente nas maiores doses, para a condição reduzida. A condição de redução proporcionou diminuição dos teores de manganês nas frações mais estáveis e aumento nas frações de maior labilidade. O aumento do manganês na solução do solo alagado pode ser explicado pela ação das bactérias redutoras que promovem a redução dos óxidos de manganês reduzindo-os a  $\text{Mn}^{+2}$  (Ponnamperuma, 1965).

A Tabela 19 apresenta a distribuição geoquímica do manganês em função dos teores de umidade e das doses do resíduo da centrífuga aplicadas ao solo.

Na fração solúvel (F1), na fração trocável (F2) e na fração ligada a carbonatos (F3), ocorreu aumento significativa nos teores de manganês, para a condição de redução. Também houve aumento significativo nos teores desse elemento, com a adição das doses do resíduo. Entre as frações mais solúveis, os maiores teores desse elemento são encontrados na fração F3, isso pode ser explicado pelos elevados valores de pH, principalmente nas maiores doses, favorecendo a precipitação dos elementos solubilizados pela condição de extrema redução, na forma de carbonatos. De acordo com Soares (2004), o pH é o parâmetro que mais influencia a partição do metal entre o solo e a solução do solo, ou seja, na adsorção e dessorção dos metais.

**Tabela 18.** Distribuição do manganês ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nas diferentes frações geoquímicas obtidas através de extração sequencial, em função da aplicação do resíduo secador e teor de umidade.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV
F1	Oxidado	0,28BCb	0,23Cb	0,32BCb	0,52Ab	4,5
	Reduzido	0,62Ca	0,66Ca	0,77Ba	0,87Aa	
F2	Oxidado	2,93Cb	3,07Cb	6,77Bb	11,63Ab	9,3
	Reduzido	4,64Ca	5,77Ca	10,40Ba	18,23Aa	
F3	Oxidado	7,93Cb	7,11Cb	22,97Bb	34,63Ab	3,2
	Reduzido	13,81Ca	11,91Da	26,97Ba	41,11Aa	
F4	Oxidado	0,86Ca	1,87Ca	14,97Ba	25,40Aa	11,6
	Reduzido	0,65Ca	1,20Ca	10,77Bb	18,07Ab	
F5	Oxidado	1,19Ca	1,30Ca	6,07Ba	9,50Aa	9,3
	Reduzido	0,83Ca	0,81Ca	4,57Bb	6,63Ab	
F6	Oxidado	18,47Ba	17,67Ba	18,60Ba	23,30Aa	5,5
	Reduzido	7,21Cb	11,33Bb	14,03Ab	15,40Ab	

F1- Fração solúvel; F2- Fração trocável; F3- Fração ligada a carbonato; F4- Fração ligada a óxido de ferro e manganês; F5- Fração ligada à matéria orgânica e a sulfetos; F6- Residual; Médias seguidas de mesma letra (minúsculas na coluna e maiúscula na linha) não diferem significativamente pelo teste de Tukey a 5%. Testemunha - sem aplicação de resíduo; Dose 1=16,5  $\text{Mg ha}^{-1}$ ; Dose 2= 165,9  $\text{Mg ha}^{-1}$ ; Dose 3 = 331,8  $\text{Mg ha}^{-1}$ .

Na fração ligada a óxidos de ferro e manganês (F4), na fração ligada à matéria orgânica (F5) e na fração residual (F6), observou-se diminuição significativa nos teores de manganês, principalmente nas maiores doses, para a condição reduzida. O decréscimo nos teores desse elemento nas frações mais estáveis acompanha o aumento nas frações de maior labilidade, principalmente nas maiores doses.

Através da especiação química dos elementos, é possível entender a biodisponibilidade, a mobilidade e a toxidez de metais, que são determinadas pela forma em que os elementos estão presentes nos solos e seus componentes (Han et al., 2003).

**Tabela 19.** Distribuição do manganês ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nas diferentes frações geoquímicas obtidas através de extração sequencial, em função da aplicação do resíduo centrífuga e teor de umidade.

	Umidade	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV
F1	Oxidado	0,28Cb	0,53Ba	0,63ABb	0,74ABb	9,0
	Reduzido	0,62Ca	0,61Ca	0,77Ba	1,20Aa	
F2	Oxidado	2,93Cb	3,53Cb	6,07Bb	9,33Ab	9,1
	Reduzido	4,64Ca	5,54Ca	9,93Ba	12,02Aa	
F3	Oxidado	7,93ABb	6,73Bb	7,23Bb	9,50ABb	8,4
	Reduzido	13,81Aa	12,90Aa	10,27Ba	13,51Aa	
F4	Oxidado	0,86Ca	1,80Ca	8,01Ba	10,13Aa	9,6
	Reduzido	0,65Ca	1,13Ca	4,40Bb	6,61Ab	
F5	Oxidado	1,19Ba	1,17Ba	3,67Aa	4,07Aa	10,9
	Reduzido	0,83Ca	0,90Ca	2,43Bb	3,09Ab	
F6	Oxidado	18,47Aa	14,83Ba	12,40Ca	10,73Ca	7,6
	Reduzido	7,21Ab	6,50Ab	6,87Ab	5,67Ab	

F1- Fração solúvel; F2- Fração trocável; F3- Fração ligada a carbonato; F4- Fração ligada a óxido de ferro e manganês; F5- Fração ligada à matéria orgânica e a sulfetos; F6- Residual; Médias seguidas de mesma letra (minúsculas na coluna e maiúscula na linha) não diferem significativamente pelo teste de Tukey a 5%. Testemunha - sem aplicação de resíduo; Dose 1= 2,5  $\text{Mg ha}^{-1}$ ; Dose 2=25,7  $\text{Mg ha}^{-1}$ ; Dose 3=51,3  $\text{Mg ha}^{-1}$ .

### 4.3 Ensaio de Lixiviação

Os resultados de bário dos extratos lixiviados coletados em cada coluna em função das doses de cada resíduo estão apresentados na Tabela 20.

Na condição oxidada, para ambos os resíduos, os teores de bário não apresentaram diferença significativa entre os tratamentos, demonstrando que nessas condições o sulfato de bário proveniente da baritina é pouco solúvel. Na condição reduzida, ocorreu aumento significativo dos teores de bário em ambos os resíduos, nas doses 2 e 3, porém a menor dose não diferiu da testemunha. Nessa condição, os teores de bário no lixiviado foram maiores para o resíduo da centrífuga na dose 3, enquanto que na dose 2 o resíduo do secador apresentou maiores teores.

O aumento nos teores de bário na condição de redução (-200 mV), nas maiores doses, ocorreu devido a redução do sulfato a sulfeto pelas bactérias (BRS), liberando o bário para as formas químicas mais lábeis (Crecelius et al., 2007), potencializando a lixiviação.

Os baixos teores de bário apresentados nos extratos lixiviados corroboram com os resultados do fracionamento geoquímico (Tabelas 14 e 15), onde grande parte do bário solubilizado nas frações mais estáveis foi precipitado sob a forma de carbonato (F3), principalmente nas maiores doses, visto que o pH nesses tratamentos foi de 7,5.

**Tabela 20.** Teores de bário ( $\text{mg L}^{-1}$ ) no extrato lixiviado, em função da aplicação das diferentes doses de bário e teores de umidade.

		Secador				
	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV	
Oxidado	0,27Aa	0,18Aa	0,19Ab	0,21Ab	7,42	
Reduzido	0,16Ca	0,15Ca	3,45Ba	4,14Aa		
		Centrífuga				
	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV	
Oxidado	0,27Aa	0,21Aa	0,23Ab	0,27Ab	20,96	
Reduzido	0,16Ca	0,14Ca	2,10Ba	6,47Aa		

Médias seguidas de mesma letra (minúsculas na coluna e maiúscula na linha) não diferem significativamente pelo teste de Tukey a 5%. Testemunha - sem aplicação de resíduos; Secador: Dose 1=16,5  $\text{Mg ha}^{-1}$ ; Dose 2= 165,9  $\text{Mg ha}^{-1}$ ; Dose 3 = 331,8  $\text{Mg ha}^{-1}$ , Centrífuga: Dose 1= 2,5  $\text{Mg ha}^{-1}$ ; Dose 2=25,7  $\text{Mg ha}^{-1}$ ; Dose 3=51,3  $\text{Mg ha}^{-1}$ .

A Tabela 21 apresenta os teores de sulfato nos extratos lixiviados para cada unidade experimental, em função das doses e das condições de umidade. Para ambos os resíduos, na condição de saturação, houve a redução quase total do sulfato nas maiores doses, onde o potencial redox se estabilizou em torno de -200 mV. Na menor dose o sulfato permaneceu, não diferindo significativamente da testemunha, pois nesse tratamento o potencial redox se estabilizou em -90 mV. Os resultados corroboram a hipótese de que em condições de extrema redução, ocorre a redução do sulfato a sulfeto e possível liberação do bário em solução.

Na condição de oxidação, os teores de sulfato apresentam aumento significativo nas maiores doses, para ambos os resíduos, em relação à testemunha e a menor dose, que diferiram significativamente entre si.

Em ambiente sem presença de oxigênio, as bactérias redutoras de sulfato (BRS) são uma possível tecnologia alternativa, visando a remoção dos metais de efluentes contaminados. Lima (1996), trabalhando com lodo, verificou que o sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), geralmente presente em altas concentrações, é utilizado pelas BRS na geração de íons sulfeto ( $\text{S}^{2-}$ ) em solução, tendo como consequência a precipitação dos íons metálicos no lodo sob a forma de sulfetos insolúveis, juntamente com a redução, no efluente, da matéria orgânica e do sulfato.

Para que ocorra a redução do sulfato a sulfeto é necessária a atuação das bactérias (BRS) promovendo a decomposição da matéria orgânica. Na ausência de oxigênio como

principal acceptor de elétrons, ocorre a sucessão por outros aceptores até atingir a faixa de potencial redox próximo a -200 mV, em que ocorre a redução do sulfato a sulfeto.

**Tabela 21.** Teores de sulfato ( $\text{mg L}^{-1}$ ) no extrato lixiviado, em função da aplicação das diferentes doses de bário e teores de umidade.

Secador					
	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV
Oxidado	7,45Cb	20,85Bb	57,10Aa	56,97Aa	19,01
Reduzido	19,05Ba	52,60Aa	0,00Cb	0,00Cb	
Centrífuga					
	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV
Oxidado	7,45Cb	15,77Bb	50,48Aa	56,40Aa	11,23
Reduzido	19,05Ba	59,13Aa	4,54Cb	4,36Cb	

Médias seguidas de mesma letra (minúsculas na coluna e maiúscula na linha) não diferem significativamente pelo teste de Tukey a 5%. Testemunha - sem aplicação de resíduos; Secador: Dose 1=16,5  $\text{Mg ha}^{-1}$ ; Dose 2= 165,9  $\text{Mg ha}^{-1}$ ; Dose 3 = 331,8  $\text{Mg ha}^{-1}$ , Centrífuga: Dose 1= 2,5  $\text{Mg ha}^{-1}$ ; Dose 2=25,7  $\text{Mg ha}^{-1}$ ; Dose 3=51,3  $\text{Mg ha}^{-1}$ .

A Tabela 22 mostra que os teores de sódio são muito elevados, quando comparados aos demais elementos analisados, devido aos componentes utilizados no fluido de perfuração que contém sódio em altas concentrações (Tabela 2).

Para o resíduo do secador, a condição de oxidação apresenta aumento significativo nos teores de sódio lixiviado nas doses 1 e 2, sendo o incremento de 90,72 e 975,0  $\text{mg L}^{-1}$ , respectivamente, em relação à condição reduzida. A testemunha e a maior dose não apresentaram diferença significativa entre as condições de umidade. A condição de oxidação favoreceu a maior degradação dos compostos orgânicos que estão associados ao sódio, deixando-o livre na solução, e passível de ser lixiviado. Também se observou aumento significativo nos teores de sódio com o aumento das doses, principalmente nas doses 2 e 3, que diferiram estatisticamente da menor dose e da testemunha.

Para o resíduo da centrífuga, em todas as doses ocorreu aumento significativo nos teores de sódio, na condição de oxidação, sendo o incremento de 37,16  $\text{mg L}^{-1}$  na menor dose, 91,62  $\text{mg L}^{-1}$  na dose 2 e 370,03  $\text{mg L}^{-1}$  na dose 3. Apenas a testemunha não apresentou diferença significativa nos teores de sódio entre as duas condições de umidade.

Comparando as doses, observou-se aumento significativo nos teores de sódio com o aumento das doses, em ambas as condições de umidade.

**Tabela 22.** Teores de sódio ( $\text{mg L}^{-1}$ ) no extrato lixiviado, em função da aplicação das diferentes doses de resíduo e teores de umidade.

Secador					
	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV
Oxidado	47,83Ca	160,75Ca	1551,32Ba	2430,94Aa	14,02
Reduzido	52,90Ca	70,03Ca	576,10Bb	1601,53Aa	
Centrífuga					
	Testemunha	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV
Oxidado	47,83Ca	98,75Ca	284,17Ba	812,57Aa	11,74
Reduzido	52,90Ca	54,93Cb	202,35Bb	459,21Ab	

Médias seguidas de mesma letra (minúsculas na coluna e maiúscula na linha) não diferem significativamente pelo teste de Tukey a 5%. Testemunha - sem aplicação de resíduos; Secador: Dose 1=16,5  $\text{Mg ha}^{-1}$ ; Dose 2= 165,9  $\text{Mg ha}^{-1}$ ; Dose 3 = 331,8  $\text{Mg ha}^{-1}$ , Centrífuga: Dose 1= 2,5  $\text{Mg ha}^{-1}$ ; Dose 2=25,7  $\text{Mg ha}^{-1}$ ; Dose 3=51,3  $\text{Mg ha}^{-1}$ .

A Tabela 23 apresenta a porcentagem de sódio removida no volume total em cada coluna de lixiviação, em relação ao total adicionado com as doses de cada resíduo.

Para o resíduo da centrífuga, ocorreu a remoção de aproximadamente 100% do sódio trocável contido na menor dose, enquanto que para o resíduo do secador esses valores encontram-se em torno de 37%, para as duas condições de umidade, não havendo diferença significativa. Isso aconteceu provavelmente pelo fato de que o sódio nesses tratamentos é praticamente o sódio natural do solo, que se encontra livre na solução. Nas maiores doses, o mesmo não aconteceu, mas ainda sim, ocorreu a remoção de grande parte do sódio proveniente das doses de resíduo aplicadas ao solo.

Na dose 2, observou-se redução significativa na remoção de sódio do resíduo do secador em relação ao resíduo da centrífuga, nas duas condições de umidade. Na condição oxidada houve aumento significativo na porcentagem removida de sódio, em relação à condição reduzida.

Na maior dose, em ambos os resíduos ocorreu redução significativa na porcentagem removida de sódio na condição de redução, entretanto a remoção de sódio no resíduo da centrífuga foi significativamente maior que no resíduo do secador.

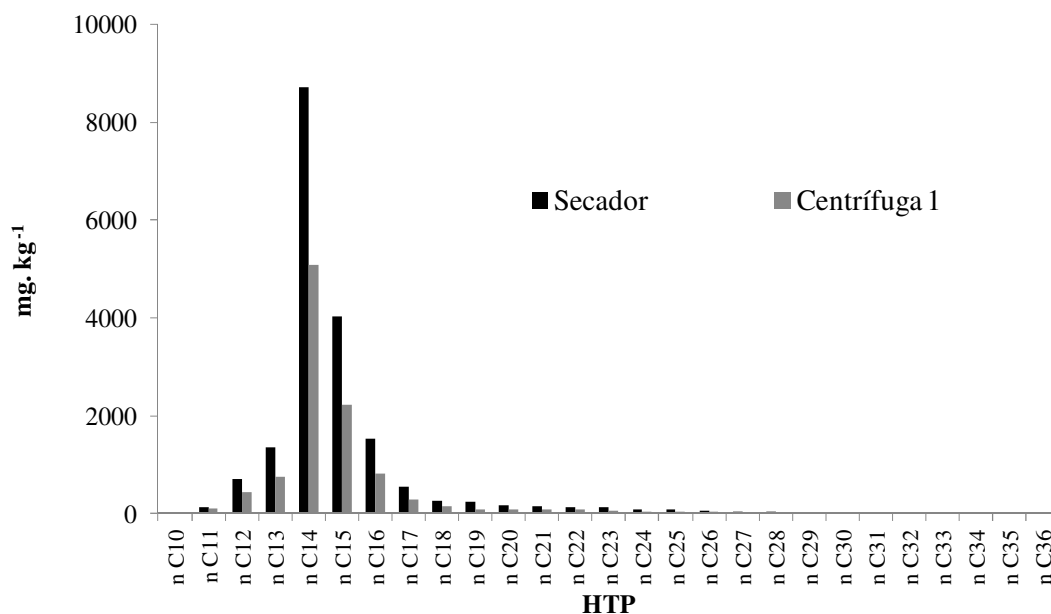
Apesar das quantidades aplicadas do resíduo do secador serem aproximadamente cinco vezes maiores que as quantidades aplicadas do resíduo da centrífuga, a porcentagem de sódio removido nas colunas oxidadas foi maior no resíduo da centrífuga, sendo de aproximadamente 100, 37 e 45% para das doses 1, 2 e 3, respectivamente. Para o resíduo do secador as porcentagens foram aproximadamente de 38, 31 e 27% para as doses 1, 2 e 3, respectivamente. Possivelmente, o sódio presente no resíduo da centrífuga pode ser mais facilmente liberado em relação ao resíduo do secador, uma vez que os constituintes dos dois resíduos são proporcionalmente diferentes, principalmente os hidrocarbonetos de cadeia de carbono menor que vinte (N-parafinas).

**Tabela 23.** Porcentagem total de sódio removido das colunas, em função da aplicação das diferentes doses dos resíduos e teores de umidade, simulando taxa de precipitação de 200 mm dia<sup>-1</sup>.

		Dose 1		
	Adicionado (mg kg <sup>-1</sup> )	Oxidado	Reduzido	CV
Secador	483,94	38,8Ab	35,2Ab	5,81
Centrífuga	94,70	99,1Aa	99,8Aa	
		Dose 2		
	Adicionado (mg kg <sup>-1</sup> )	Oxidado	Reduzido	CV
Secador	4839,44	31,0Ab	17,4Bb	2,72
Centrífuga	947,00	37,3Aa	31,2Ba	
		Dose 3		
	Adicionado (mg kg <sup>-1</sup> )	Oxidado	Reduzido	CV
Secador	9678,88	27,2Ab	15,3Bb	1,67
Centrífuga	1894,00	45,3Aa	40,2Ba	

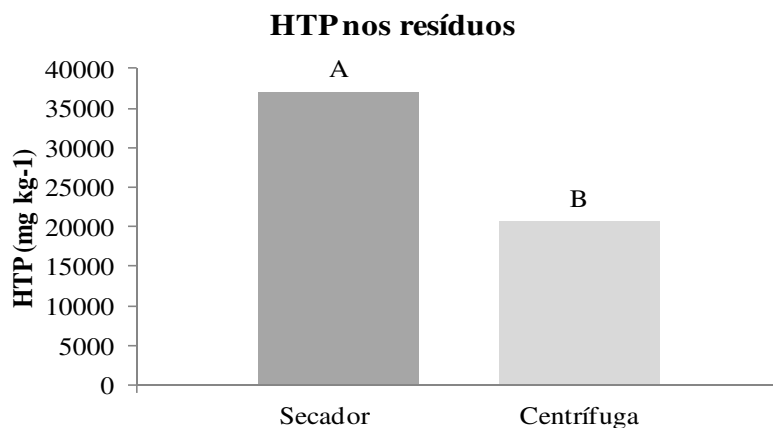
Médias seguidas de mesma letra (minúsculas na coluna e maiúscula na linha) não diferem significativamente pelo teste de Tukey a 5%; Secador: Dose 1=16,5 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 2= 165,9 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 3 = 331,8 Mg ha<sup>-1</sup>, Centrífuga: Dose 1= 2,5 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 2=25,7 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 3=51,3 Mg ha<sup>-1</sup>.

O resíduo gerado pelo secador apresentou teores de HTP (hidrocarbonetos totais de petróleo) mais elevados do que o resíduo gerado pela centrífuga. Isso provavelmente é devido à interação do fluido com a rocha, sendo que o resíduo do secador é o que contém mais constituintes da rocha. A análise cromatográfica, representada na distribuição normalizada dos alcanos indica presença de compostos variando de 12 a 16 cadeias carbônicas (n-parafinas), o mesmo constituinte básico do fluido utilizado em todas as fases de perfuração do poço (Figura 12).



**Figura 12.** Relação da composição de n-alcenos nos resíduos do secador e da centrífuga.

A Figura 13 apresenta os teores de hidrocarbonetos totais de petróleo nos resíduos. O resíduo do secador apresentou  $35000 \text{ mg kg}^{-1}$  de hidrocarbonetos totais de petróleo, sendo significativamente maior do que no resíduo da centrífuga que apresentou teores de  $20000 \text{ mg kg}^{-1}$ .



**Figura 13.** Teores de Hidrocarbonetos Totais de Petróleo nos resíduos do secador e da centrífuga.

Esses resultados de hidrocarbonetos totais de petróleo corroboram com os dados apresentados nas Tabelas 10 e 12, que mostram a diferença entre os dois resíduos nos teores de carbono, influenciando no comportamento de cada elemento nas diferentes condições de umidade. Corrobora também com os resultados da Tabela 22, onde se observou que o sódio foi mais facilmente lixiviado na condição oxidada e Tabela 23, onde a porcentagem total de sódio removida no resíduo da centrífuga é significativamente maior que no resíduo do secador, sendo que o resíduo da centrífuga apresentou menores teores de hidrocarbonetos em relação ao resíduo do secador.



#### 4.4 Ensaios de Vasos com Plantas

##### 4.4.1 Bário e sódio biodisponíveis

Os resíduos apresentaram elevados teores de bário e sódio (Tabela 5), sendo que a maior parte do sódio e pequena parte do bário encontram-se na forma disponível. Devido aos elevados teores de sódio observados nos extratos lixiviados (Tabela 22), optou-se por fazer a lavagem dos tratamentos antes de realizar o plantio das espécies. A lavagem consistiu em aplicar um volume de água proporcional à lavagem realizada nas colunas de lixiviação (precipitação de 200 mm dia<sup>-1</sup>).

Estão apresentados na Tabela 24 os teores de sódio e de bário biodisponíveis no solo, após a lavagem, na ocasião do plantio. Mesmo após a lavagem, os teores de sódio ainda permaneceram elevados, principalmente nas maiores doses do resíduo do secador, sendo aproximadamente 8,5 vezes maior que no resíduo da centrífuga. Os teores de bário também apresentam valores elevados, principalmente nas maiores doses, sendo consideradas somente as formas que as plantas conseguem absorver.

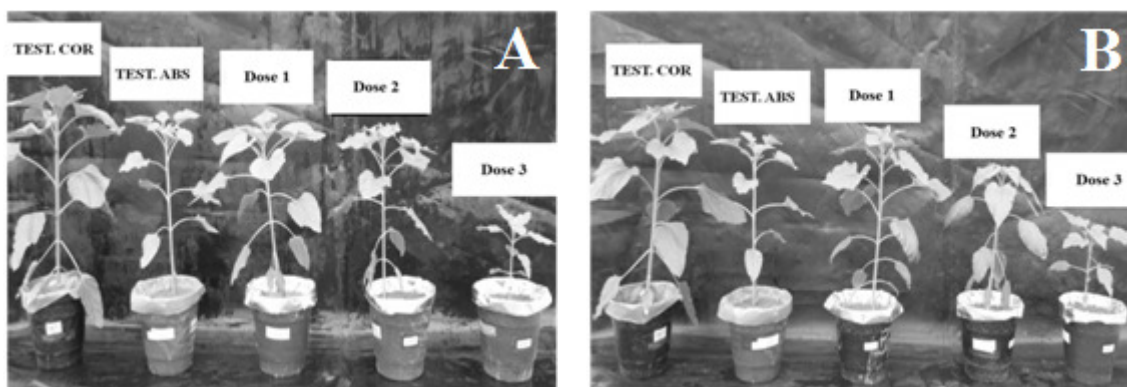
**Tabela 24.** Teores de sódio e bário biodisponíveis nos resíduos em cada tratamento, no plantio.

	Resíduos	Testemunhas	Dose 1	Dose 2	Dose 3
		----- mg kg <sup>-1</sup> -----			
Bário <sup>1</sup>	Secador	143,2	223,5	354,0	427,5
	Centrífuga	143,2	240,0	388,9	465,7
Sódio <sup>2</sup>	Secador	31,1	63,6	907,9	1871,9
	Centrífuga	31,1	5,4	105,3	225,3

<sup>1</sup> Soma das frações solúveis (F1), frações trocáveis (F2) e frações ligadas a carbonatos (F3); <sup>2</sup> teores de sódio no solo após a lavagem.

##### 4.4.2 Análise de crescimento das plantas de girassol

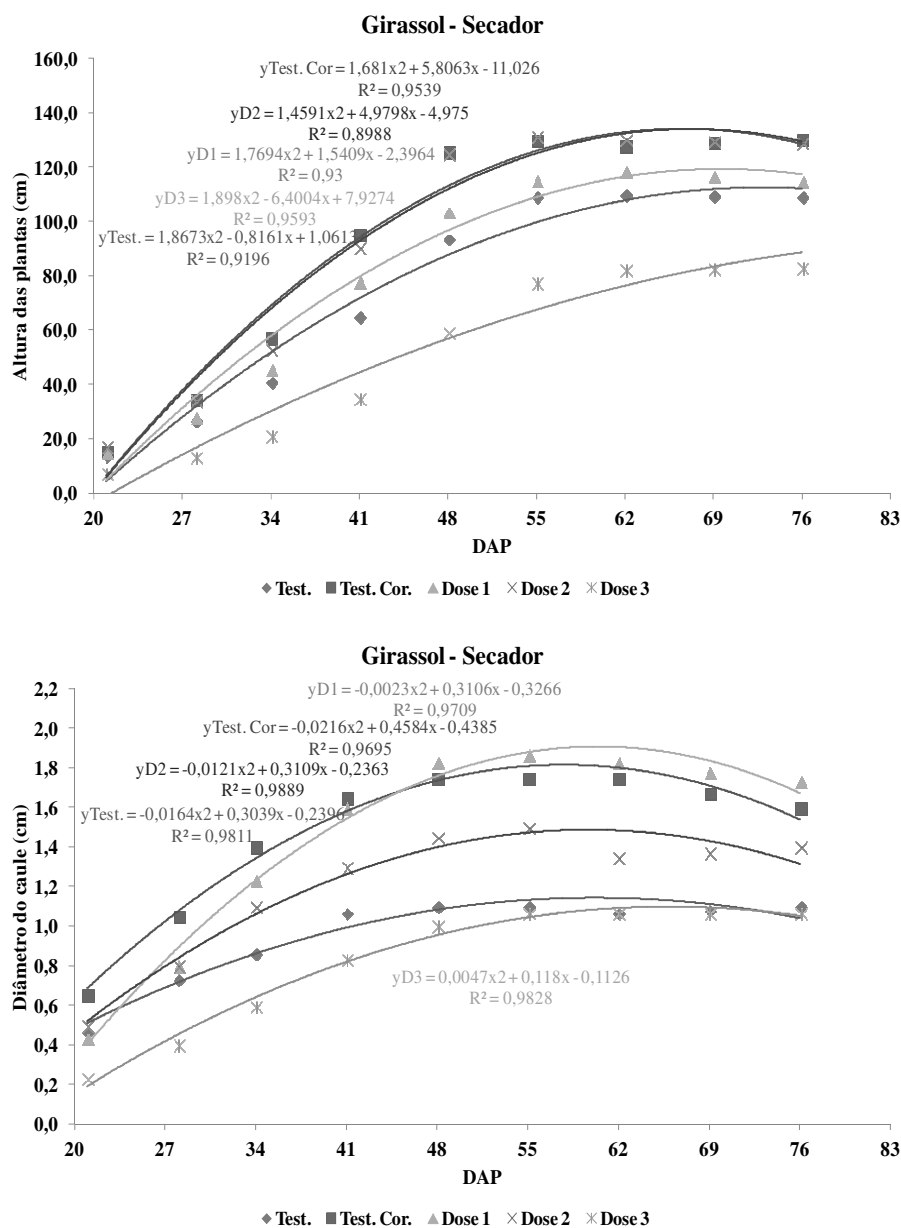
Foi realizado ao longo do experimento, medições de altura das plantas e diâmetro do caule a 5 cm do solo. Ao final do experimento, foi possível observar diferenças entre os tratamentos, principalmente na altura das plantas e diâmetro do caule (Figura 14).



**Figura 14.** Diferenças na altura das plantas de girassol observadas nos diferentes tratamentos para os resíduos do secador (A) e da centrífuga (B).

Test. - sem aplicação do resíduo; Test. Cor= sem resíduo e com adubação; Secador: Dose 1=16,5 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 2= 165,9 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 3 = 331,8 Mg ha<sup>-1</sup>, Centrífuga: Dose 1= 2,5 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 2=25,7 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 3=51,3 Mg ha<sup>-1</sup>.

As Figuras 15 e 16 apresentam a altura e o diâmetro do caule das plantas de girassol nos diferentes tratamentos em função dos dias após o plantio, para os resíduos do secador e da centrífuga.



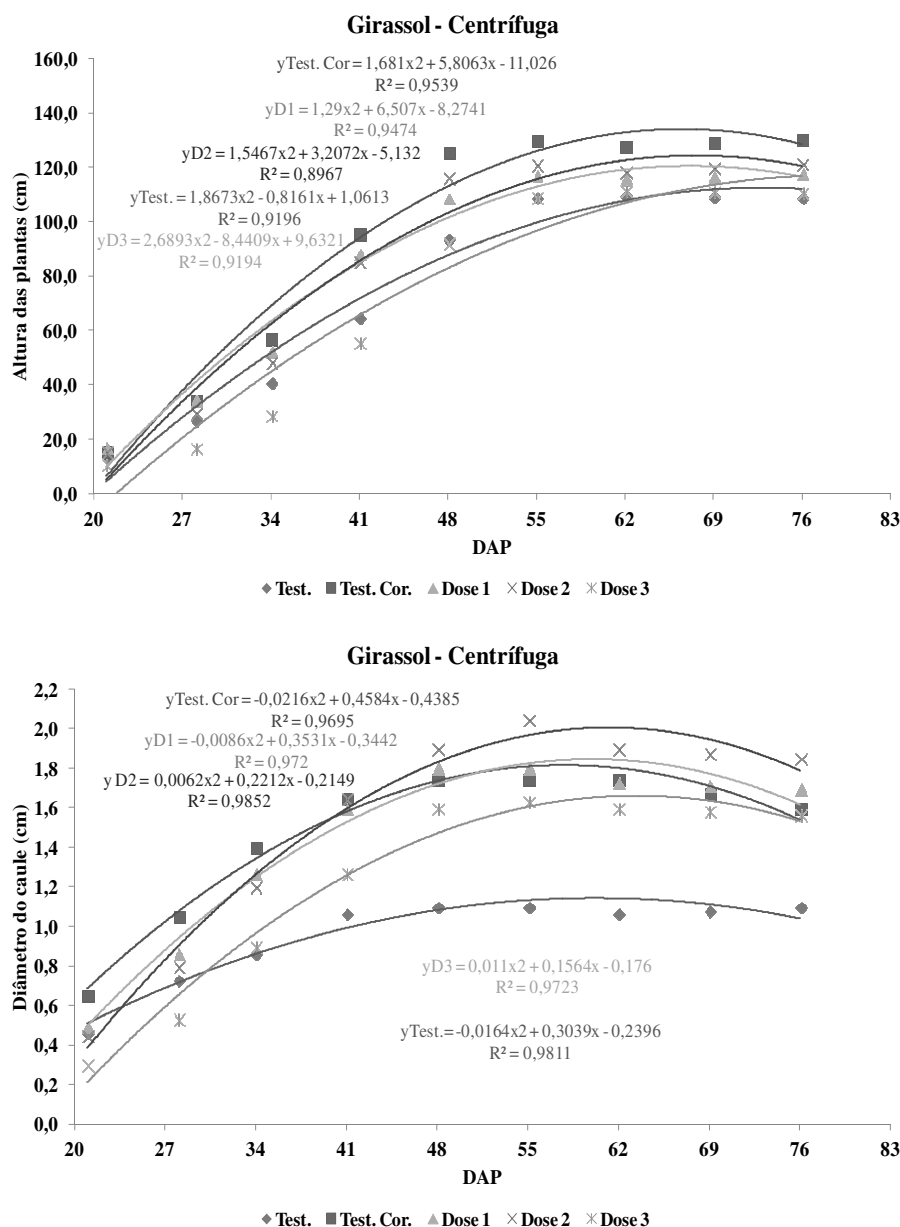
**Figura 15.** Análise de crescimento (altura e diâmetro do caule) das plantas de girassol ao longo do experimento em função dos tratamentos, para o resíduo do secador.

DAP – Dias Após o Plantio; Test. - sem aplicação do resíduo; Test. Cor= sem resíduo e com adubação; Dose 1=16,5 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 2= 165,9 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 3 = 331,8 Mg ha<sup>-1</sup>.

Observa-se que para ambos os resíduos, as plantas de girassol apresentaram comportamento semelhante nos parâmetros altura da planta e diâmetro do caule. Nas três primeiras semanas, o crescimento foi lento e semelhante para todos os tratamentos, a partir da quinta semana as plantas apresentaram maior desenvolvimento, principalmente à testemunha corrigida (condições ideais de cultivo) e a dose 1 para o resíduo do secador. Para o resíduo da centrífuga, as plantas cultivadas no tratamento 2, também apresentaram desenvolvimento satisfatório nos parâmetros altura, diâmetro e produção de matéria seca. Segundo Capoani (2001), o girassol é uma planta que desenvolve bem em solos com fertilidade média,

entretanto altas produções apenas serão alcançadas quando o pH e o teor de nutrientes disponíveis no solo forem adequados.

Na oitava semana as plantas de girassol voltaram a apresentar crescimento lento, provavelmente, devido à fase de emissão do capítulo. Neste estágio de crescimento a planta destina seus fotoassimilados para o enchimento das sementes. Castro e Oliveira (2005) verificaram que a maior absorção de nutrientes e água e, conseqüentemente, maior desenvolvimento ocorre próximo à fase de floração.



**Figura 16.** Análise de crescimento (altura e diâmetro do caule) das plantas de girassol ao longo do experimento em função dos tratamentos, para o resíduo da centrífuga. DAP – Dias Após o Plantio; Test. - sem aplicação do resíduo; Test. Cor= sem resíduo e com adubação; Dose 1 = 2,5 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 2=25,7 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 3=51,3 Mg ha<sup>-1</sup>.

As plantas de girassol não se desenvolveram como as demais na testemunha absoluta, apresentando sintomas de deficiência nutricional como amarelecimento das folhas e crescimento retardado. As mesmas também não chegaram a emitir o capítulo juntamente com

as demais. Os baixos teores naturais de nutrientes do solo (Tabela 7), possivelmente, dificultaram o desenvolvimento normal da cultura. Biscaro et al., (2008), ressalta que o nitrogênio desempenha importante função no metabolismo e na nutrição da cultura do girassol, e a sua deficiência é o que mais limita a sua produção, enquanto seu excesso ocasiona decréscimo na porcentagem de óleo.

As plantas cultivadas nos tratamentos 3 se desenvolveram menos em relação a todos os outros tratamentos, porém, apesar do porte mais baixo, não apresentaram sintomas de deficiência nutricional e emitiram os capítulos na mesma época que as demais.

A Tabela 25 apresenta a produção de biomassa das plantas de girassol divididas em folhas, caule, raiz, grãos cheios, grãos vazios e capítulo. Para o resíduo do secador, observa-se que houve diferença significativa entre as doses, sendo que a dose 1 obteve maior produção de massa seca total, não diferindo da testemunha corrigida (condições ideais). Nas doses 2 e 3 houve decréscimo na produção de massa seca, sendo a produção total de 79,43 e 27,83 g, respectivamente, apresentando diferença significativa entre si. Ao comparar os dois resíduos, observou-se que as plantas cultivadas no resíduo da centrífuga apresentaram melhor desenvolvimento e acúmulo de massa seca total em relação às plantas cultivadas no resíduo do secador, exceto na menor dose.

**Tabela 25.** Produção de matéria seca (g) pelas plantas de girassol, nas diferentes doses dos resíduos do secador e da centrífuga.

	Resíduos	Test.	Test. Cor	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV
Raiz	Secador	4,72 <sup>N.S</sup>	10,82 <sup>N.S</sup>	5,93 <sup>N.S</sup>	4,7 <sup>N.S</sup>	2,02 <sup>N.S</sup>	23,83
	Centrífuga	4,72 <sup>N.S</sup>	10,82 <sup>N.S</sup>	8,71 <sup>N.S</sup>	8,6 <sup>N.S</sup>	5,16 <sup>N.S</sup>	
Caule	Secador	13,56Ba	26,33Aa	28,64Aa	24,09Ab	7,57Bb	11,61
	Centrífuga	13,56Ca	26,33ABa	21,66Bb	29,16ABa	23,19ABa	
Folha	Secador	9,29Ba	25,98Aa	23,41Aa	13,68Bb	4,34Cb	11,57
	Centrífuga	9,29Ca	25,98Aa	17,96Bb	22,93Aa	17,36Ba	
G. C.	Secador	2,25Ca	7,67BCa	16,17Ab	5,18BCa	2,95Ca	16,11
	Centrífuga	2,25Ca	7,67Ba	28,49Aa	3,36Ca	2,01Ca	
G. V.	Secador	4,03BCa	2,64BCa	2,87BCb	8,46Ab	1,71Ca	13,85
	Centrífuga	4,03CDa	2,64CDa	5,78Ba	11,33Aa	1,24Da	
Capítulo	Secador	7,38Ca	29,24ABa	27,19ABa	23,33Bb	9,22Cb	10,99
	Centrífuga	7,38Ca	29,24Aa	22,58Bb	30,79Aa	15,13Ca	
Total	Secador	41,25Ca	102,69Aa	104,24Aa	79,46Bb	27,83Cb	9,31
	Centrífuga	41,25Ca	102,69Aa	105,20Aa	106,18Aa	64,11Ba	

Médias seguidas de mesma letra (minúsculas na coluna e maiúscula na linha) não diferem significativamente pelo teste de Tukey a 5%. Test. - sem aplicação do resíduo; Test. Cor= sem resíduo e com adubação; Secador: Dose 1=16,5 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 2= 165,9 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 3 = 331,8 Mg ha<sup>-1</sup>, Centrífuga: Dose 1= 2,5 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 2=25,7 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 3=51,3 Mg ha<sup>-1</sup>. G.C = Grãos Cheios; G.V = Grãos Vazios. <sup>N.S</sup> = Não significativo.

Para o resíduo da centrífuga, não houve diferença entre a testemunha corrigida e as doses 1 e 2. A maior dose mostrou decréscimo na produção de matéria seca total, porém apresentou melhor desenvolvimento que a testemunha absoluta, diferindo-se significativamente. Provavelmente, isso ocorreu devido às menores quantidades adicionadas do resíduo da centrífuga. Desta forma o aporte de sais solúveis como sódio e potássio também foram menores, tendo menor influência no desenvolvimento das plantas de girassol. Segundo Munns (2002), as plantas cultivadas em condições de salinidade apresentam alterações nos parâmetros de crescimento estão associados aos efeitos osmóticos, tóxicos e nutricionais

provocados pelo excesso de sais no solo. Nobre et al. (2010), observaram redução linear na altura das plantas, no diâmetro do caule, na massa seca da parte aérea, no início do florescimento e nos diâmetros de capítulo interno e externo de girassol, devido salinidade.

#### **4.4.3 Absorção dos elementos por plantas de girassol**

A Tabela 26 apresenta as concentrações de bário na matéria seca das plantas de girassol cultivadas nos dois resíduos, nas diferentes doses.

Observa-se que para o resíduo do secador, não houve diferença significativa das concentrações de bário nas raízes com o aumento da dose, enquanto que para o resíduo da centrífuga, a dose 1 apresentou redução significativa nos teores de bário em relação aos outros tratamentos, exceto à maior dose. Comparando os dois resíduos, observa-se que somente a menor dose apresentou diferença significativa, sendo os maiores teores encontrados nas plantas cultivadas no resíduo do secador.

A menor dose apresentou os maiores teores de bário no caule das plantas cultivadas no resíduo do secador. Para o resíduo da centrífuga, não houve diferença significativa nos teores desse elemento, com o aumento das doses. Comparando os resíduos, observa-se que na menor dose os maiores teores são encontrados nas plantas cultivadas no resíduo do secador, enquanto que nas maiores doses os maiores teores são no resíduo da centrífuga.

Para o resíduo do secador, somente a dose 2 apresentou redução significativa nos teores de bário nas folhas, em relação à testemunha corrigida e a menor dose. Para o resíduo da centrífuga, não houve diferença significativa nos teores desse elemento. Comparando os resíduos, a dose 2 apresentou diferença significativa nos teores de bário, onde os maiores valores foram encontrados nas plantas cultivadas no resíduo da centrífuga.

A dose 2 do resíduo do secador, apresentou os maiores teores de bário nos grãos cheios, diferindo estatisticamente dos demais tratamentos. Os menores teores desse elemento foram encontrados na testemunha corrigida. Para o resíduo da centrífuga somente a testemunha corrigida apresentou redução significativa nos teores de bário. Comparando os resíduos, observa-se que somente na dose 2 houve diferença significativa, sendo os maiores teores encontrados no resíduo do secador.

Para grãos vazios, os maiores teores de bário foram encontrados na menor dose e na testemunha corrigida, que diferiram significativamente dos demais tratamentos, para o resíduo do secador. Para o resíduo da centrífuga, os tratamentos não apresentaram diferença significativa. Comparando os dois resíduos, observa-se que nas maiores doses foram encontrados os maiores teores de bário no resíduo da centrífuga, enquanto que na menor dose os maiores teores foram encontrados no resíduo do secador.

O capítulo apresentou redução significativa nos teores de bário com o aumento das doses, em relação à testemunha corrigida, onde foram encontrados os maiores teores para o resíduo do secador. Para o resíduo da centrífuga, os maiores teores foram encontrados na testemunha corrigida, que diferiu estatisticamente dos demais tratamentos. Comparando os resíduos, observa-se que apenas nas doses 1 e 2 houve diferença significativa, sendo maior no solo que recebeu a aplicação do resíduo secador.

Coscione e Berton (2009), avaliando o potencial fitoextrator de bário por plantas de girassol cultivadas em solo contaminado com  $\text{BaSO}_4$ , observaram que até a dose de  $300 \text{ mg kg}^{-1}$ , as plantas não apresentaram diferença significativa em seu desenvolvimento, até os 47 dias de cultivo e as concentrações de bário na parte aérea das plantas de  $21,3 \text{ mg kg}^{-1}$ , para esta dose.

São poucos os estudos evidenciando os teores de bário dentro da faixa considerada normal em tecidos vegetais, porém valores entre  $90$  e  $106 \text{ mg kg}^{-1}$  foram encontrados em plantas de milho cultivadas em solo tratado com lodo de esgoto (Nogueira et al., 2010) e

valores de 4970 mg kg<sup>-1</sup> foram encontrados em soja em cultivo hidropônico (Suwa et al., 2008).

**Tabela 26.** Concentração de bário (mg kg<sup>-1</sup>) nas raízes, caule, folhas, capítulo e grãos das plantas de girassol, nas diferentes doses de bário.

	Resíduos	Test.	Test. Cor	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV
Raiz	Secador	59,9ABa	68,50ABa	61,64ABa	72,62Aa	53,26Ba	12,5
	Centrífuga	59,9ABa	68,50Aa	32,08Cb	53,3ABa	44,0BCa	
Caule	Secador	15,75Ba	24,88Ba	46,75Aa	11,50Bb	12,25Bb	30,2
	Centrífuga	15,75Ba	24,88Ba	20,58Bb	31,38ABa	48,25ABa	
Folha	Secador	52,17BCa	60,0ABa	77,50Aa	32,17Cb	52,50BCa	16,2
	Centrífuga	52,17Ba	60,02ABa	75,63ABa	79,16ABa	54,25Ba	
G. C.	Secador	15,54Ba	11,38Ca	16,63Ba	43,88Aa	15,50Ba	6,1
	Centrífuga	15,54Ba	11,38Ca	16,00ABa	18,88ABb	15,10Ba	
G. V.	Secador	16,88Ba	23,63Aa	27,35Aa	11,63Bb	13,88Bb	12,4
	Centrífuga	16,88Ba	23,63ABa	17,75Bb	22,00ABa	19,38ABa	
Capítulo	Secador	13,79Ca	53,88Aa	29,00Ba	19,38Ca	8,17Da	10,0
	Centrífuga	13,79Ba	53,88Aa	11,92Bb	13,59Bb	10,24Ba	

Médias seguidas de mesma letra (minúsculas na coluna e maiúscula na linha) não diferem significativamente pelo teste de Tukey a 5%. Test. - sem aplicação do resíduo; Test. Cor= sem resíduo e com adubação; Secador: Dose 1=16,5 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 2= 165,9 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 3 = 331,8 Mg ha<sup>-1</sup>, Centrífuga: Dose 1= 2,5 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 2=25,7 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 3=51,3 Mg ha<sup>-1</sup>. G. C.= Grãos Cheios, G.V.= Grãos Vazios.

A Tabela 27 apresenta os coeficientes de correlação de Pearson entre a massa seca total das plantas de girassol, os teores de bário em cada parte das plantas e os teores de bário disponíveis no solo. Observou-se que os valores de correlação entre os parâmetros analisados e os teores de bário disponíveis no solo, são baixos para ambos os resíduos, exceto no caule, para o resíduo da centrífuga. Esse resultado pode ser explicado devido aos baixos teores desse elemento na fração ácido solúvel (Tabelas 14 e 15).

Os baixos valores de bário nas formas lábeis, comprovam a baixa solubilidade da baritina, composta principalmente por sulfato de bário (Nowka et al., 1999, Snyder et al., 2007, Sposito, 2008), que é utilizada como componente do fluido de perfuração (Neff et al., 2000). Esses resultados demonstraram que o baixo desenvolvimento das plantas nas maiores doses dos resíduos (Tabela 25), não foi ocasionado pelo aumento da disponibilidade do bário (Tabela 24).

**Tabela 27.** Coeficientes de correlação de Pearson entre os parâmetros avaliados e os teores disponíveis de bário no solo, na ocasião do plantio do girassol.

Correlação	Secador	Centrífuga
[Ba] raiz	-0,1989	-0,4280
[Ba] caule	-0,4063	0,6986**
[Ba] folha	-0,3991	0,1589
[Ba] grãos cheios	0,4667*	0,4816*
[Ba] grãos vazios	-0,5943**	0,0477
[Ba] capítulo	-0,5974**	-0,5317*
Matéria seca total	-0,4318	0,0617

\*\* significativo ao nível de 1% ; \* significativo ao nível de 5%;

A Tabela 28 apresenta as concentrações de sódio nas diferentes partes das plantas de girassol cultivadas nos dois resíduos.

**Tabela 28.** Concentração de sódio ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nas raízes, caule, folhas, capítulo e grãos das plantas de girassol, nas diferentes doses de bário.

	Resíduos	Test.	Test. Cor	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV
Raiz	Secador	10,3BCa	10,2BCa	9,4Cb	20,5ABb	25,6Ab	14,7
	Centrífuga	10,3Ca	10,2Ca	40,7Ba	75,1Aa	83,7Aa	
Caule	Secador	7,96Ca	10,34Ca	8,93Ca	28,44Ba	60,28Aa	13,4
	Centrífuga	7,96Ba	10,34ABa	7,88Ba	10,25ABb	14,04ABb	
Folha	Secador	9,94Ca	12,23Ca	12,60Ca	18,74Ba	24,15Aa	8,8
	Centrífuga	9,94Ba	12,23ABa	10,2Bb	12,07ABb	13,55ABb	
G. C.	Secador	9,55Aa	9,24Aa	7,70Ba	9,77Aa	6,95Bb	4,38
	Centrífuga	9,5ABa	9,24Ba	8,14Ca	8,62BCb	10,21Aa	
G. V.	Secador	11,31 <sup>N.S</sup>	11,26 <sup>N.S</sup>	9,20 <sup>N.S</sup>	8,71 <sup>N.S</sup>	8,67 <sup>N.S</sup>	7,78
	Centrífuga	11,31 <sup>N.S</sup>	11,26 <sup>N.S</sup>	8,76 <sup>N.S</sup>	8,84 <sup>N.S</sup>	9,20 <sup>N.S</sup>	
Capítulo	Secador	8,14ABa	7,13Ba	7,08Bb	9,28ABb	7,39ABb	8,91
	Centrífuga	8,14Ca	7,13Ca	11,35Ba	13,68Aa	11,57Ba	

Médias seguidas de mesma letra (minúsculas na coluna e maiúscula na linha) não diferem significativamente pelo teste de Tukey a 5%. Test. - sem aplicação do resíduo; Test. Cor= sem resíduo e com adubação; Secador: Dose 1=16,5  $\text{Mg ha}^{-1}$ ; Dose 2= 165,9  $\text{Mg ha}^{-1}$ ; Dose 3 = 331,8  $\text{Mg ha}^{-1}$ , Centrífuga: Dose 1= 2,5  $\text{Mg ha}^{-1}$ ; Dose 2=25,7  $\text{Mg ha}^{-1}$ ; Dose 3=51,3  $\text{Mg ha}^{-1}$ . G. C.= Grãos Cheios, G.V.= Grãos Vazios. <sup>N.S</sup> = Não significativo.

Os maiores teores de sódio nas raízes foram encontrados nas maiores doses do resíduo do secador, porém somente a dose 3 apresentou diferença significativa para a menor dose. Para o resíduo da centrífuga houve aumento significativo nos teores desse elemento, com o aumento das doses, principalmente nas maiores doses.

Para o resíduo do secador, houve aumento significativo nos teores de sódio no caule e nas folhas das plantas, com o aumento das doses, enquanto que para o resíduo da centrífuga esse aumento não foi significativo. Os menores teores de sódio nos grãos cheios foram encontrados na menor e na maior dose do secador, que diferiram estatisticamente dos demais tratamentos. Para o resíduo da centrífuga, os maiores teores foram encontrados na maior dose, que diferiu significativamente da testemunha corrigida e das menores doses. Os teores de sódio nos grãos vazios não apresentaram diferença significativa em nenhum dos tratamentos, para nenhum dos dois resíduos.

O capítulo não apresentou diferença significativa dos teores de sódio, para o resíduo do secador, com o aumento das doses, enquanto que para o resíduo da centrífuga, os maiores teores foram encontrados na dose 2, diferindo dos demais tratamentos.

Observa-se que as plantas cultivadas no solo onde foi incorporado o resíduo da centrífuga apresentaram maiores concentrações de sódio no total da planta, em relação às plantas cultivadas no solo onde foi incorporado o resíduo do secador. Isso ocorreu provavelmente, devido ao menor aprisionamento desse elemento por parte das cadeias carbônicas curtas, que estão presente em menores quantidades no resíduo da centrífuga (Figura 13).

O excesso de sais solúveis e/ou sódio trocável, que caracterizam os solos como: salino, salino-sódico ou sódico, dificulta a absorção de água pelas plantas, induz à toxicidade de íons específicos (sódio e cloreto, principalmente), causa desequilíbrio nutricional e impede a infiltração de água no solo, provocando redução do crescimento e diminuição do rendimento das culturas (Amorim et al., 2008; Holanda et al., 2010).

Apesar dos elevados teores de sódio apresentados, principalmente nas maiores doses, as plantas de girassol apresentaram boa tolerância. Katerji et al. (2000), ressaltam o potencial do girassol em se desenvolver em solos salinos, classificando-o como tolerante à salinidade. Entretanto, Ashraf e Tufail (1995), verificaram que há grande variação de tolerância à salinidade em genótipos de girassol. Azevedo Neto et al., (2011), estudando a possibilidade de utilizar a fluorescência da clorofila para selecionar genótipos de girassol tolerantes a

salinidade, observaram que os genótipos AG-960 e AG-975 foram os únicos que apresentaram, em todas as variáveis, resultados contrastantes, caracterizando-os como sensível e tolerante ao estresse salino, respectivamente.

A testemunha absoluta (condições naturais do solo) não diferiu significativamente da maior dose, sendo as que apresentaram menor desenvolvimento (Tabela 25). A baixa produção de matéria seca na dose mais elevada do resíduo, provavelmente, ocorreu em função dos elevados teores de sais, enquanto que para a testemunha, o desenvolvimento foi afetado pelos elevados teores de alumínio associados ao baixo valores de pH.

A Tabela 29 apresenta os coeficientes de correlação de Pearson entre a massa seca total das plantas de girassol, os teores de sódio em cada parte das plantas e os teores de sódio disponíveis no solo. Observou-se que existe alta correlação positiva entre os teores de sódio nas raízes, caule e folhas e os teores de sódio disponíveis no solo, para ambos os resíduos. Também observou-se alta correlação negativa entre a produção de massa seca e os teores de sódio disponíveis no solo, indicando a aplicação das doses crescentes dos resíduos, provocou o aumento de sódio disponível no solo, ocasionando aumento na absorção de sódio pelas plantas (Tabela 28) e como consequência redução no desenvolvimento das plantas de girassol (Tabela 25).

**Tabela 29.** Coeficientes de correlação de Pearson entre os parâmetros avaliados e os teores disponíveis de sódio no solo, na ocasião do plantio do girassol.

<b>Correlação</b>	<b>Secador</b>	<b>Centrífuga</b>
[Na] raiz	0,9712**	0,8292**
[Na] caule	0,9979**	0,8097**
[Na] folha	0,9611**	0,6808**
[Na] grãos cheios	-0,5053*	0,5924**
[Na] grãos vazios	-0,6742**	-0,3267
[Na] capítulo	0,1508	0,4987*
Matéria seca total	-0,6964**	-0,5847**

\*\* significativo ao nível de 1% ; \* significativo ao nível de 5%;

A Tabela 30 apresenta as concentrações de ferro nas diferentes partes das plantas de girassol em função das doses de ambos os resíduos.

As concentrações mais elevadas de ferro foram encontradas nas raízes das plantas, para os dois resíduos, principalmente nas maiores doses, porém não houve diferença significativa dos teores desse elemento. Para grãos cheios, também não houve diferença estatística. Para o resíduo do secador, não houve diferença significativa nos teores de ferro encontrados no caule das plantas, com o aumento das doses. Para o resíduo da centrífuga, os maiores teores de ferro foram encontrados na maior dose e os menores teores na dose 2, diferindo estatisticamente dos demais tratamentos. Comparando os dois resíduos, observa-se que os maiores teores são encontrados no resíduo do secador, para as menores doses, enquanto que na maior dose os maiores teores são no resíduo da centrífuga.

Teores elevados de ferro também são encontrados nas folhas das plantas de girassol, sendo que os maiores teores são encontrados na testemunha absoluta e para o resíduo do secador, os menores teores desse elemento foram encontrados na menor dose. Para o resíduo da centrífuga, não houve diferença significativa entre os tratamentos. Comparando os resíduos, observa-se que somente a menor dose do resíduo do secador apresentou diminuição significativa. Em todos os tratamentos, observa-se que os teores de ferro nas folhas estão



acima dos considerados ideais ao desenvolvimento da cultura, que é aproximadamente 353 mg kg<sup>-1</sup> (Zobiolo et al., 2011).

Os teores de ferro nos grãos vazios, não apresentaram diferença significativa entre as doses do resíduo do secador, somente o resíduo da centrífuga apresentou diferença, sendo que os maiores teores foram encontrados na dose 3 e os menores teores na testemunha absoluta, diferindo estatisticamente dos demais tratamentos. Comparando os resíduos, observa-se que somente a maior dose da centrífuga apresentou aumento significativo nos teores de ferro, enquanto que nos outros tratamentos não houve diferença,

Para o resíduo do secador, os maiores teores de ferro foram encontrados no capítulo das plantas cultivadas na testemunha absoluta e na dose 2, entretanto diferiram estatisticamente somente da maior dose. Para o resíduo da centrífuga, os maiores teores desse elemento foram encontrados na testemunha absoluta e na dose 3 e os menores teores na testemunha corrigida e dose 2.

Dentre os elementos estudados, o ferro é o que apresenta os maiores teores absorvidos pelas plantas de girassol. Sfredo e Sarruge (1990), também observaram que em condições tropicais, o ferro é o elemento mais absorvido. Zobiolo et al., (2011), estudando absorção de micronutrientes por plantas de girassol, também encontraram resultados semelhantes onde os maiores teores na matéria seca das plantas, foram do elemento ferro.

**Tabela 30.** Concentração de ferro (mg kg<sup>-1</sup>) nas raízes, caule, folhas, capítulo e grãos das plantas de girassol, nas diferentes doses de bário.

	Resíduos	Test.	Test. Cor	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV
Raiz	Secador	1847,6 <sup>N.S</sup>	3192,4 <sup>N.S</sup>	1249,3 <sup>N.S</sup>	3526,6 <sup>N.S</sup>	4325,1 <sup>N.S</sup>	11,4
	Centrífuga	1847,6 <sup>N.S</sup>	3192,4 <sup>N.S</sup>	1455,9 <sup>N.S</sup>	2289,7 <sup>N.S</sup>	3275,0 <sup>N.S</sup>	
Caule	Secador	44,63Aa	40,99Aa	44,74Aa	41,06Aa	40,83Ab	12,7
	Centrífuga	44,63BCa	40,99BCa	31,86BCb	28,56Cb	100,64Aa	
Folha	Secador	2501,4Aa	1338,7BCa	501,27Db	723,81CDa	960,0BCa	14,1
	Centrífuga	2501,4Aa	1338,7BCa	1360,3BCa	739,41Ca	960,7BCa	
G. C.	Secador	53,70 <sup>N.S</sup>	90,00 <sup>N.S</sup>	73,47 <sup>N.S</sup>	71,60 <sup>N.S</sup>	72,51 <sup>N.S</sup>	13,3
	Centrífuga	53,70 <sup>N.S</sup>	90,00 <sup>N.S</sup>	65,49 <sup>N.S</sup>	75,06 <sup>N.S</sup>	79,75 <sup>N.S</sup>	
G. V.	Secador	67,29Ba	109,0ABa	92,18ABa	100,98ABa	94,21ABb	15,1
	Centrífuga	67,29Ca	109,0BCa	93,07BCa	103,75BCa	154,77Aa	
Capítulo	Secador	123,4Aa	94,51BCa	105,1BCa	117,8ABa	84,84Cb	11,1
	Centrífuga	123,4ABa	94,51Ca	98,08BCa	92,81Cb	130,5Aa	

Médias seguidas de mesma letra (minúsculas na coluna e maiúscula na linha) não diferem significativamente pelo teste de Tukey a 5%. Test. - sem aplicação do resíduo; Test. Cor= sem resíduo e com adubação; Secador: Dose 1=16,5 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 2= 165,9 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 3 = 331,8 Mg ha<sup>-1</sup>, Centrífuga: Dose 1= 2,5 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 2=25,7 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 3=51,3 Mg ha<sup>-1</sup>. G. C.= Grãos Cheios, G.V.= Grãos Vazios. <sup>N.S</sup> = Não significativo.

A Tabela 31 apresenta as concentrações de manganês nas plantas de girassol para os dois resíduos em função das doses. Os teores de manganês encontrados nas raízes das plantas cultivadas em ambos os resíduos, não apresentaram diferença significativa entre os tratamentos, exceto a testemunha corrigida que apresentou redução nos teores desse elemento, diferindo-se dos demais. Comparando os resíduos, houve redução nos teores de manganês na menor e na maior dose do resíduo da centrífuga, enquanto que os outros tratamentos não apresentaram diferença significativa.

Para o caule, os maiores teores de manganês foram encontrados na menor dose do resíduo do secador, enquanto que para o resíduo da centrífuga, os maiores teores foram encontrados na testemunha absoluta, diferindo estatisticamente dos demais tratamentos.

Para folha, os maiores teores foram encontrados na testemunha absoluta e na menor dose do resíduo do secador e na dose 2 do resíduo da centrífuga, diferindo estatisticamente dos demais tratamentos. As menores concentrações foram encontradas na testemunha

corrigida. Em relação às outras partes das plantas, as folhas foram as que apresentaram os maiores teores de manganês, corroborando com Zobiolo et al., (2011), que estudando a absorção desse elemento por plantas de girassol observou que a principal parte de acumulação era a folha, apresentando as concentrações mais elevadas. Os mesmos autores consideram teores ideais ao desenvolvimento normal da cultura de girassol de aproximadamente 174 mg kg<sup>-1</sup>.

Os teores de manganês nos grãos cheios apresentaram comportamento semelhante para ambos os resíduos, sendo que os menores valores foram encontrados na testemunha corrigida, diferindo estatisticamente dos demais tratamentos.

Para grãos vazios, novamente os menores teores de manganês foram encontrados na testemunha corrigida, e os maiores valores na dose 1, para o resíduo do secador e na dose de 2, para o resíduo da centrifuga.

Os maiores teores de manganês foram encontrados na testemunha absoluta, diferindo estatisticamente dos demais tratamentos. Os menores teores foram encontrados na testemunha corrigida, evidenciando comportamento semelhante para ambos os resíduos.

No geral, o comportamento do manganês foi semelhante para todas as partes das plantas, sendo os menores teores encontrados na testemunha corrigida e na menor dose do resíduo da centrífuga, onde foram feitas aplicações das doses mais elevadas de calcário. Sfredo et al., (1984), ressalta que dependendo da quantidade absorvida, as plantas podem apresentar deficiência de ferro e manganês. Isso pode ocorrer mesmo quando os níveis desses elementos no solo estão elevados, principalmente em caso de aplicações excessivas de calcário, o que pode causar imobilização desses nutrientes (Malavolta, 2006; Fageria, 2009).

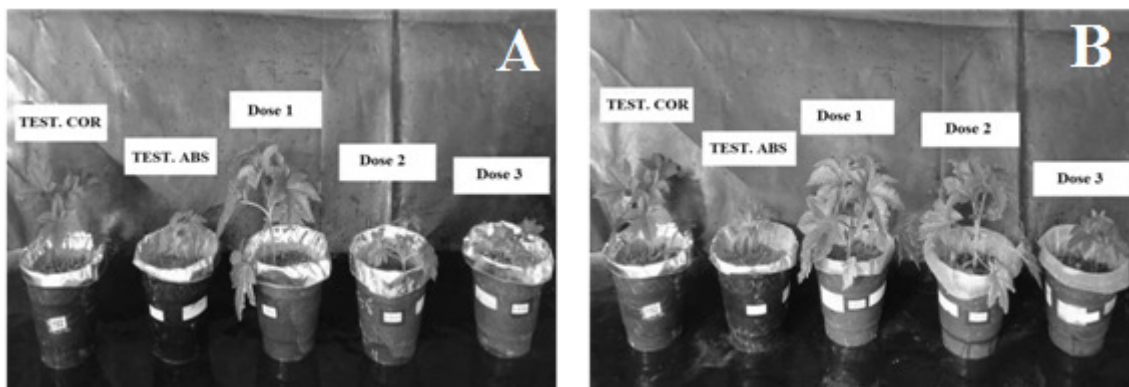
**Tabela 31.** Concentração de manganês (mg kg<sup>-1</sup>) nas raízes, caule, folhas, capítulo, grãos e total das plantas de girassol, nas diferentes doses de bário.

	Resíduos	Test.	Test. Cor	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV
Raiz	Secador	38,54Ba	15,44Ca	48,15ABa	45,13Ba	61,95ABa	14,5
	Centrifuga	38,54ABa	15,44Ca	30,07Bb	49,80ABa	51,11ABb	
Caule	Secador	76,15Ba	21,56Ca	94,49Aa	34,31Cb	32,68Ca	13,7
	Centrifuga	76,15Aa	21,56Ca	37,66Cb	55,36Ba	35,15Cb	
Folha	Secador	812,19Aa	151,54Ca	753,03Aa	359,43Bb	333,84Ba	12,6
	Centrifuga	812,19Aa	151,54Ca	492,18Bb	706,74Aa	269,04Ca	
G. C.	Secador	43,90Aa	23,70Ba	53,37Aa	42,73Ab	54,39Aa	13,9
	Centrifuga	43,90Ba	23,70Ca	49,73Ba	75,53Aa	43,64Ba	
G. V.	Secador	74,64Ba	32,33Ca	116,75Aa	51,02Cb	79,86Ba	12,0
	Centrifuga	74,64Ba	32,33Ca	55,17Bb	112,21Aa	74,03Ba	
Capítulo	Secador	169,94Aa	26,46Da	136,40Ba	63,56Cb	67,22Ca	10,4
	Centrifuga	169,94Aa	26,46Da	63,56Cb	127,09Ba	69,00Ca	

Médias seguidas de mesma letra (minúsculas na coluna e maiúscula na linha) não diferem significativamente pelo teste de Tukey a 5%. Test. - sem aplicação do resíduo; Test. Cor= sem resíduo e com adubação; Secador: Dose 1=16,5 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 2= 165,9 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 3 = 331,8 Mg ha<sup>-1</sup>, Centrifuga: Dose 1= 2,5 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 2=25,7 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 3=51,3 Mg ha<sup>-1</sup>. G. C.= Grãos Cheios, G.V.= Grãos Vazios.

#### 4.4.4 Análise de crescimento das plantas de mamona

Da mesma forma que para o girassol, também foram realizadas nas plantas de mamona, medições de altura das plantas e diâmetro do caule a 5 cm do solo. A Figura 17 apresenta as diferenças visuais apresentadas pelas plantas de mamona nos diferentes tratamentos.



**Figura 17.** Diferenças na altura das plantas de mamona observadas nos diferentes tratamentos para os resíduos do secador (A) e da centrífuga (B).

Test. - sem aplicação do resíduo; Test. Cor= sem resíduo e com adubação; Secador: Dose 1=16,5 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 2= 165,9 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 3 = 331,8 Mg ha<sup>-1</sup>, Centrífuga: Dose 1= 2,5 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 2=25,7 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 3=51,3 Mg ha<sup>-1</sup>.

As plantas de mamona também apresentaram características semelhantes para ambos os resíduos, exceto a dose 2, onde houve maior crescimento das plantas cultivadas no solo onde foi aplicado o resíduo da centrífuga, em relação ao resíduo do secador.

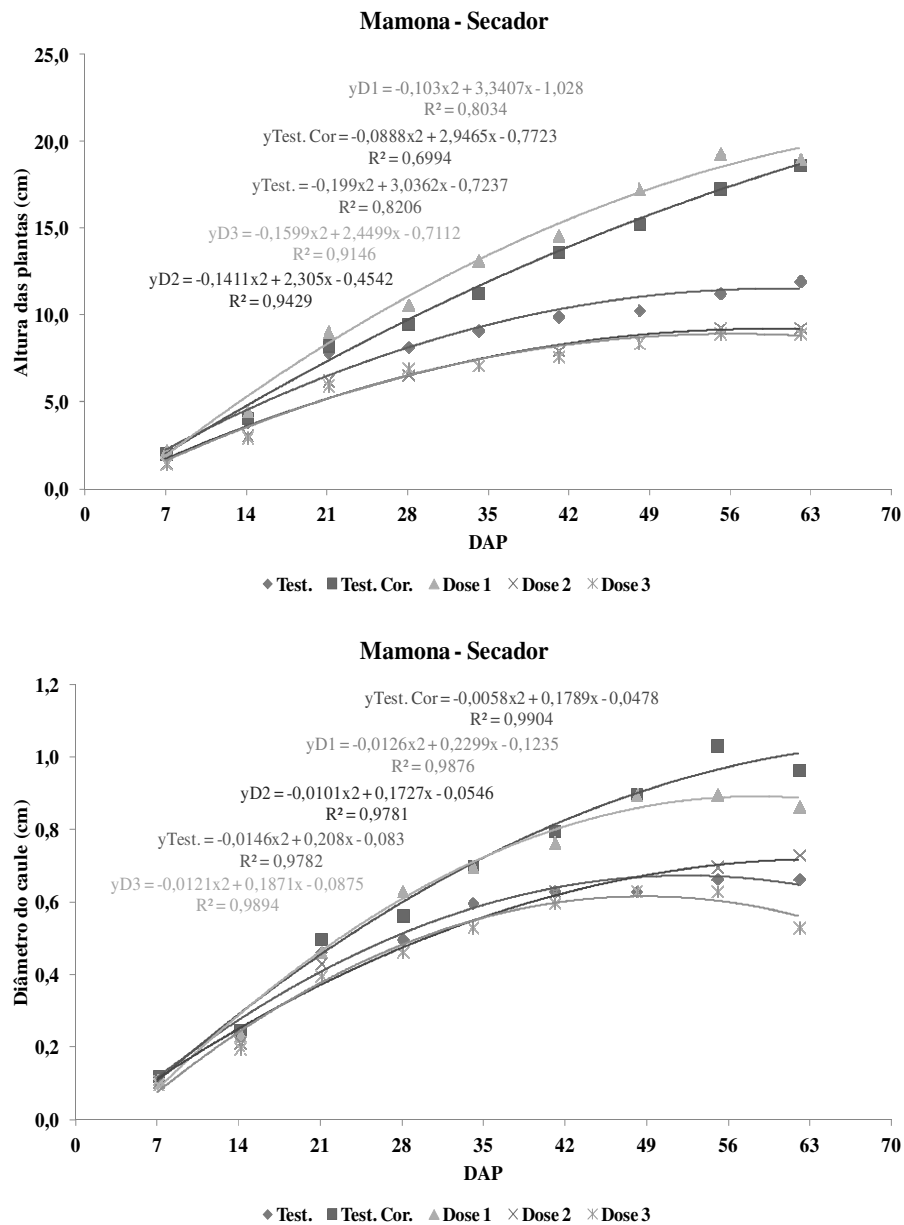
As Figuras 18 e 19 mostram a altura e o diâmetro do caule das plantas de mamona nos diferentes tratamentos em função das semanas após o plantio.

Nas primeiras quatro semanas, o desenvolvimento foi semelhante para todos os tratamentos, mas a partir da quinta semana, houve diferenciação em função das doses do resíduo do secador. As plantas na testemunha corrigida (condições ideais de cultivo) e a dose 1, foram as que tiveram maior desenvolvimento em altura e diâmetro do caule enquanto que a testemunha absoluta (condições naturais do solo) e as doses 2 e 3 apresentaram os menores valores de altura e diâmetro do caule.

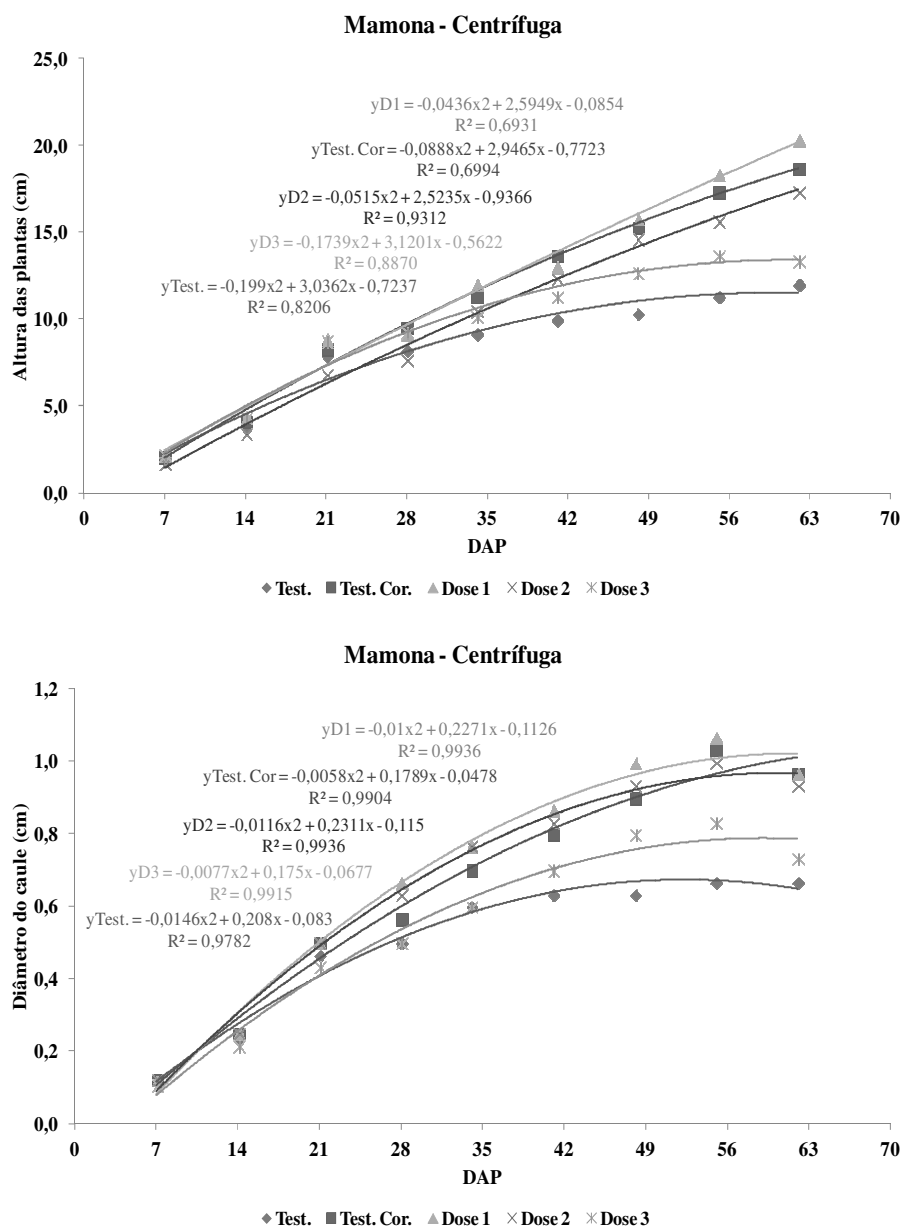
Para o resíduo da centrífuga, o crescimento foi homogêneo entre os tratamentos até a quinta semana para o diâmetro e sexta semana para altura, onde começou a haver diferenciação entre os tratamentos, sendo que as plantas que tiveram melhor desenvolvimento foram a testemunha corrigida e as doses 1 e 2.

Comparando os dois resíduos, observa-se que no geral as plantas cultivadas no solo onde foi incorporado o resíduo da centrífuga, tiveram melhor desenvolvimento quando comparadas às plantas cultivadas no solo que recebeu o resíduo do secador.

Em todos os tratamentos, as plantas de mamona apresentaram problemas em relação ao seu desenvolvimento, pois o crescimento esteve abaixo do esperado para plantas de mamona aos três meses de cultivo. Ocorreu a emissão precoce do racemo, visto que o porte da planta não está dentro dos padrões normais da cultura. Nas doses 3 dos dois resíduos e na dose 2 do resíduo do secador, as plantas não chegaram a emitir inflorescência.



**Figura 18.** Análise de crescimento (altura e diâmetro do caule) das plantas de mamona ao longo do experimento em função dos tratamentos, para o resíduo do secador.  
 DAP – Dias Após o Plantio; Test. - sem aplicação do resíduo; Test. Cor= sem resíduo e com adubação;  
 Dose 1=16,5 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 2= 165,9 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 3 = 331,8 Mg ha<sup>-1</sup>.



**Figura 19.** Análise de crescimento (altura e diâmetro do caule) das plantas de mamona ao longo do experimento em função dos tratamentos, para o resíduo da centrífuga. DAP – Dias Após o Plantio; Test. - sem aplicação do resíduo; Test. Cor= sem resíduo e com adubação; Dose 1= 2,5 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 2=25,7 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 3=51,3 Mg ha<sup>-1</sup>.

A Tabela 32 apresenta a produção de biomassa de raiz, caule, folhas, racemo e total das plantas de mamona.

As plantas que apresentaram maior produção de matéria seca foram às cultivadas na testemunha corrigida, diferindo estatisticamente dos demais tratamentos. Observa-se que houve decréscimo na produção de matéria seca com o aumento das doses de ambos os resíduos. Entretanto, quando se compara a produção de matéria seca entre os dois resíduos, observa-se que esse decréscimo foi mais acentuado para o resíduo do secador, principalmente nas menores doses. Para as maiores doses do resíduo secador as condições foram tão adversas ao desenvolvimento, que as plantas não produziram racemo.

Segundo Severino et al., (2006), existe carência de informações sobre a tecnologia para fertilização do solo na cultura da mamoneira. Porém, sabe-se que a cultura é sensível à

acidez do solo e exigente em fertilidade, sendo possível aumentar sua produtividade pelo adequado fornecimento de nutrientes na adubação (Souza e Neptune, 1976; Weiss, 1983).

**Tabela 32.** Produção de matéria seca (g) pelas plantas de mamona, nas diferentes doses dos resíduos do secador e da centrífuga.

	Resíduos	Test.	Test. Cor	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV
Raiz	Secador	1,14Ba	3,73Aa	0,58Cb	1,12Ba	0,19Da	9,08
	Centrífuga	1,14Ca	3,73Aa	1,93Ba	0,34Db	0,32Da	
Caule	Secador	0,80Ca	8,23Aa	1,94Bb	0,47Cb	0,34Ca	12,45
	Centrífuga	0,80Ca	8,23Aa	4,39Ba	1,29Ca	0,62Ca	
Folha	Secador	3,49CDa	25,12Aa	8,94Bb	2,11CDb	0,77Db	10,03
	Centrífuga	3,49CDa	25,12Aa	17,18Ba	5,61CDa	2,62Da	
Racemo	Secador	0,72BCa	4,26Aa	1,39BCb	*	*	20,06
	Centrífuga	0,72Ca	4,26Ba	9,50Aa	0,58C	*	
Total	Secador	6,16CDa	41,34Aa	12,86Bb	3,70CDb	1,31Da	9,72
	Centrífuga	6,16CDa	41,34Aa	33,01Ba	7,82CDa	3,58Da	

Médias seguidas de mesma letra (minúsculas na coluna e maiúscula na linha) não diferem significativamente pelo teste de Tukey a 5%. Test. - sem aplicação do resíduo; Test. Cor= sem resíduo e com adubação; Secador: Dose 1=16,5 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 2= 165,9 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 3 = 331,8 Mg ha<sup>-1</sup>, Centrífuga: Dose 1= 2,5 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 2=25,7 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 3=51,3 Mg ha<sup>-1</sup>. \* Plantas não produziram racemo.

#### 4.4.5 Absorção dos elementos por plantas de mamona

A Tabela 33 apresenta os teores de bário nas diferentes partes das plantas de mamona em função das doses dos resíduos do secador e da centrífuga.

Os maiores teores de bário foram encontrados nas raízes, em ambos os resíduos, principalmente na maior dose. Observa-se que ocorreu aumento significativo nos teores desse elemento com o aumento das doses. Para o caule, os menores teores de bário foram encontrados na menor dose do resíduo do secador, enquanto que para o resíduo da centrífuga, os menores teores foram encontrados na dose 2, não diferindo significativamente apenas com a testemunha corrigida. Os teores de bário nas folhas das plantas cultivadas no solo contendo resíduo do secador não apresentaram diferença significativa entre os tratamentos, enquanto que para o resíduo da centrífuga, houve aumento nos teores desse elemento na maior dose.

Os maiores teores de bário no racemo foram encontrados na testemunha absoluta, havendo redução significativa na testemunha corrigida e na menor dose do resíduo do secador. Comparando as doses do resíduo da centrífuga, observa-se aumento nos teores de bário na dose 2, em relação a menor dose.

Coscione e Berton (2009), avaliando o potencial fitoextrator de bário por plantas de mamona cultivadas em solo contaminado com BaSO<sub>4</sub>, observaram que não houve diferença significativa nas concentrações desse elemento nas plantas, com o aumento das doses, até a maior dose, que foi de 300 mg kg<sup>-1</sup>. Os mesmos autores ressaltam que não houve redução significativa na produção de matéria seca nas maiores doses.

Os baixos teores de bário absorvidos pelas plantas de mamona foram devidos à baixa solubilidade do sulfato de bário, o que foi verificado no fracionamento geoquímico (Tabelas 14 e 15) e no ensaio de lixiviação (Tabela 20). Vale ressaltar que as condições de cultivos das duas espécies são às mesmas condições de oxidação das colunas de lixiviação, onde o solo foi mantido a 70 % da capacidade de campo.

**Tabela 33.** Concentração de bário ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nas raízes, caule, folhas e racemo das plantas de mamona, nas diferentes doses de bário.

	Resíduos	Test.	Test. Cor	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV
Raiz	Secador	55,09Ca	57,26Ca	60,92Ca	143,81Ba	314,83Aa	15,19
	Centrífuga	55,09Ba	57,26Ba	46,62Ba	56,73Bb	139,95Ab	
Caule	Secador	29,2ABa	25,72Ba	14,43Cb	27,98ABa	35,88ABa	14,36
	Centrífuga	29,2ABa	25,72BCa	28,0ABa	18,67Cb	36,2Ab	
Folha	Secador	44,00Ba	59,63ABa	73,12ABa	57,25ABa	60,82ABb	12,68
	Centrífuga	44,00Ba	59,63Ba	58,79Bb	55,59Ba	89,71Aa	
Racemo	Secador	29,12Aa	23,03Ba	22,26Ba	*	*	10,61
	Centrífuga	29,12Aa	23,03Ba	16,75Cb	22,46B	*	

Médias seguidas de mesma letra (minúsculas na coluna e maiúscula na linha) não diferem significativamente pelo teste de Tukey a 5%. Test. - sem aplicação do resíduo; Test. Cor= sem resíduo e com adubação; Secador: Dose 1=16,5  $\text{Mg ha}^{-1}$ ; Dose 2= 165,9  $\text{Mg ha}^{-1}$ ; Dose 3 = 331,8  $\text{Mg ha}^{-1}$ , Centrífuga: Dose 1= 2,5  $\text{Mg ha}^{-1}$ ; Dose 2=25,7  $\text{Mg ha}^{-1}$ ; Dose 3=51,3  $\text{Mg ha}^{-1}$ . \* Plantas não produziram racemo.

A Tabela 34 apresenta os coeficientes de correlação de Pearson entre a massa seca total das plantas de mamona, os teores de bário em cada parte das plantas e os teores de bário disponíveis no solo. Observou-se alta correlação positiva entre os teores de bário disponíveis no solo e os teores encontrados na raiz e no caule, para ambos os resíduos, indicando que o aumento dos teores desse elemento no solo proporcionou aumento da absorção pelas plantas (Tabela 33). Também existe correlação alta e positiva entre os teores de bário no solo e os teores nas folhas das plantas cultivadas no resíduo da centrífuga, porém para o resíduo do secador não foi significativo. A matéria seca das plantas apresentou correlação negativa com os teores desse elemento do solo, porém esses valores foram baixos. Esses resultados evidenciam que o aumento dos teores de bário no solo não influenciou diretamente no decréscimo da produção de matéria seca pelas plantas de mamona (Tabela 32).

**Tabela 34.** Coeficientes de correlação de Pearson entre os parâmetros avaliados e os teores disponíveis de bário no solo, na ocasião do plantio da mamona.

Correlação	Secador	Centrífuga
[Ba] raiz	0,6150**	0,6284**
[Ba] caule	0,7529**	0,5255*
[Ba] folha	0,0668	0,6261**
[Ba] racemo	-0,7685**	-0,3373
Matéria seca total	-0,4811*	-0,4632*

\*\* significativo ao nível de 1% ; \* significativo ao nível de 5%;

A Tabela 35 apresenta as concentrações de sódio nas diferentes partes das plantas de mamona em função das doses, para os dois resíduos.

Nas raízes, observou-se que não houve diferença significativa nos teores de sódio entre as doses para o resíduo secador, porém, para o resíduo da centrífuga ocorreu aumento significativo com o aumento das doses. No caule e nas folhas o comportamento é semelhante para ambos os resíduos, sendo que ocorreu aumento significativo nos teores de sódio com o aumento das doses, principalmente na maior dose do resíduo secador. Para o racemo, não houve diferença significativa entre a menor dose do resíduo do secador, em relação à testemunha absoluta e corrigida. Para o resíduo da centrífuga também não houve diferença significativa entre as doses 1 e 2 em relação às testemunhas.

Um dos impactos da salinidade é baixar o potencial osmótico da solução do solo, ocasionando em estresse hídrico para as culturas. Além de afetar o desenvolvimento pela redução da taxa de absorção, transporte, redistribuição e utilização dos nutrientes. Todos esses

fatores afetam a produtividade das culturas, sendo limitante ao cultivo de plantas em solos com excesso de sais, principalmente solos sódicos (Apse e Blumwald, 2007).

Cavalcanti et al., (2005), estudando a tolerância da mamoneira BRS 149 à salinidade, observaram que houve redução linear significativa no número de folhas, altura das plantas, diâmetro do caule e produção de fitomassa, com o aumento da salinidade. Resultados semelhantes foram encontrados por Rodrigues (2000), Gurgel (2001) e Carneiro (2001) estudando arroz, acerola e caju anão-precoce, respectivamente, sob condições salinas, que também observaram efeito linear decrescente da fitomassa da parte aérea.

**Tabela 35.** Concentração de sódio ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nas raízes, caule, folhas e racemo das plantas de mamona, nas diferentes doses de bário.

	Resíduos	Test.	Test. Cor	Dose 1	Dose 2	Dose a3	CV
Raiz	Secador	11,40Aa	12,50Aa	11,97Ab	12,85Ab	12,83Ab	7,94
	Centrífuga	11,40Da	12,50Da	19,65Ca	23,69Ba	27,43Aa	
Caule	Secador	10,65Da	16,46Da	31,51Ca	41,51Ba	118,80Aa	6,90
	Centrífuga	10,65Da	16,46CDa	20,20CDb	34,91Bb	56,06Ab	
Folha	Secador	14,43Ca	16,28Ca	15,36Ca	31,03Ba	79,30Aa	18,28
	Centrífuga	14,43Ba	16,28Ba	14,34Ba	16,46Bb	37,36Ab	
Racemo	Secador	9,24Aa	11,88Aa	11,40Ab	*	*	14,49
	Centrífuga	9,24Ba	11,88ABa	14,61ABa	12,28AB	*	

Médias seguidas de mesma letra (minúsculas na coluna e maiúscula na linha) não diferem significativamente pelo teste de Tukey a 5%. Test. - sem aplicação do resíduo; Test. Cor= sem resíduo e com adubação; Secador: Dose 1=16,5  $\text{Mg ha}^{-1}$ ; Dose 2= 165,9  $\text{Mg ha}^{-1}$ ; Dose 3 = 331,8  $\text{Mg ha}^{-1}$ , Centrífuga: Dose 1= 2,5  $\text{Mg ha}^{-1}$ ; Dose 2=25,7  $\text{Mg ha}^{-1}$ ; Dose 3=51,3  $\text{Mg ha}^{-1}$ . \* Plantas não produziram racemo.

A Tabela 36 apresenta os coeficientes de correlação de Pearson entre a massa seca total das plantas de mamona, os teores de sódio em cada parte das plantas e os teores de sódio disponíveis no solo. Observou-se que todos os parâmetros analisados apresentaram correlação altamente significativa, sendo positivo para concentração de sódio na raiz, caule e folha e negativo para produção de matéria seca total. Os valores positivos evidenciam que o aumento da absorção do sódio pelas plantas acompanhou o aumento dos teores disponíveis do elemento no solo. Esse aumento ocasionou em redução da produção de matéria seca nas plantas de mamona (Tabela 32).

**Tabela 36.** Coeficientes de correlação de Pearson entre os parâmetros avaliados e os teores disponíveis de sódio no solo, na ocasião do plantio da mamona.

Correlação	Secador	Centrífuga
[Na] raiz	0,8878**	0,8186**
[Na] caule	0,9542**	0,9501**
[Na] folha	0,9720**	0,8693**
[Na] racemo	-0,8923**	-0,8010**
Matéria seca total	-0,7540**	-0,8039**

\*\* significativo ao nível de 1% ; \* significativo ao nível de 5%;

A Tabela 37 apresenta os teores de ferro nas diferentes partes das plantas de mamona em função das doses em ambos os resíduos.

Os teores de ferro nas folhas das plantas cultivadas no solo onde foi incorporado o resíduo do secador apresentaram redução significativa somente na maior dose, enquanto que para o resíduo da centrífuga, os maiores teores foram encontrados na maior dose, diferindo estatisticamente dos demais tratamentos. Para o caule, os maiores teores de ferro foram encontrados na testemunha absoluta e na dose 2 do resíduo do secador, enquanto que para o



resíduo da centrífuga, os maiores teores desse elemento foram encontrados na maior dose, diferindo estatisticamente dos demais tratamentos.

Para folhas, os maiores teores de ferro foram encontrados na testemunha corrigida, diferindo significativamente dos demais tratamentos. Entre as doses do resíduo do secador, observa-se que os menores valores foram encontrados na dose 2, enquanto que para o resíduo da centrífuga os menores valores foram encontrados na menor dose. Em todos os tratamentos os teores de ferro nas folhas das plantas estão acima dos teores encontrados por Paulo et al., (1989) que foi de 67 mg kg<sup>-1</sup> e por Lange et al., (2005) que foi de 44 mg kg<sup>-1</sup> no limbo inferior das folhas. Isso pode ser explicado devido ao argissolo utilizado nesse experimento, possuir elevados teores de ferro.

Os maiores teores de ferro foram encontrados no racemo das testemunhas absolutas, diferindo significativamente dos demais tratamentos. Somente a menor dose do resíduo do secador produziu racemo, porém os teores de ferro são significativamente inferiores aos encontrados nas testemunhas. Para o resíduo da centrífuga, houve aumento nos teores desse elemento na dose 2 em relação a menor dose. Não houve produção de racemo nas maiores doses do secador (dose 2 e 3) e na maior dose da centrífuga (dose 3).

**Tabela 37.** Concentração de ferro (mg kg<sup>-1</sup>) nas raízes, caule, folhas e racemo das plantas de mamona, nas diferentes doses de bário.

	Resíduos	Test.	Test. Cor	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV
Raiz	Secador	2121,8Aa	1960,2Aa	2055,3Aa	2086,7Ab	1435,5Bb	7,1
	Centrífuga	2121,8BCa	1960,2Ca	1412,1Db	2458,9BCa	4008,1Aa	
Caule	Secador	293,6Aa	77,3Ba	62,7Ba	357,5Aa	161,6Bb	15,9
	Centrífuga	293,6Ba	77,3Ca	71,6Ca	61,7Cb	1493,2Aa	
Folha	Secador	4339,4Ca	9935,3Aa	5702,2Ba	4409,5Ca	6401,4Ba	8,4
	Centrífuga	4339,4CDa	9935,3Aa	3184,9Db	5120,1CDa	6748,0Ba	
Racemo	Secador	284,4Aa	258,2Ba	172,3Ca	*	*	5,2
	Centrífuga	284,4Aa	258,2Ba	112,4Db	147,9C	*	

Médias seguidas de mesma letra (minúsculas na coluna e maiúscula na linha) não diferem significativamente pelo teste de Tukey a 5%. Test. - sem aplicação do resíduo; Test. Cor= sem resíduo e com adubação; Secador: Dose 1=16,5 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 2= 165,9 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 3 = 331,8 Mg ha<sup>-1</sup>, Centrífuga: Dose 1= 2,5 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 2=25,7 Mg ha<sup>-1</sup>; Dose 3=51,3 Mg ha<sup>-1</sup>. \* Plantas não produziram racemo.

A Tabela 38 apresenta as concentrações de manganês nas diferentes partes das plantas em função das doses, em ambos os resíduos.

As raízes também não apresentaram diferença significativa nos teores de manganês em função dos tratamentos e tipo de resíduo. Em ambos os resíduos, as folhas apresentaram os maiores teores de manganês, porém não houve diferença significativa entre os tratamentos. Paulo et al., (1989), estudando a cultura da mamona observaram teores de manganês de 272 mg kg<sup>-1</sup> nas folhas, enquanto que Lange et al., (2005) encontraram teores de 27 mg kg<sup>-1</sup> no limbo foliar. Para o caule, os maiores teores de manganês foram encontrados na testemunha absoluta, sendo estatisticamente superiores aos demais tratamentos. Comparando as doses do resíduo do secador, observa-se que não houve diferença significativa com o aumento das doses, enquanto que para o resíduo da centrífuga houve redução significativa nos teores de manganês na maior dose.

Para o racemo, os maiores teores de manganês foram encontrados na testemunha absoluta e na dose 2 do resíduo da centrífuga, diferindo estatisticamente dos demais tratamentos. Para o resíduo do secador, somente a menor dose produziu e apresentou valores significativamente inferiores a testemunha absoluta.

**Tabela 38.** Concentração de manganês ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nas raízes, caule, folhas e racemo das plantas de mamona, nas diferentes doses de bário.

	Resíduos	Test.	Test. Cor	Dose 1	Dose 2	Dose 3	CV
Raiz	Secador	79,63 <sup>N.S</sup>	57,71 <sup>N.S</sup>	53,58 <sup>N.S</sup>	63,15 <sup>N.S</sup>	69,32 <sup>N.S</sup>	8,78
	Centrífuga	79,63 <sup>N.S</sup>	57,71 <sup>N.S</sup>	57,26 <sup>N.S</sup>	60,90 <sup>N.S</sup>	68,31 <sup>N.S</sup>	
Caule	Secador	43,94Aa	8,64Ca	16,73Bb	15,08Bb	19,79Ba	11,24
	Centrífuga	43,94Aa	8,64Ca	30,63Ba	29,54Ba	8,18Cb	
Folha	Secador	155,97 <sup>N.S</sup>	62,55 <sup>N.S</sup>	160,47 <sup>N.S</sup>	134,84 <sup>N.S</sup>	141,34 <sup>N.S</sup>	8,92
	Centrífuga	155,97 <sup>N.S</sup>	62,55 <sup>N.S</sup>	139,75 <sup>N.S</sup>	176,28 <sup>N.S</sup>	133,90 <sup>N.S</sup>	
Racemo	Secador	68,61Aa	37,97Ba	40,47Ba	*	*	10,29
	Centrífuga	68,61Aa	37,97Ba	45,79Ba	68,89A	*	

Médias seguidas de mesma letra (minúsculas na coluna e maiúscula na linha) não diferem significativamente pelo teste de Tukey a 5%. Test. - sem aplicação do resíduo; Test. Cor= sem resíduo e com adubação; Secador: Dose 1=16,5  $\text{Mg ha}^{-1}$ ; Dose 2= 165,9  $\text{Mg ha}^{-1}$ ; Dose 3 = 331,8  $\text{Mg ha}^{-1}$ , Centrífuga: Dose 1= 2,5  $\text{Mg ha}^{-1}$ ; Dose 2=25,7  $\text{Mg ha}^{-1}$ ; Dose 3=51,3  $\text{Mg ha}^{-1}$ . <sup>N.S</sup> = Não significativo. \* Plantas não produziram racemo.

## 5 CONCLUSÕES

- A condição de redução promoveu aumento nos teores de bário nas frações mais solúveis e diminuição nas frações de maior estabilidade, para ambos os resíduos, porém a maior parte desse elemento foi encontrada na fração residual.
- Na condição de redução ocorreu a redução do sulfato e aumento nos teores de bário nos extratos lixiviados.
- As maiores porcentagens de sódio removidas nos extratos lixiviados, foram para o resíduo da centrífuga na condição de oxidação.
- Para o resíduo do secador, as doses 2 e 3 afetaram o desenvolvimento das plantas, enquanto que para o resíduo da centrífuga, as plantas somente foram afetadas na maior dose.
- A absorção de bário pelas plantas de girassol e mamona não foi afetada com o aumento das doses de resíduo.
- As plantas de girassol apresentaram maior tolerância às condições de elevada salinidade em relação às plantas de mamona.
- Diante dos resultados, observa-se que dentre os elementos presentes na composição dos resíduos, o sódio se mostrou o mais crítico.

## 6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABDEL-HALEEM, A.S.; SROOR, A.; EL-BAHI, S.M.; ZOHNY, E. Heavy metals and rare earth elements in phosphate fertilizers components using instrumental neutron activation analysis. *Applied Radiation and Isotopes*, v. 55, p. 569-573, 2001.
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10005: Lixiviação de resíduos. Rio de Janeiro, 2004. 16p.
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10006: Solubilidade de resíduos. Rio de Janeiro, 2004. 3p.
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR-10004: Classificação de resíduos. Rio de Janeiro, 2004. 71p.
- ACCIOLY, A. M. A.; FURTINI NETO, A. E.; MUNIZ, J. A. Pó de forno elétrico de siderurgia como fonte de micronutrientes e de contaminantes para plantas de milho. *Pesq. Agropec. Bas.*, v. 35:1483-1491, 2000.
- ALLOWAY, B.J. Heavy metals in soils. London: Blackie Academic Professional, 1995. 366p
- ALLOWAY, B.J. The origins of heavy metals in soils. In: *Heavy Metals in Soils*. New York: Blackie Academic and Professional, p. 29-39, 1990.
- AMARAL SOBRINHO, N. M. B. DO. Interação dos metais pesados de resíduos siderúrgicos com um solo podzólico vermelho- amarelo. 163p, 1993. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa - MG.
- AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; COSTA, L.M., OLIVEIRA, C.; VELLOSO, A.C.X. Metais pesados em alguns fertilizantes e corretivos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.16, p.271- 276, 1992.
- AMORIM, J. R. A. de; HOLANDA, J. S. de; FERNANDES, P. D. Qualidade da água na agricultura irrigada. In: Albuquerque, P. E. P. de; Durães, F. O. M. (Ed.). *Uso e manejo de irrigação*. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. cap. 6, p. 255-316
- AMPARO, A. Farinha de rocha e biomassa. *Agroecologia Hoje*, Botucatu, n. 20, p. 10-12, ago/set 2003.
- APSE, M. P.; BLUMWALD, E. Na<sup>+</sup> transport in plants. *FEBS Letters*, v. 581, p. 2247-2254, 2007.
- ASHRAF, M. Organic substances responsible for salt tolerance in *Eruca sativa*. *Biologia Plantarum*, Praga, v.36, p.255-259, 1994.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. A qualidade da água na agricultura. 2<sup>a</sup> ed. Campina Grande: UFPB, 1999, 153p. Estudos FAO Irrigação e Drenagem, 29, revisado 1.
- AZEVEDO NETO, A. D.; PEREIRA, P. P. A.; COSTA, D. P.; SANTOS, A. C. C. Fluorescência da clorofila como uma ferramenta possível para seleção de tolerância à salinidade em girassol. *Rev. Ciênc. Agron.*, v. 42, n. 4, p. 893-897, 2011 . Disponível em <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext &pid=S1806-66902011000400010&lng=pt&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext &pid=S1806-66902011000400010&lng=pt&nrm=iso)>. acessos em 15 jan. 2012.
- BETTIOL, W.; CAMARGO O. A. (Ed.). *Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto*. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. 311p.
- BETTIOL, W.; CAMARGO O. A. (Ed.). *Lodo de esgoto: Impactos ambientais na agricultura*. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006. 347p.

- BINMERDHAH, A.B.; YASSIN, A.A.M.; MUHEREI, M.A. Laboratory and prediction of barium sulfate scaling at high-barium formation water. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, v.70, p. 79–88, 2010.
- CABRAL, F.; RIBEIRO, H.M.; HILÁRIO, L.; MACHADO L.; VASCONCELOS, E. Use of pulp mill inorganic wastes as alternative liming materials. *Bioresource Technology* v. 99, p. 8294–8298. 2008.
- CAMARGO, F.N.O.; ARAUJO, G.S.; ZONTA, E. Alterações eletroquímicas de solos alagados. *Ciência Rural*, Santa Maria, v.29, n.1, p.171-180, 1999.
- CAMARGO, O.A.; ALLEONI, L.R.F.; CASAGRANDE, J.C. Reações dos micronutrientes e elementos tóxicos no solo. In: FERREIRA, M.E.; CRUZ, M.C.P.; RAIJ, B. van; ABREU, C.A. *Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura*. Jaboticabal: CNPq/FAPESP/POTAFOS, 2001. p.89-124.
- CAMELO, L.G.L.; MIGUEZ, S.R.; MARBÁN, L. Heavy metals input with phosphate fertilizers used in Argentina. *The Science of the Total Environment*, v.204, p.245-250, 1990.
- CAPOANI, M. T. Níveis de cálcio e de boro na solução nutritiva para os cultivares de girassol IAC–Uruguai e Rumbossol-91. 60p. 2001. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP.
- CARNEIRO, P.T. Germinação e desenvolvimento inicial de clones de cajueiro anão-precoce sob condições de salinidade. p. 84, 2001. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande-PB.
- CASTRO, C; de OLIVEIRA, F. A. Nutrição e adubação do girassol. In : LEITE, R. M. V. B. de C.; BRIGHENTI, A. M.; CASTRO, C. (Ed.). *Girassol no Brasil*. Londrina: Embrapa Soja, 2005. p. 317-373.
- CAVALCANTI, M. L. F.; FERNANDES, P. D.; GHEYI, H. R.; BARROS JÚNIOR. G.; SOARES, F. A. L.; SIQUEIRA, E. C.. Tolerância da mamoneira BRS 149 à salinidade: germinação e características de crescimento. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.9, (Suplemento), p.57-61, 2005.
- CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Relatório Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo. São Paulo: CETESB; 2006. Disponível em < [http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/relatorios/tabela\\_valores\\_2005.pdf](http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/relatorios/tabela_valores_2005.pdf)>.
- CHIBA, M. K.; MATTIAZZO, M.E.; OLIVEIRA, F.C. Cultivo de cana-de-açúcar em Argissolo tratado com lodo de esgoto. I - Disponibilidade de nitrogênio no solo e componentes de produção. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, p. 643-652, 2008.
- CHIBA, M. K.; MATTIAZZO, M.E.; OLIVEIRA, F.C. Cultivo de cana-de-açúcar em Argissolo tratado com lodo de esgoto. II - Fertilidade do solo e nutrição da planta. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, p. 653-662, 2008.
- CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA n. 420, de 28 de dezembro de 2009. Brasília, 2009. 16 p.
- COSCIONE, A. R.; BERTON, R. S. Barium extraction potential by mustard, sunflower and castor bean. *Sci. agric. (Piracicaba, Braz.)*, Piracicaba, v. 66, n. 1, fev. 2009. Disponível em <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0103-90162009000100008&lng=pt&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-90162009000100008&lng=pt&nrm=iso)>. acessos em 13 jan. 2012.

- CRECELIUS, E. J.; TREFRY, J.; MCKINLEY, B.; LASORSA, D.; TROCINE, R.. Study of barite solubility and the release of trace components to the marine environment. U.S. Dept. of the Interior, Minerals Management Service, Gulf of Mexico OCS Region, New Orleans, LA. OC5 Study MMS 2007-061. 2007. 176 p.
- CRISTAN, C. A. Basalto agrícola. Disponível em: <http://www.socitrus.com.br/basalto.htm>, 2002.
- DIAS, G.J; COUTINHO, A.L.G.A.; MARTINS, R. P. Modelagem tridimensional do lançamento de cascalhos de perfuração de poços de petróleo em águas profundas. 3º Congresso Brasileiro de P&D em Petróleo e Gás. 2004.
- DIAS, N. S.; GHEYI, H. R.; DUARTE, S. N. Prevenção, manejo e recuperação dos solos afetados por sais. Piracicaba: ESALQ/USP, 2003. 118p. Série Didática 13.
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Manual de métodos de análises de solos. 2ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA/CNPS, 1997, 214p.
- EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. Critérios para distinção de classes de solos e de fases de unidades de mapeamento; normas em uso pelo SNLCS. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SNLCS, 1988.
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Resultados de pesquisa da Embrapa Soja – 2001: girassol e trigo. Londrina: EMPRAPA SOJA, 2002. 51p (Documentos, 199).
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. EMBRAPA SOJA. Tecnologias de produção de girassol. Disponível em: <http://www.cnpso.embrapa.br/produçãogirassol/>, 2003.
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Zoneamento da Mamona no Nordeste, Disponível em; <http://www.cnpa.embrapa.br/produtos/mamona/zoneamento.html>, 2006.
- FAGERIA, N. K. The use of nutrients in crops plants. Boca Raton: CRC, 2009. 430p.
- FAGUNDES, J. D.; SANTIAGO, G.; MELLO, A. M.; BELLÉ, R. A.; STRECK, N. A. Crescimento, desenvolvimento e retardamento da senescência foliar em girassol de vaso (*Helianthus annuus* L.): fontes e doses de nitrogênio. Ciência Rural. v. 37, n. 4, p. 987-993. Jul-Ago 2007.
- FAGUNDES, M. H. Sementes de girassol: alguns comentários. MAPA/Conab/Sugof. Disponível em: <<http://www.conab.gov.br/download/cas/especiais/Semente-de-Girassol.pdf>>. Acesso em: 15 dez. 2004.
- FANNING, D.S. e FANNING, M.C.B. Soil morphology, genesis and classification. New York, John Wiley & Sons, 1989. 395p.
- FERRARI, R. A.; OLIVEIRA, V. S.; SCABIO, A. Biodiesel de soja – Taxa de conversão em ésteres etílicos, caracterização físico-química e consumo em gerador de energia. Química Nova, v. 28, n. 1, p. 19-28, 2005.
- FERREIRA, R. G.; TAVORA, F. J. A. F.; FERREYRA HERNANDEZ, F. F.. Distribuição da matéria seca e composição química das raízes, caule e folhas de goiabeira submetida a estresse salino. Pesq. agropec. bras., Brasília, v. 36, n. 1, p. 79-88, 2001 . Disponível em <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-204X2001000100010&lng=pt&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-204X2001000100010&lng=pt&nrm=iso)>. acessos em 07 fev. 2012.

- FILGUEIRAS, A.V.; LAVILLA, I.; BENDICHO, C. Evaluation of distribution, mobility and binding behavior of heavy metals in superficial sediments of Louro River (Galicia, Spain) using chemometric analysis: a case study. *Sci. Total Environment*, v. 330, p. 115–129. 2004.
- FORMOSINHO, S. J.; PIO, C. A.; BARROS J. H.; CAVALHEIRO, J. R. Parecer relativo ao tratamento de resíduos industriais perigosos. Comissão científica independente de controle e fiscalização ambiental da co-incineração. Aveiro, Maio de 2000. 319 p.
- FREITAS, F. C.. Uso de resíduo orgânico da produção de biodiesel direta da semente na atenuação dos efeitos de hidrocarbonetos de petróleo no solo. 97f, 2009. Dissertação (Mestrado em Agronomia, Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ.
- GHEYI, H. R.; CORREIA, K. G. FERNANDES, P. D. Salinidade do solo e crescimento e desenvolvimento das plantas. In: NOGUEIRA, R. J. M. C.; ARAÚJO, E. de L.; WILLADINO, L. G.; CAVALCANTE, U. M. T. (ed.). *Estresses ambientais: Danos e benefícios em plantas*. Recife: UFPE, 2005, p.138-154.
- GOLDEMBERG, J.; VILLANUEVA, L.D. *Energia, Meio Ambiente e Desenvolvimento*. 2 ed. Rev. – São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2003. 232p.
- GURGEL, M.T. Produção de mudas de aceroleira sob diferentes condições de salinidade da água de irrigação. 117p, 2001. Dissertação Mestrado – Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, PB.
- HAN, F.X.; BANIN, A.; KINGERY, W.L.; TRIPLETT, G.B.; ZHOU, L.X.; ZHENG, S.J. & DING, W.X. New approach to studies of heavy metal redistribution in soil. *Advances in Environmental Research.*, v. 8, p. 113-120, 2003.
- HARTLEY, J; TRUEMAN, R; ANDERSON, S; NEFF, J; FUCIK, K; DANDO, P. Drill Cuttings Initiative: Food Chain Effects Literature Review. United Kingdom Offshore Operators Association, Aberdeen, Scotland, 2003. 118 p.
- HOLANDA, J. S. de; AMORIM, J. R. A. de; FERREIRA NETO, M.; HOLANDA, A. C. Qualidade da água para irrigação. In: GHEYI, H. R.; DIAS, N. da S.; LACERDA, C. F. de *Manejo da salinidade na agricultura: estudos básicos e aplicados*. Fortaleza: INCTSal/CNPq, p. 41-60, cap. 4, 2010.
- ISO 11466 International Standard: Soil quality– Extraction of trace elements soluble in aqua regia, 1995, 24p.
- JAMA, B. E VAN STRAATEN, P. Potential of East African phosphate rock deposits in integrated nutrient management strategies. *Academia Brasileira de Ciências. Anais*. Rio de Janeiro/RJ. v. 78, n. 4, p. 735 – 748, 2006.
- KATERJI, N.; VAN HOORN, J. W.; HAMDY, A.; MASTRORILLI, M.. Salt tolerance classification of crops according to soil salinity and to water stress day index. *Agricultural Water Management*, v. 43, n. 1, p. 99-109, 2000.
- KIEHL, E. J. *Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto*; 3ª ed. Piracicaba - SP, 2002. 171 p.
- KNAPIK, J. G. Utilização do pó de basalto como alternativa à adubação convencional na produção de mudas de *Mimosa scabrella* Benth e *Prunus sellowii* Koehne. 163p, 2005. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais). Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

- LACERDA, C. F. Interação salinidade x nutrição mineral. In: NOGUEIRA, R. J. M. C.; ARAÚJO, E. de L.; WILLADINO, L. G.; CAVALCANTE, U. M. T. (ed.). Estresses ambientais: Danos e benefícios em plantas. Recife: UFPE, 2005, p.127-137.
- LANGE, A.; MARTINES, A. M.; SILVA, M. A. C. da; SORREANO.; M. C. M.; CABRAL, C. P.; MALAVOLTA, E. Efeito de deficiência de micronutrientes no estado nutricional da mamoneira cultivar Iris. *Pesq. agropec. bras.*, Brasília, v. 40, n. 1, p. 66-67, 2005. Disponível em <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-204X2005000100009&lng=pt&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-204X2005000100009&lng=pt&nrm=iso)>. acessos em 15 jan. 2012.
- LIESACK, W.; SCHNELL, S.; REVSBECH, N.P. Microbiology of flooded rice paddies. *FEMS Microbiology Reviews*, v. 24, p. 625- 645, 2000.
- LIMA, E. S. A. Dinâmica do bário em solos que receberam baritina. 2011. 44f. Dissertação (Mestrado em Agronomia, Ciência do Solo). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2011.
- MAGALHÃES, M. O. L.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; ZONTA, E.; LIMA, L. S.; PAIVA, F. S. D. Mobilidade de bário em solo tratado com sulfato de bário sob condição de oxidação e redução. *Química Nova*, v. 34, p. 1544-1549. 2011.
- MALAVOLTA, E. Manual de nutrição mineral de plantas. Piracicaba: Agronômica Ceres, 2006. 631p.
- MARIN, B.; VALLADON, M.; POLVE, M.; MONACO, A. Reproducibility testing of a sequential extraction scheme for the determination of trace metal speciation in a marine reference sediment by inductively coupled plasma-mass spectrometry. *Analytica Chimica Acta*. v. 342, p. 91–112. 1997.
- MELTON, H.R.; SMITH, J.P.; MARTIN, C.R.; NEDWED, T.J.; MAIRS, H.L., RAUGHT, D.L. Offshore discharge of drilling fluids and cuttings—a scientific perspective on public policy. Rio oil and gas expo and conferência. *Boletim do Instituto Brasileiro do Petróleo*; 2000. IBP 44900, p. 1–13.
- MONNIN, C; DUPRE,C.G; ELDERFIELD, H; MOTTTL,M.M. Barium geochemistry in sediment pore waters and formation waters of the oceanic crust on the eastern flank of Juan de Fuca Ridge (ODP Leg 168). *Geochem. Geophys. Geosyst.* v. 2, p. 15-18, 2001.
- MUNNS, R. Comparative physiology of salt and water stress. *Plant Cell and Environment*, *Plant, Cell and Environment*.v. 25, p. 239–250, 2002.
- NAUMOFF, A. F.; PERES, C. S. Reciclagem de matéria orgânica. In: D’ALMEIDA, M.L. O.; VILHENA, A. *Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado*. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000. 370p.
- NOBRE, R. G.; GHEYI, H. R.; CORREIA, K. G.; SOARES, F. A. L.; ANDRADE, L. O. de. Crescimento e floração do girassol sob estresse salino e adubação nitrogenada. *Revista Ciência Agronômica*, v. 41, n. 3, p. 358-365, 2010.
- NOGUEIRA,T.A.R.; DEMELO, W.J.; FONSECA, I.M.; MARQUES, M.O.; HE, Z. Barium uptake by maize plants as effected by sewage sludge in long-term field study. *Journal of Hazardous Materials*. v. 181, p. 1148-1157, 2010.
- NOGUEIROL, R. C. Extração seqüencial e especiação de metais pesados, e emissão de gases do efeito estufa em Neossolo Litólico contaminado com resíduo rico em Ba, Cu, Ni, Pb e Zn. 124f, 2008. Dissertação (Mestrado em Agronomia, Solos e Nutrição de Plantas). Universidade de São Paulo - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba - SP, 2008.



- OLIVEIRA, A. B; NASCIMENTO, W. A. Formas de manganês e ferro em solos de referência de Pernambuco. Rev. Bras. Ciênc. Solo, Viçosa, v. 30, n. 1, fev. 2006. Disponível em <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-06832006000100011&lng=pt&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832006000100011&lng=pt&nrm=iso)>. acessos em 16 jan. 2012.
- OLIVEIRA, D.Q.L de.; CARVALHO, K.T.G.; BASTOS, A.R.R.; ALVES DE OLIVEIRA, L.C.; MELO MARQUES, J.G.S.; NASCIMENTO, R.S.M.P. Utilização de resíduos da indústria de couro como fonte nitrogenada para o capim-elefante. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 32, p. 417-424, 2008.
- OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZZO, M.E. Mobilidade de metais pesados em um latossolo amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. Scientia Agrícola, v. 58, n. 4, p.807-812, out./dez. 2001.
- PAULO, E.M.; BATAGLIA, O.C.; KASAI, F.S.; CAVICHIOLI, J.C. Deficiência de boro em mamona. Bragantia, v. 48, p. 241-247, 1989.
- PARENTE, E. J. S.; Biodiesel: Uma aventura tecnológica num país engraçado. Ceará: Fortaleza, 2003. 66p.
- PHILLIPS, E.J.P; LANDA, E.R; KRAEMER, T; ZIELINSKI,R. Sulfate-reducing bacteria release barium and radium from naturally occurring radioactive material in oil-field barite. Geomicrobiol. J., v. 18, p. 167-182, 2001.
- PIERANGELI, M.A.P.; GUILHERME, L.R.G.; OLIVEIRA, L.R.; CURI, N., SILVA, M.L.N. Efeito da força iônica da solução de equilíbrio sobre a adsorção e dessorção de chumbo em latossolos brasileiros. Pesq. agropec. bras. v. 36, p. 1077-1084, 2001.
- PLANQUART, P.; BONIN, G. PRONE, A. & MASSIANI, C. Distribution, movement and plant availability of trace metals in soils amended with sewage sludge composts: application to low metal loading. Sci. Total Environ. v. 241, p. 161-179, 1999.
- POZEBON, D.; LIMA, E.C.; MAIA, S.M.; FACHEL, J.M.G. Heavy metals contribution of non-aqueous fluids used in offshore oil drilling. Fuel, v. 84, p. 53-61, 2005.
- PRADO, R.M. e NATALE, W. Development and nutritional status of passion fruit cuttings in response to application of textile sludge. Pesq. agropec. bras. v. 40, n. 6, p. 621-626, 2005.
- RODRIGUES, L.N. Estresse salino na germinação, produção de mudas e produção de arroz irrigado. 145p, 2000. Dissertação Mestrado – Universidade Federal da Paraíba. Campina Grande - PB.
- RODRIGUEZ, L.; RUIZ, E.; ALONSO-AZCARATE, J.; RINCON, J. Heavy metal distribution and chemical speciation in tailings and soils around a Pb–Zn mine in Spain. Journal of Environmental Management. v. 90, p. 1106–1116, 2009.
- SAVY FILHO, A.; BANZATTO, N.V.; BARBOZA, M.Z. Mamoneira. In: CATI (Campinas, SP). Oleaginosas no Estado de São Paulo: análise e diagnóstico. Campinas, 29p, 1999.
- SCHAFFEL, S. B.. A Questão Ambiental na Etapa da Perfuração de Poços Marítimos de Óleo e Gás no Brasil. 2002, 126f. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal do Rio de Janeiro. COPE/UFRJ. Rio de Janeiro, 2002.
- SCHOELLHORN, R.; EMINO, E.; ALVAREZ, E. Specialty cut flower production guides for Florida: sunflower. Gainesville: University of Florida, IFAS Extension, 2003. 3p.
- SCHUMACHER, M. V.; CALDEIRA, M. V. W.; OLIVEIRA, E. R. V.; PIROLI, E. L. Influência do vermicomposto na produção de mudas de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden. Ciência Florestal, Santa Maria, v. 11, n. 2, p. 121-130, 2001.

- SEVERINO, L. S.; FERREIRA, G. B.; MORAES, C. R. A.; GONDIM, T. M. S.; FREIRE, W. S. A.; CASTRO, D. A. de; CARDOSO, G. D.; BELTRÃO, N. E. M. Crescimento e produtividade da mamoneira adubada com macronutrientes e micronutrientes. *Pesq. agropec. bras.*, Brasília, v. 41, n. 4, p. 563-568, 2006. Disponível em <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-204X2006000400003&lng=pt&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-204X2006000400003&lng=pt&nrm=iso)>. acessos em 15 jan. 2012.
- SFREDO, G.J.; SARRUGE, J.R.; HAAG, H.P. Girassol: nutrição mineral e adubação. (Circular Técnica, 8). Londrina: Embrapa Soja, 1984, 36p.
- SFREDO, G.J.; SARRUGE, J.R. Acúmulo de micronutrientes em plantas de girassol. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 25, p. 499-503, 1990.
- SIMONETE, M.A.; KIEHL, J.C.; ANDRADE, C.A.; TEIXEIRA, C.F.A. Efeito do lodo de esgoto em um Argissolo e no crescimento e nutrição de milho. *Pesq. Agropec. Bras.*, v. 38, p. 1187-1195, 2003.
- SMEDA, A.; ZYRNICKI, W. Application of sequential extraction and the ICP-AES method for study of the partitioning of metals in fly ashes. *Microchem. J.*, v.72, p. 9–16, 2002.
- SOARES, M. R. Coeficiente de distribuição (Kd) de metais pesados em solos do estado de São Paulo. 202p, 2004. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- SOUZA, P.J.B de.; LIMA, V. L. de. Avaliação das Técnicas de Disposição de Rejeitos da Perfuração Terrestre de Poços de Petróleo. Universidade Federal da Bahia Escola Politécnica Departamento de Hidráulica e Saneamento. Salvador, BA. 2002.
- SOUZA, E.A.; NEPTUNE, A.M.L. Resposta da cultura de *Ricinus communis* L. à adubação e calagem. *Científica*, v. 4, p. 274-281, 1976.
- SPOSITO, G. *The chemistry of soils*. New York: Oxford University Press. 1989, 234p.
- SUN, B.; ZHAO, F.J.; LOMBI, E.; McGRATH, S.P. Leaching of heavy metals from contaminated soils using EDTA. *Environ. Pollut.*, v. 113, p. 111-120, 2001.
- SUWA, R; JAYACHANDRAN, K.; NGUYEN, N.T.; BOULENOUAR, A. FUJITA, K.; SANEOKA, H. Barium toxicity effects in soybean plants. *Arch Environ Contam Toxicol* v. 55, p. 397–403, 2000.
- TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. *Análise de solo, plantas e outros materiais*. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 188p, 1995.
- TEIXEIRA, A.; KAI, H. Quebra de Monopólio e Aumento da Produtividade: Lições da Indústria de Petróleo no Brasil, *FUCAPE Debates*, v. 3, n. 1, p. 7, jan. / fev./ mar. 2007.
- THEOBALD, R, LIMA, G. B. A. A excelência em gestão de SMS: uma abordagem orientada para os fatores humanos. XXV Encontro Nac. de Eng. de Produção – ENEGEP/05, Outubro/2005, Porto Alegre, RS. Disponível em: [http://www.abepro.org.br/biblioteca/ENEGEP2005\\_Enegep0405\\_0510.pdf](http://www.abepro.org.br/biblioteca/ENEGEP2005_Enegep0405_0510.pdf). Acesso em: 19/05/2010.
- THEODORO, S. C. H.; LEONARDOS, O. H. The use of rocks to improve family agriculture in Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 4, p. 721-730, 2006.
- THEODORO, S. C. H.; LEONARDOS, O. H.; ASSAD, L. L.. Remineralization for sustainable agriculture: A tropical perspective from a Brazilian viewpoint. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Holanda, v. 56, p. 3-9, 2000.

- THOMAS, J. E. Fundamentos de Engenharia do Petróleo. 1ª ed., Rio de Janeiro, Interciência, 2001. 15p.
- TRAVASSOS, K. D.; SILVA, D. R. S.; NASCIMENTO, A. K. S.; SOARES, F. A. L.; GHEYI, H. R.. Crescimento Inicial do Girassol sob Estresse Salino. In: XXXVIII Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, 2009, Juazeiro. Planejamento da Bacia Hidrográfica e o Desenvolvimento da Agricultura, 2009
- TSUTIYA, M. T.; COMPARINI, J.B.; ALÉM SOBRINHO, P.A.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P.C.T.; MELFI, A.; MELO, W.J.; MARQUES, M.O. Biossólidos na agricultura. São Paulo: SABESP, 2001. 468p.
- ULRICH, G.A; BREIT, G.N; COZZARELLI, I.M; SUFLITA, J.M. Sources of sulfate supporting anaerobic metabolism in a contaminated aquifer. Environ. Sci. Technol. v. 37, p. 1093-1099, 2003.
- URE, A.; QUEVAUVILLER, P.H.; MUNTAU, H. & GRIEPINK, B, Speciation of heavy metals in soils and sediments, an account of improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the Commission of the Communities. Intern. J. Environ Anal. Chem., v.51, p.135-151, 1993.
- URQUIAGA, S.; ALVES, B.J.R.; BOODEY, R.M. Produção de biocombustíveis, a questão do balanço energético. Revista de Política Agrícola, v.14, n.5, p. 42-46, 2005.
- VAN STRAATEN P. Agrogeology: The use of rock for crops Enviroquest Ltd. Toronto, Canada. 440 p, 2007.
- VAN STRAATEN, P. Farming with rocks and minerals: challenges and opportunities. An. Acad. Bras. Ciênc., Rio de Janeiro, v. 78, n. 4, p. 731-747, 2006.
- VELASCO MOLINA, M. Nitrogênio e metais pesados em latossolo e Eucalipto cinquenta e cinco meses após a aplicação de biossólidos. 66p, 2004. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba..
- VIEIRA, R. de M.; LIMA, E. F. Importância sócio econômica e melhoramento de plantas para o Nordeste brasileiro. Embrapa Algodão, CP 174, Campina Grande – PB. Disponível em: <http://www.cpatas.embrapa.br/catalogo/livrorgr/mamona.pdf>, Acesso em: 01/12/2010.
- VIEIRA, R. de M.; LIMA, E.F.; AZEVEDO, D.M.P. de ; BATISTA, F.A.S.; SANTOS, J.W. dos; DOURADOS, R. M.F. Competição de cultivares e linhagens de mamoneira no Nordeste do Brasil- 1993/96. Campina Grande: EMBRAPA-CNPA, b. 4p, 1998.
- WEISS, E.A. Oil seed crops. London: Longman, 1983. 659p.
- ZHU, J. K. Salt and drought stress signal transduction in plants. Annual Review of Plant Biology, Oxford, v.53, n.1, p.247-273, 2002.
- ZOBIOLE, L. H. S.; CASTRO, C. de; OLIVEIRA, F. A. de; OLIVEIRA JÚNIOR, A. de; MOREIRA, A. Sunflower micronutrient uptake curves. Ciênc. agrotec., Lavras, v. 35, n. 2, p. 346-353, abr. 2011. Disponível em <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1413-70542011000200016&lng=pt&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-70542011000200016&lng=pt&nrm=iso)> Acesso em 13 jan. 2012.
- ZONTA, E.; LIMA, E.; BALIEIRO, F.; CEDDIA, M.B.; AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; FREITAS, F.C.; VILLELA, A.L.O. Avaliação de sítios de disposição, no solo, de Resíduos da Exploração & Produção, Relatório Parcial. PETROBRAS-PDP/TEP nº 005, 2005.