

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA**

PAULO ALBERTO CONCIANI

**Potencial de fitorremediação de diferentes plantas em solo
contaminado por ^{14}C -tebuthiuron**

Piracicaba

2015

PAULO ALBERTO CONCIANI

**Potencial de fitorremediação de diferentes plantas em solo
contaminado por ^{14}C -tebuthiuron**

**Dissertação apresentada ao Centro de
Energia Nuclear na Agricultura da
Universidade de São Paulo como pré-
requisito para obtenção do título de Mestre
em Ciências**

**Área de Concentração: Química na
Agricultura e no Ambiente**

**Orientador: Prof. Dr. Valdemar Luís
Tornisielo**

Piracicaba

2015

AUTORIZO A DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Seção Técnica de Biblioteca - CENA/USP

Conciani, Paulo Alberto

Potencial de fitorremediação de diferentes plantas em solo contaminado por ^{14}C -tebuthiuron / Paulo Alberto Conciani; orientador Valdemar Luís Tornisielo. - - Piracicaba, 2015.

42 p. : il.

Dissertação (Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Ciências. Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo.

1. Degradação ambiental 2. Ecologia agrícola 3. Herbicidas 4. Toxicidade do solo I. Título

CDU 661.162.2 : 631.453

À minha noiva, com amor, admiração e gratidão por sua compreensão, carinho, companheirismo e incansável apoio ao longo desta jornada.

Dedico.

AGRADECIMENTOS

À Deus, que me deu forças para alcançar meus objetivos e fazer um bom trabalho.

Aos meus pais Terezinha e Carlos e a minha futura esposa Geane pelo apoio incondicional e, acima de tudo, pelo afeto e encorajamento nos momentos difíceis.

Ao CNPq pela concessão de bolsa de estudos.

À Universidade São Paulo, em particular ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura, pela oportunidade concedida para a realização desta dissertação.

Ao Professor Doutor Valdemar Luis Tornisielo, pela orientação, confiança e amizade.

Aos técnicos Rodrigo e Dorelli pelo grande auxílio na execução dos experimentos e processamento das amostras.

Ao amigo Kassio pelo apoio e pela ajuda no processamento dos dados e elaboração do trabalho.

A todos aqueles que mesmo não estando aqui mencionados contribuíram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho.

Muito obrigado!

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	REVISÃO	15
3	MATERIAL E MÉTODOS	18
3.1	Coleta e Preparo do Solo	18
3.2	Instalação dos Experimentos	19
3.3	Tolerância de Plantas a Solo Contaminado	19
3.3.1	Delineamento Experimental.....	20
3.3.2	Fitotoxicidade.....	21
3.3.3	Quantificação de Massa Seca, Comprimento de Parte Aérea e Comprimento de Raiz.....	21
3.4	Potencial de Fitorremediação.....	21
3.4.1	Delineamento Experimental.....	22
3.4.2	Desmanche dos Vasos	22
3.4.3	Quantificação do Substrato	23
3.4.4	Solução de Desmanche dos Vasos	23
3.4.5	Absorção e Translocação do Tebuthiuron	23
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	25
4.1	Tolerância de Plantas a Solo Contaminado por diferentes doses do herbicida tebuthiuron	25
4.2	Potencial de fitorremediação de sorgo e amendoim ao herbicida ¹⁴ C- tebuthiuron	33
5	CONCLUSÕES	38
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	39
	REFERENCIAS.....	40

RESUMO

CONCIANI, P. A. **Potencial de fitorremediação de diferentes plantas em solo contaminado por ¹⁴C-tebuthiuron**. 2015. 42 p. Dissertação (Mestrado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015.

Este trabalho teve como objetivo avaliar a tolerância e a capacidade de fitorremediação de crotalária (*Crotalaria spectabilis*), sorgo (*Sorghum bicolor*), nabo forrageiro (*Raphanus sativus*), amendoim (*Arachis hypogaea*) e alfafa (*Mendicago sativa*) a solos contaminados por tebuthiuron. Para determinar a tolerância das plantas ao herbicida estas foram submetidas a 5 diferentes doses (300, 600, 1200, 2400 e 4800 gramas de ingrediente ativo por hectare gi.a. ha⁻¹) e comparadas com uma testemunha que não recebeu aplicação do herbicida. Crotalária, Nabo forrageiro e alfafa se mostraram sensíveis ao herbicida, mesmo na menor dose de aplicação, enquanto sorgo se mostrou tolerante ao herbicida até a dose de 600 gi.a. ha⁻¹ tendo apresentado fitointoxicação de 80% na dose de 1200 gi.a. ha⁻¹ e amendoim foi tolerante até a dose de 4800 gi.a. ha⁻¹ para a qual apresentou apenas 40% de fitointoxicação. Plantas de amendoim e sorgo foram submetidas a dose de contaminação de 600 gi.a. ha⁻¹ aplicada por meio de uma solução de trabalho contendo 17,47kBq (Quilobecquerels) de ¹⁴C-tebuthiuron. As duas plantas foram capazes de remediar o solo, no entanto amendoim se mostrou mais eficiente reduzindo a contaminação em 75,8% enquanto sorgo retirou do solo 44,49% do herbicida contaminante.

Palavras-chave: Herbicida. Tolerância. Contaminação do solo.

ABSTRACT

CONCIANI, P. A. **Phytoremediation potential of different plants in soil contaminated by ¹⁴C-tebuthiuron**. 2015. 42 p. Dissertação (Mestrado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015.

This study aimed to evaluate the tolerance and phytoremediation capacity of sunn hemp (*Crotalaria spectabilis*), sorghum (*Sorghum bicolor*), turnip (*Raphanus sativus*), peanuts (*Arachis hypogaea*) and alfalfa (*Mendicago sativa*) in tebuthiuron contaminated soil. To determine the tolerance to the herbicide, plants were subjected to five different doses (300, 600, 1200, 2400 and 4800 grams of active ingredient per hectare gi.a. ha⁻¹) and compared with a control that had no herbicide application. Sunn hemp, turnip forage and alfalfa were sensitive to the herbicide, even at the lowest application dose, while sorghum showed tolerance to the herbicide at 600 gi.a. ha⁻¹ dose, having 80% phytointoxication presented at dose 1200 gi.a. ha⁻¹ and peanut was tolerant at dose 4800 gi.a. ha⁻¹ for which it showed only 40% of phytointoxication. Peanut and sorghum plants were subjected to a contamination dose 600 gi.a. ha⁻¹ applied in a work solution containing 17.47kBq (Kilobecquerels) of ¹⁴C-tebuthiuron. The two plants were able to remediate the soil, however peanut was more efficient reducing contamination by 75.8% while sorghum removed 44.49% of the soil contaminant herbicide.

Keywords: Herbicide. Tolerance. Soil contamination.

INTRODUÇÃO

A contaminação do meio ambiente por agrotóxicos é uma grande preocupação global, podendo ser considerada um grande obstáculo para o desenvolvimento de uma agricultura sustentável. Há um grande apelo social e científico pela minimização dos impactos ambientais causados pelo uso de agroquímicos, considerando os incrementos de áreas cultivadas com a cultura da cana-de-açúcar e o avanço das áreas tratadas com herbicidas de longo efeito residual aumenta a cada ano (PESSOA et al., 2003;).

O tebuthiuron é um herbicida sistêmico de baixa seletividade, amplamente utilizado na cultura da cana-de-açúcar. Do mecanismo de ação dos inibidores do fotossistema II e do grupo das ureias substituídas. A molécula possui grande potencial de lixiviação por apresentar alta solubilidade em água (2500 mg L^{-1}), meia vida longa (400 dias), mobilidade moderada no solo e não ser volátil ou sofrer fotodegradação facilmente (UNIVERSITY OF HERTFORDSHIRE, 2014; ROSS; CHILDS, 1996; WEED SCIENCE SOCIETY OF AMERICA, 2002).

O uso de moléculas com efeito residual prolongado e alta solubilidade em água aumentam o risco de contaminação do solo e da água, além de potencialmente poder causar injúrias às culturas implantadas em sucessão nas áreas tratadas (MONQUERO et al., 2008; ANDREA; LUCHINI, 2002).

Contudo, o uso de herbicidas é uma ferramenta indispensável para controle de plantas daninhas em sistemas agrícolas modernos, com grades extensões territoriais de cultivo, contribuindo fortemente para os elevados índices de produção atuais. No entanto o uso inadequado destas substâncias podem acarretar sérios danos ambientais (GUIMARÃES, 1987; LEGRAND; COSTENTIN; BRUCHET, 1992).

As plantas representam grande parte da massa viva do planeta e a muito se sabe que tem a capacidade de absorver substâncias presentes no solo, no entanto, de uma forma geral isto era visto apenas como aspecto nutricional e não como alternativa para limpeza do ambiente (SOUTO, 2011).

A fitorremediação representa uma importante ferramenta a ser desenvolvida, uma vez que a utilização de defensivos agrícolas é necessária e amplamente utilizada na agricultura para o controle de pragas, doenças e plantas daninhas (BELO et al., 2011).

No entanto, a fitorremediação destas substâncias, em especial os herbicidas representam um grande desafio, uma vez que estes compostos são formulados e indicados para causar injúrias e controlar a população de plantas em doses mínimas. Desta forma a identificação de plantas tolerantes com a capacidade de retirar do solo, acumular ou promover a degradação de herbicidas específicos é de suma importância para aplicação prática da fitorremediação (SILVA; MONQUERO, 2006).

Todavia, ainda são escassos os estudos acerca do tema e a maioria das informações existentes é proveniente de pesquisas realizadas nos EUA e na Europa, havendo a necessidade de aprofundar o conhecimento a respeito das técnicas e adequá-las para utilização de plantas adaptadas às condições edafoclimáticas locais (SILVA; MONQUERO, 2006).

Este trabalho teve como objetivos avaliar a tolerância de plantas de interesse agrônomico a doses crescentes de contaminação do solo e a capacidade de fitorremediação destas plantas em solo contaminado pelo herbicida tebuthiuron.

REVISÃO DA LITERATURA

A biorremediação consiste no emprego de técnicas que estimulam a capacidade natural de organismos vivos em absorver, acumular, e degradar contaminantes do solo em produtos menos tóxicos que podem ser integrados aos ciclos biogeoquímicos naturais (SILVA; MONQUERO, 2006).

A fitorremediação tem por base o uso de plantas e seus microrganismos associados, técnicas agronômicas e de manejo do solo para remover ou tornar os contaminantes menos tóxicos (WHITE JUNIOR et al., 2006).

Uma vez que a biomassa vegetal representa 99% da massa viva do planeta, é natural que as plantas estejam envolvidas em numerosos processos que têm relação íntima com o destino de resíduos químicos despejados no ambiente (MORENO; CORSEUIL, 2001).

Os principais mecanismos atuantes na fitorremediação de herbicidas são a fitoestimulação e em menor escala, a fitodegradação. A fitorremediação tem despertado interesse, em razão das elevadas taxas de remediação obtidas com a utilização de plantas que, comprovadamente, aumentam a degradação microbiana de compostos orgânicos danosos presentes no solo e das diferenças significativas observadas, quando são comparados solos vegetados e não vegetados (SILVA; MONQUERO, 2006).

De acordo com diferentes trabalhos (CUNNINGHAM; BERTI; HUANG, 1995; SALT; SMITH; RASKIN, 1998; ALKORTA; GARBISU, 2001; DAVIS et al., 2002; SCHWAB; BANKS; KYLE, 2006), os efeitos das plantas sobre os contaminantes no solo podem ser resumidos em fitoextração, quando as plantas acumulam o contaminante, que posteriormente pode seguir vários caminhos de intermediação fluindo através do tecido e convertidos em formas mais voláteis, podem ser sequestrados nos vacúolos ou ainda fixados em estruturas celulares insolúveis como a lignina. Em fitodegradação, quando a planta, a partir de enzimas e outras substâncias excretadas pelas raízes ou através da microflora associada, convertem o poluente em outras substâncias menos tóxicas. Ou ainda em fitoestabilização, quando o poluente fica retido ou inativo no tecido vegetal ou na matriz do solo.

Sabe-se que a comunidade microbiana presente na região da rizosfera é fortemente influenciada pelas condições ambientais, portanto pode-se afirmar que as plantas são capazes de influenciar a composição da comunidade microbiana através

da exsudação de compostos orgânicos, da modificação da atmosfera pelo consumo de O₂ e liberação de CO₂ e da absorção seletiva de minerais e água pelas raízes (SILVA; MONQUERO, 2006; PIRES et al., 2005a).

A grande abundância e diversidade de microrganismos presentes no solo tem um alto potencial metabólico e respondem rapidamente a estresses ajustando sua atividade. Embora os agrotóxicos possam ter efeito negativo na população microbiana, estudos mostram que bactérias podem desenvolver resistência e se multiplicar mesmo na presença de contaminantes em elevadas concentrações (SILVA; MONQUERO, 2006).

Solos contaminados com herbicidas apresentam maiores limitações à fitorremediação quando comparados com aqueles contaminados com poluentes orgânicos ou inorgânicos. Isso ocorre, por serem, muitas vezes, tóxicos para as plantas, principalmente quando ocorrem misturas desses compostos (COUTINHO; BARBOSA, 2007).

Para Procópio et al. (2004), um fator negativo relacionado com a utilização de herbicidas de longo efeito residual no solo é a maior probabilidade de ocorrência de lixiviação das suas moléculas originais ou dos seus metabólitos para camadas mais profundas do solo, podendo atingir o lençol freático.

Segundo Pires et al. (2003a) a absorção de herbicidas pelas plantas é afetada pelas propriedades químicas da molécula, pelas condições ambientais e pelas características das espécies vegetais.

Para o estudo da fitorremediação de herbicidas, torna-se fundamental a identificação de espécies de plantas que estimulem a atividade e o crescimento microbiano na rizosfera, resultando no aumento das taxas de degradação do herbicida presente no solo, principalmente se este apresenta persistência elevada (PIRES et al., 2005b; SOUTO, 2011).

Um aspecto importante na seleção de plantas com potencial de fitorremediação é a escolha de espécies de fácil aquisição e multiplicação de seus propágulos e de fácil controle, uma vez que a planta introduzida pode tornar-se espécie daninha. A identificação de espécies que apresentem potencial de fitorremediação de herbicidas, associado a características de interesse agrônomo, é um importante passo para a elaboração de programas de descontaminação de solos (PIRES et al., 2008; SANTOS; NOVAK, 2013).

O uso de leguminosas, por exemplo, além de possibilitar a descontaminação do ambiente, potencialmente proporcionará a fixação simbiótica do nitrogênio atmosférico, entre outros benefícios (SILVA; MONQUERO, 2006).

Quando não houver bioacumulação do contaminante estas plantas podem ser incorporadas ao solo, reduzindo custos operacionais, proporcionando incremento de matéria orgânica no solo e reduzindo a exposição do solo a ação de processos erosivos, evitando o escoamento de solo e água contaminados para outras áreas (SILVA; MONQUERO, 2006; SOUTO 2011).

É importante destacar que apesar da maioria dos testes avaliarem plantas isoladas, várias espécies podem ser usadas num mesmo local ao mesmo tempo ou em sucessão, para remover mais de um contaminante, uma vez que em áreas agrícolas vários herbicidas são utilizados (SOUTO, 2011).

A fitorremediação, como qualquer técnica, tem suas limitações. As plantas são organismos vivos e precisam de oxigênio, água e nutrientes. A textura do solo, o pH, a salinidade e a concentração do poluente devem estar dentro dos limites de tolerância da planta. Para remediação de grandes áreas com baixos níveis de contaminação, processos biológicos são geralmente mais econômicos. Já para grandes concentrações de contaminante em pequenas áreas, outros meios podem ter maior eficiência (CUNNINGHAM; BERTI; HUANG, 1995).

Efetivamente, nenhuma tecnologia é por si só, aplicável com o mesmo sucesso a todos os tipos de contaminantes e em todos os locais. Nos casos em que a contaminação é provocada por mais de um tipo de contaminante, será necessário utilizar mais de uma técnica de remediação para resolver eficientemente os problemas de contaminação (COUTINHO; BARBOSA, 2007).

Para Silva e Monquero (2006) a fitorremediação, em muitos casos pode ser considerada um passo de polimento final, para encerramento de locais após terem sido aplicadas outras tecnologias de remediação. Todavia, os benefícios apresentados pela fitorremediação a tornam uma técnica promissora.

MATERIAL E MÉTODOS

Os estudos foram realizados no Laboratório de Ecotoxicologia do CENA/USP (Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo), localizado em Piracicaba, SP – Brasil. O Laboratório de Ecotoxicologia possui sistema BPL (Boas Práticas de Laboratório) acreditado pelo INMETRO (Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial) sob registro CLA0018, possuindo em seu escopo de acreditação, estudos de degradação, lixiviação, mobilidade, sorção e dessorção de agrotóxicos em solos.

1.1 Coleta e Preparo do Solo

A fim de garantir que não houvesse nenhuma contaminação prévia do solo utilizado neste trabalho, este foi coletado em diferentes pontos de mata nas imediações da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, a uma distância mínima de 20 metros das margens de qualquer estrada.

Foi realizada uma limpeza preliminar, eliminando-se folhas e pedaços de madeira da superfície do solo e posteriormente foi coletado a camada de 0 a 10 cm de profundidade.

O solo coletado foi seco ao ar, homogeneizado e passado em peneira de 2 mm, do total de solo coletado foram retiradas 5 amostras de 1000g as quais foram novamente homogeneizadas e retirada uma subamostra de 1000g que foi encaminhada para análise físico química aos cuidados do Laboratório de Solos da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, cujo resultado encontra-se na Tabela 1.

Tabela 1 - Análise físico-química do solo utilizado

Análise Granulométrica											
Areia			Silte			Argila					
g.Kg ⁻¹											
406			150			444					
Análise Química											
pH	P	S	K	Ca	Mg	Al	H+Al	M.O.	SB	CTC	V
CaCL ₂	mg.cm ₃ ⁻¹		mmolc.dm ⁻³					g.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³		%
6,6	10	6	3,3	74	18	<1	20	69	95,5	116	83

A partir destes dados obtidos foi realizada a correção da fertilidade do solo com 40 kg ha⁻¹ de nitrogênio (N), 280 kg ha⁻¹ de fosforo (P) e 80 kg ha⁻¹ de potássio (K) evitando que eventuais limitações nutricionais influenciassem o pleno desenvolvimento das plantas.

1.2 Instalação dos Experimentos

Dois experimentos foram executados para o desenvolvimento desta pesquisa. O primeiro determinou a tolerância de plantas de interesse agrônomo em diferentes níveis de contaminação do solo pelo herbicida tebuthiuron, selecionando as plantas utilizadas no segundo experimento, que por sua vez determinou o potencial de fitorremediação do sorgo e amendoim a um solo contaminado por tebuthiuron.

1.3 Tolerância de Plantas a Solo Contaminado

Foram cultivadas sementes de 5 espécies de plantas (*Crotalaria spectabilis*, *Sorghum bicolor*, *Raphanus sativus*, *Arachis hypogaea* e *Mendicago sativa*, respectivamente, crotalária, sorgo, nabo forrageiro e amendoim e alfafa) em vasos preenchidos por solo contaminado por diferentes doses do herbicida tebuthiuron (0x, 1/4x 1/2x, x, 2x e 4x), onde x representa a dose máxima recomendada para aplicação em campo do herbicida (1200 gi.a. ha⁻¹ (Gramas de Ingrediente Ativo por hectare)).

Foram utilizados vasos de poliestireno com capacidade de aproximadamente 1500 cm³. Cada vaso recebeu 800g de solo seco e lentamente foi adicionada água através do prato, a fim de atingir a capacidade de campo, 24 horas após o solo atingir o ponto de saturação cada vaso recebeu 20 sementes que foram cobertas por 100g de solo seco.

Dado o pequeno diâmetro dos vasos cada dose foi preparada em concentração de ingrediente ativo por volume de calda equivalente a taxa de aplicação de 200 L ha⁻¹ e aplicadas em câmara de aplicação de herbicidas do Departamento de Fitotecnia da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ), cujo sistema de aplicação é calibrado em vazão e velocidade de deslocamento.

1.3.1 Delineamento Experimental

O experimento foi montado em delineamento de blocos casualizados em esquema fatorial (5x6) com 3 repetições, onde os fatores testados foram 5 espécies de planta (*Crotalaria spectabilis*, *Sorghum bicolor*, *Raphanus sativus*, *Mendicago sativa* e *Arachis Hypogaea*) e 6 diferentes níveis de contaminação do solo pelo herbicida tebuthiuron conforme apresentado na Tabela 2.

Tabela 2 - Diferentes níveis de contaminação de herbicida tebuthiuron em gramas de ingrediente ativo por hectare (gi.a. ha⁻¹) aplicados ao solo

Dose	(gi.a. ha ⁻¹)
1	300
2	600
3	1200
4	2400
5	4800
Testemunha	0

Cada unidade experimental foi constituída por vasos contendo solo contaminado por uma dose do herbicida e 20 sementes de uma das espécies de planta, totalizando 30 tratamentos e 90 parcelas.

1.3.2 Fitotoxicidade

A partir do surgimento da primeira folha verdadeira até a emissão do segundo par de folhas, a cada dois dias foram realizadas avaliações de fitointoxicação segundo escala visual de 0 a 100% (SBCPD, 1995), onde 0 representa ausência de sintomas e 100% a morte total das plantas.

Os dados obtidos foram submetidos a análise estatística e os tratamentos comparados pelo teste de Tukey ao nível de 0.05 de probabilidade de erro.

1.3.3 Quantificação de Massa Seca, Comprimento de Parte Aérea e Comprimento de Raiz

Após o termino das avaliações de fitotoxicidade os vasos foram desmanchados e de cada parcela foram coletadas aleatoriamente 3 plantas. Cada planta foi dividida em parte aérea e raiz, medida com auxílio de uma régua graduada e armazenada em sacos de papel.

Após a pesagem as plantas coletadas foram deixadas por 72h em estufa aquecida a 40°C e então pesadas a fim de determinar a massa seca acumulada.

Os dados obtidos foram submetidos a análise estatística e os tratamentos comparados pelo teste de Tukey ao nível de 0.05 de probabilidade de erro.

1.4 Potencial de Fitorremediação

Foram utilizados vasos com capacidade de 2800 cm³, preenchidos com 900g de solo seco ao ar. Para que fosse reestabelecida a umidade do solo foi acrescentada água nas bandejas dos vasos até que esta chegasse a superfície do solo. Após 24 horas cada vaso recebeu 5 sementes e sobre elas foi depositada uma camada de 100g de solo seco.

Dada a pequena área superficial dos vasos e a manipulação de um produto radioativo, a aplicação do herbicida foi realizada através da adição de 100g de solo seco previamente contaminado por uma solução de trabalho contendo 17,47kBq (Quilobecquerels) de ¹⁴C-tebuthiuron e produto técnico (frio) a fim de que a massa total aplicada em cada vaso fosse equivalente a 600gi.a. ha⁻¹.

Sempre que necessário o reestabelecimento da umidade nos vasos ocorreu através da deposição de água nas bandejas a fim de manter a umidade do solo próxima à capacidade de campo e evitar a lixiviação do herbicida através do arraste provocado pelo deslocamento da água no perfil do solo.

Como se trata de um experimento com utilização de moléculas radiomarcadas, a condução foi realizada em área delimitada com aviso de trabalho envolvendo produtos radioativos, sob a supervisão da comissão de proteção radiológica do CENA.

1.4.1 Delineamento Experimental

O experimento foi montado em esquema fatorial (2x3), sendo 2 espécies de plantas (sorgo e amendoim) que receberam a aplicação de dose equivalente a 600gi.a. ha⁻¹ do herbicida tebuthiuron conduzidos a 3 estádios fenológicos de desenvolvimento, portanto somando 6 tratamentos e 4 repetições. Cada unidade amostral (vaso) recebeu uma espécie de planta que se desenvolveu em solo contaminado até um estágio fenológico, desta forma totalizando 24 unidades amostrais dispostas em delineamento em blocos casualizados. Para efeito de comparação de desenvolvimento fenológico foram montados 24 vasos (testemunhas) que não receberam solo contaminado.

1.4.2 Desmanche dos Vasos

Assim que as plantas atingiram os estádios de desenvolvimento fenológico desejados (1 par de folhas verdadeiras formadas, 1º par de ramos e início da floração para o amendoim e 3ª, 5ª e folha bandeira completamente estendidas para o sorgo), os vasos foram desmanchados em bandejas plásticas com o auxílio de picetas e solução de KCl 0,02 mol.L⁻¹, de forma cuidadosa, para evitar a quebra de raízes ou perda de solução radioativa no processo.

1.4.3 Quantificação do Substrato

Após o desmanche dos vasos, as bandejas foram deixadas em repouso por 24h para sedimentação da solução. A fim de que fosse realizada a quantificação do herbicida remanescente no solo, a água excedente (solução de desmanche dos vasos) foi recolhida com auxílio de pipeta e centrifugada em frascos de teflon a 4.000 rpm, por 15 minutos, para a retirada do solo em suspensão. O solo sedimentado foi devolvido às bandejas e seco em estufa por 72h à 40°C. O solo seco foi destorroado, homogeneizado, moído em grau e foram retiradas 3 amostras de 0,2 g que foram queimados em oxidador biológico R.J. Harvey Instrument Corporation OX500 e a solução resultante da queima foi lida em Espectrômetro de Cintilação Líquida.

1.4.4 Solução de Desmanche dos Vasos

Após ser submetida a centrifugação para separação do solo, a solução de desmanche de vasos (SDV) foi avolumada com auxílio de proveta graduada. Para cada vaso desmanchado foram retiradas 3 alíquotas de 10 mL desta solução. A cada amostra foi adicionada 10 mL de solução cintiladora “instant gel plus”, medida em espectrômetro de cintilação líquida. O papel de filtro e o filtrado foram secos em estufa à 40°C e após secos, a matéria orgânica foi incorporada ao solo para análise.

1.4.5 Absorção e Translocação do Tebuthiuron

A absorção e translocação do tebuthiuron foram estudadas qualitativamente por radioimagem e quantitativamente por combustão dos tecidos vegetais.

As plantas foram lavadas, prensadas e secas em estufa de circulação forçada à 45°C por 120 horas. Foram realizadas radioimagens de três exemplares de cada tempo seguindo o protocolo de Crafts e Yamaguchi (1964), sendo sensibilizado em placas de filme, tipo Sr por 120 horas e analisados em aparelho de radioscanner Cyclone® Plus (“Storage Phospor System”).

Após secas, as plantas foram retiradas e divididas em folhas, raiz, caule e cotilédone (quando este ainda estava presente) com o objetivo de quantificar a radioatividade em cada parte da planta.

As amostras foram queimadas em aparelho oxidador de amostras biológicas R.J. Harvey Instrument Corporation OX500 a 900 °C em barquinhas de porcelana, com 3 repetições para cada parte da planta. O $^{14}\text{CO}_2$ liberado na combustão foi recolhido em um frasco contendo solução cintiladora + monoetanolamina e metanol.

A radioatividade contida nesse meio foi determinada em espectrômetro de cintilação líquida.

A radioatividade presente em todas as partes das plantas foi considerada translocada. Foi calculada a média das repetições e, para o cálculo da translocação, foi considerada a radioatividade total aplicada inicialmente em relação a cada parte da planta.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os experimentos foram realizados em estufa de vidro, no período de junho de 2014 a março de 2015. Durante este período as médias observadas para temperaturas máxima, mínima e média foram respectivamente de 30,4, 17,2 e 23,8°C.

1.5 Tolerância de Plantas a Solo Contaminado por diferentes doses do herbicida tebuthiuron

Os resultados obtidos para a fitointoxicação do sorgo submetido a diferentes doses do herbicida tebuthiuron são apresentados na Figura 1.

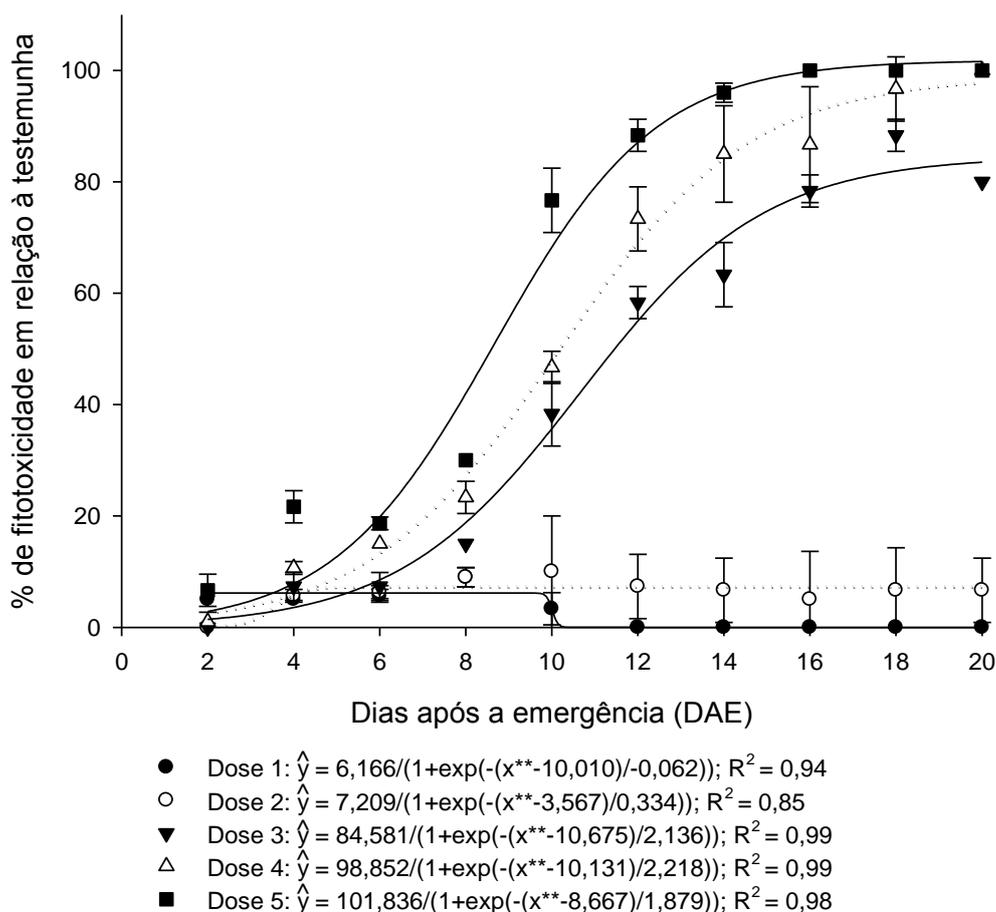


Figura 1 - Porcentagem de fitointoxicação de plantas de sorgo (*Sorghum bicolor*) aos 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16, 18 e 20 dias após a emergência (DAE). Os círculos sólidos representam a dose 1 (300 gi.a. ha⁻¹), os círculos vazios representam a dose 2 (600 gi.a. ha⁻¹), os triângulos sólidos representam a dose 3 (1200 gi.a. ha⁻¹), os triângulos vazios representam a dose 4 (2400 gi.a. ha⁻¹) e os quadrados sólidos representam a dose 5 (4800 gi.a. ha⁻¹)

Observa-se que nas doses 1 e 2, respectivamente 300 e 600 gi.a. ha⁻¹ houve uma pequena incidência inicial de fitointoxicação em relação ao tratamento testemunha, no entanto a partir dos 10 DAE houve a tendência de redução dos sintomas e aos 20 DAE as doses não diferiam da testemunha, respeitando-se o limite da margem de erro para a dose 2.

Pires et al. (2003a) estudaram os efeitos de diferentes doses de tebuthiuron sobre *Amaranthus hybridus*, *Crotalaria juncea*, *Chamaesyce hyssopifolia*, *Chamaesyce hirta*, *Canavalia ensiformes*, *Helianthus annuus*, *Pennisetum typhoides*, *Stizolobium aterrimum*, *Raphanus raphanistrum* e *Crotalaria incana*, respectivamente caruru-roxo, crotalária, erva andorinha, erva de santa luzia, feijão guandu, girassol, milho, mucuna preta, nabiça e xiquexique, e observaram comportamento semelhante em plantas de milho submetidas a uma dose de 500 gi.a. ha⁻¹ de tebuthiuron, que aos 60 dias após a semeadura (DAS) apresentaram fitotoxicidade de 43% em relação a testemunha.

Já para as doses 3, 4 e 5, respectivamente 1200, 2400 e 4800 gi.a. ha⁻¹ os sintomas iniciais foram se agravando ao longo do tempo tendo atingido 80% de fitointoxicação para a dose 3 e valores acima de 95% para as doses 4 e 5, tais resultados corroboram com Pires et al. (2003a) em que plantas de milho apresentaram fitotoxicidade de 76% em relação a testemunha quando submetidas a uma dose de 1000 gi.a. ha⁻¹ de tebuthiuron, e de 100% para a dose de 2000 gi.a. ha⁻¹ aos 60 DAS.

Os resultados obtidos para a fitointoxicação de crotalária, alfafa e nabo forrageiro submetidos a diferentes doses do herbicida tebuthiuron são apresentados respectivamente nas Figuras 2, 3 e 4.

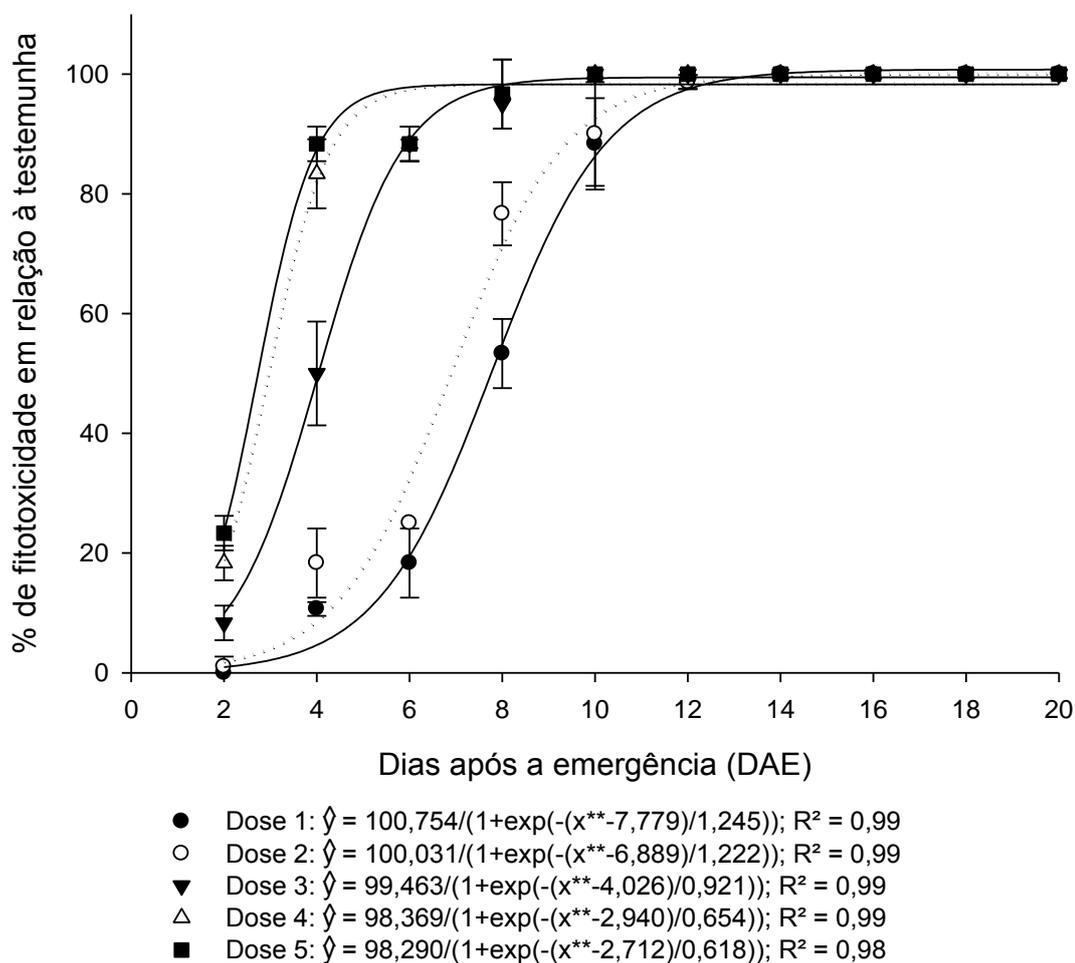


Figura 2 - Porcentagem de fitointoxicação em plantas de crotalária (*Crotalaria juncea*) aos 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16, 18 e 20 dias após a emergência (DAE). Os círculos sólidos representam a dose 1 (300 gi.a. ha⁻¹), os círculos vazios representam a dose 2 (600 gi.a. ha⁻¹), os triângulos sólidos representam a dose 3 (1200 gi.a. ha⁻¹), os triângulos vazios representam a dose 4 (2400 gi.a. ha⁻¹) e os quadrados sólidos representam a dose 5 (4800 gi.a. ha⁻¹)

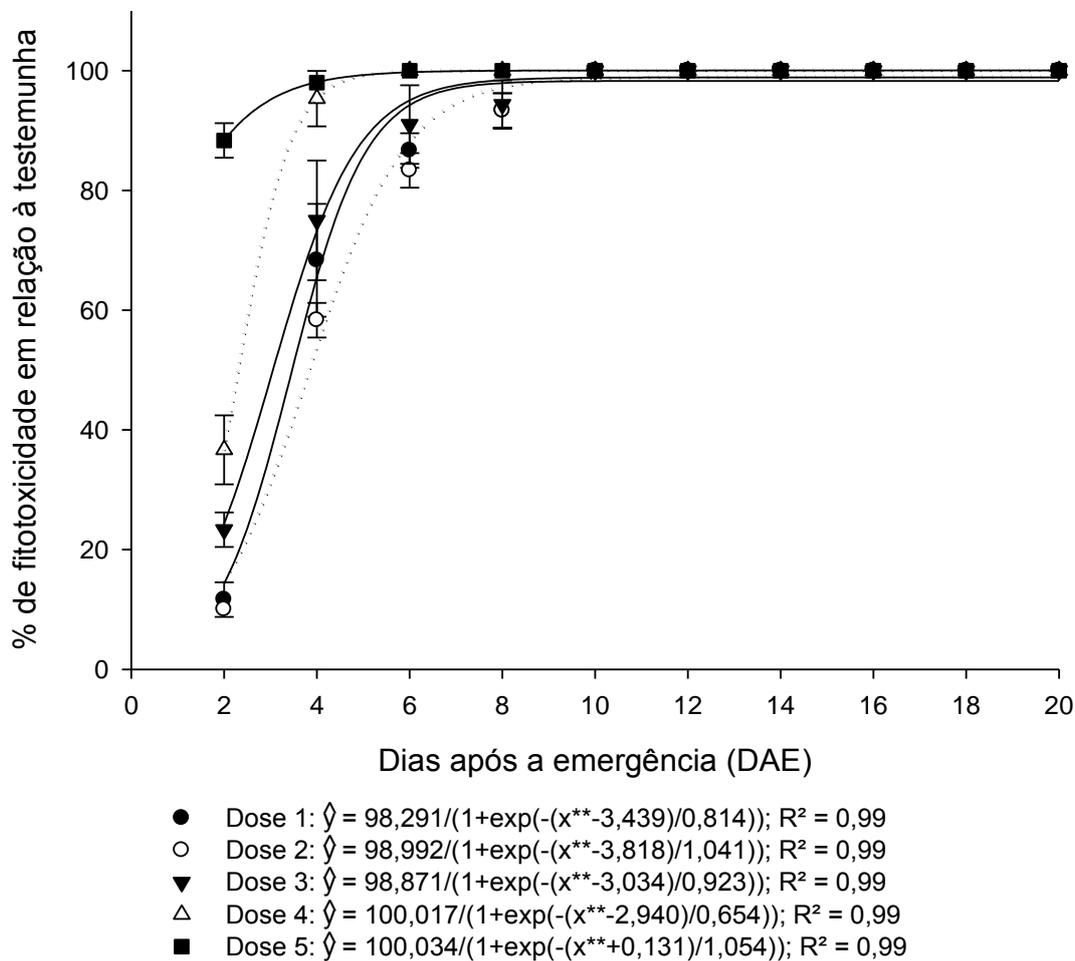


Figura 3 - Porcentagem de fitointoxicação em plantas alfafa (*Medicago sativa*) aos 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16, 18 e 20 dias após a emergência (DAE). Os círculos sólidos representam a dose 1 (300 gi.a. ha⁻¹), os círculos vazios representam a dose 2 (600 gi.a. ha⁻¹), os triângulos sólidos representam a dose 3 (1200 gi.a. ha⁻¹), os triângulos vazios representam a dose 4 (2400 gi.a. ha⁻¹) e os quadrados sólidos representam a dose 5 (4800 gi.a. ha⁻¹)

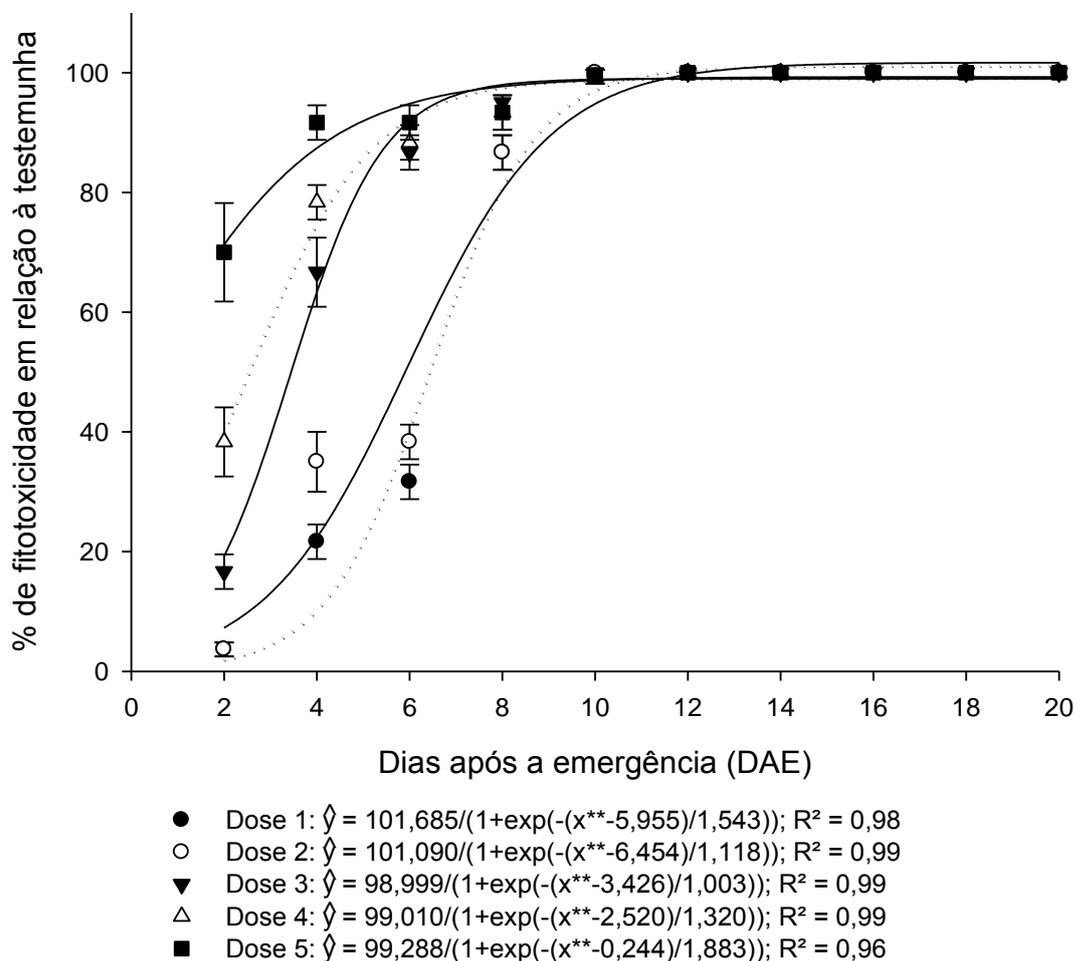


Figura 4 - Porcentagem de fitointoxicação em plantas nabo forrageiro (*Raphanus sativus*) aos 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16, 18 e 20 dias após a emergência (DAE). Os círculos sólidos representam a dose 1 (300 gi.a. ha⁻¹), os círculos vazios representam a dose 2 (600 gi.a. ha⁻¹), os triângulos sólidos representam a dose 3 (1200 gi.a. ha⁻¹), os triângulos vazios representam a dose 4 (2400 gi.a. ha⁻¹) e os quadrados sólidos representam a dose 5 (4800 gi.a. ha⁻¹)

Mesmo na menor dose de contaminação testada (300 gi.a. ha⁻¹), todas as plantas de crotalária apresentaram 100% de fitointoxicação em relação á testemunha aos 12 DAE, o mesmo pode ser observado para alfafa e nabo forrageiro, respectivamente aos 8 e 10 DAE.

Pires et al. (2003a) observaram aos 60 DAS fitotoxicidade de 100% em plantas de crotalária e 83% em plantas de nabiça submetidas a dose de 500 gi.a. ha⁻¹.

Pires et al. (2003b) verificaram fitotoxicidade de 95% aos 15 DAS e 100% aos 30 DAS em plantas de nabo forrageiro submetidas a uma dose de 500 gi.a. ha⁻¹.

Os resultados obtidos para a fitointoxicação de amendoim submetido a diferentes doses do herbicida tebuthiuron são apresentados respectivamente na Figura 5.

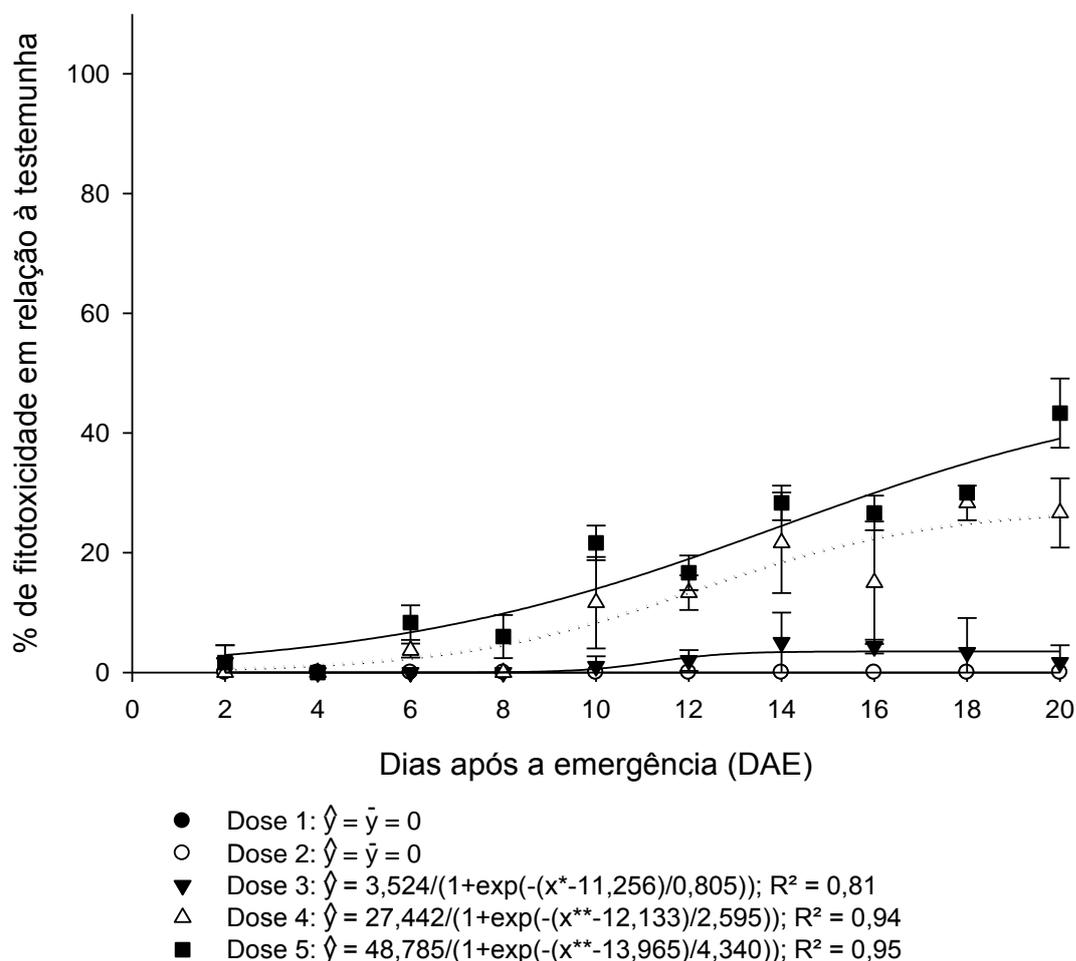


Figura 4 - Porcentagem de fitointoxicação em plantas amendoim (*Arachis hypogaea*) aos 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16, 18 e 20 dias após a emergência (DAE). Os círculos sólidos representam a dose 1 (300 gi.a. ha⁻¹), os círculos vazios representam a dose 2 (600 gi.a. ha⁻¹), os triângulos sólidos representam a dose 3 (1200 gi.a. ha⁻¹), os triângulos vazios representam a dose 4 (2400 gi.a. ha⁻¹) e os quadrados sólidos representam a dose 5 (4800 gi.a. ha⁻¹)

Observa-se que nas doses 1 e 2, respectivamente 300 e 600 gi.a. ha⁻¹ não houve fitotoxicidade em relação a testemunha, já na dose 3 (1200 gi.a. ha⁻¹), a partir dos 10 DAE foi possível observar leves sintomas que se mantiveram até os 20 DAE.

Nas doses 4 e 5 (2400 e 4800 gi.a. ha⁻¹) houve um aumento constante da fitotoxicidade ao longo do tempo e aos 20 DAE verificou-se valores de 30 e 40% respectivamente.

Tais resultados corroboram com Fernandes et al. (2012), que em seu trabalho observaram inicialmente que plantas de feijão submetidas a dose de 800 gi.a. ha⁻¹ apresentaram fitointoxicação de 24% em relação a testemunha aos 28 dias após a aplicação (DAA) e com o passar do tempo houve a diminuição dos sintomas, apresentando 18% de fitointoxicação aos 56 DAA.

A redução da biomassa seca obtida com a aplicação de diferentes doses do herbicida tebuthiuron é apresentada na Tabela 3, enquanto a porcentagem de redução do comprimento da parte aérea e raízes em relação à testemunha de plantas submetidas a diferentes doses do herbicida tebuthiuron são apresentadas respectivamente nas Tabelas 4 e 5.

Tabela 3 - Porcentagem de redução de biomassa seca em relação à testemunha de 5 espécies de plantas submetidas a diferentes doses do herbicida tebuthiuron aos 20 dias após a emergência (DAE)

Planta	Dose (gi.a. ha ⁻¹)				
	300	600	1200	2400	4800
Sorgo	62,31 bA	71,92 bA	81,64 bB	100,0 bC	100,0 bC
Crotalária	90,30 cA	100,0 cA	100,0 cA	100,0 bA	100,0 bA
Alfafa	100,0 cA	100,0 cA	100,0 cA	100,0 bA	100,0 bA
Nabo forrageiro	100,0 cA	100,0 cA	100,0 cA	100,0 bA	100,0 bA
Amendoim	19,38 aA	35,93 aBC	43,40 aC	29,73 aB	32,10 aB

Médias seguidas da mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey a 0,05 de probabilidade de erro.

Tabela 4 - Porcentagem de redução do comprimento da parte aérea em relação à testemunha de plantas submetidas a diferentes doses do herbicida tebuthiuron

Planta	Dose (gi.a. ha ⁻¹)				
	300	600	1200	2400	4800
Sorgo	18,89 aA	27,56 aA	57,06 bB	100,0 bA	100,0 bA
Crotalária	76,97 bA	100,0 bA	100,0 cA	100,0 bA	100,0 bA
Alfafa	100,0 bA	100,0 bA	100,0 cA	100,0 bA	100,0 bA
Nabo forrageiro	100,0 bA	100,0 bA	100,0 cA	100,0 bA	100,0 bA
Amendoim	20,12 aA	27,03 aA	17,88 aA	19,51 aA	14,83 aA

Médias seguidas da mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey a 0,05 de probabilidade de erro.

Tabela 5 - Porcentagem de redução do comprimento de raízes em relação à testemunha de plantas submetidas a diferentes doses do herbicida tebuthiuron

Planta	Dose (gi.a. ha ⁻¹)				
	300	600	1200	2400	4800
Sorgo	17,85 aAB	24,75 aB	8,52 aA	100,0 bC	100,0 bC
Crotalária	97,35 bA	100,0 bA	100,0 bA	100,0 bA	100,0 bA
Alfafa	100,0 bA	100,0 bA	100,0 bA	100,0 bA	100,0 bA
Nabo forrageiro	100,0 bA	100,0 bA	100,0 bA	100,0 bA	100,0 bA
Amendoim	7,11 aA	10,29 aA	6,37 aA	10,29 aA	3,92 aA

Médias seguidas da mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey a 0,05 de probabilidade de erro.

Com o acréscimo das doses todas as plantas apresentaram redução da quantidade de biomassa seca produzida do comprimento de parte aérea e de raízes em relação à testemunha sem aplicação do herbicida.

Verifica-se que alfafa e nabo forrageiro apresentaram 100% de redução para todos os fatores analisados, tal efeito é decorrente da morte das plantas, causada pela alta sensibilidade destas ao herbicida. Crotalária apresentou respectivamente redução de 90,3, 76,97 e 97,35% para produção de biomassa seca, comprimento de parte aérea e comprimento de raiz mesmo na menor dose utilizada (300 gi.a. ha⁻¹) não diferindo estatisticamente de nabo forrageiro e alfafa em nenhuma das variáveis avaliadas para nenhuma das doses testadas.

Resultados semelhantes foram observados por Pires et al. (2003a) em plantas de crotalária e Pires et al. (2003b) em plantas de nabo forrageiro, que apresentaram 100% de mortalidade quando submetidas a uma dose de 500 gi.a. ha⁻¹.

Observa-se que o sorgo apresentou 62,31 e 71,92% de redução na produção de biomassa seca, 18,89 e 27,56% de redução no comprimento da parte aérea e 17,85 e 24,75% de redução para comprimento de raiz respectivamente para as doses de 300 e 600 gi.a. ha⁻¹, não havendo diferença estatística entre as duas doses.

Belo et al. (2011) encontraram resultados semelhantes, observando a redução de 44% da produção de biomassa seca na parte aérea de plantas de sorgo aos 50 dias após a aplicação de 500 gi.a. ha⁻¹ de tebuthiuron.

Já o amendoim apresentou 19,38% de redução de produção de biomassa seca na dose de 300 gi.a. ha⁻¹ e 35,93% na dose de 600 gi.a. ha⁻¹ que não se diferenciou estatisticamente das demais doses. Para comprimento de parte aérea e raiz não houve diferença estatística entre as doses avaliadas.

1.6 Potencial de fitorremediação de sorgo e amendoim ao herbicida ¹⁴C-tebuthiuron

As médias de recuperação de ¹⁴C-tebuthiuron presente na água sobrenadante do desmanche dos vasos estão apresentadas na Tabela 6.

Tabela 6 - Porcentagem média de recuperação* de ¹⁴C-tebuthiuron presente na água sobrenadante do desmanche dos vasos

Plantas	Tempo			Média
	1	2	3	
Amendoim	6,74	3,12	2,09	3,98 a
Sorgo	8,7	6,55	4,5	6,58 b
Média	7,72 b	4,84 a	3,29 a	
CV%	36,78			

* Recuperação em relação a dose total de radiação aplicada (17,47kBq (Quilobecquerels). Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 0,05 de probabilidade de erro. Tempo 1 equivale a 1º par de folhas verdadeiras formadas e 3ª folha completamente estendida, tempo 2 equivale a 1º par de ramos emitidos e 5ª folha completamente estendida e tempo 3 equivale a início da floração e folha bandeira completamente estendida respectivamente para amendoim e sorgo.

Observa-se que houve menor concentração de ^{14}C -tebuthiuron na água proveniente do desmanche de vasos que continham plantas de amendoim em relação a aqueles que continham sorgo, bem como houve maior porcentagem recuperada no tempo 1 em relação aos demais, evidenciando a redução da quantidade de herbicida disponível para absorção das plantas na solução do solo ao longo do tempo.

As porcentagens médias de ^{14}C -tebuthiuron recuperada nas plantas submetidas a solo contaminado podem ser observadas na Tabela 7.

Tabela 7 - Porcentagem média de radioatividade recuperada* das plantas submetidas a solo contaminado

Plantas	Tempo			Média
	1	2	3	
Amendoim	0,83	1,16	0,56	0,85 a
Sorgo	0,06	0,30	0,39	0,25 b
Média	0,44 a	0,73 a	0,48 a	
CV%	69,58			

* Recuperação em relação a dose total de radiação aplicada (17,47kBq (Quilobecquerels)). Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 0,05 de probabilidade de erro. Tempo 1 equivale a 1^o par de folhas verdadeiras formadas e 3^a folha completamente estendida, tempo 2 equivale a 1^o par de ramos emitidos e 5^a folha completamente estendida e tempo 3 equivale a início da floração e folha bandeira completamente estendida respectivamente para amendoim e sorgo.

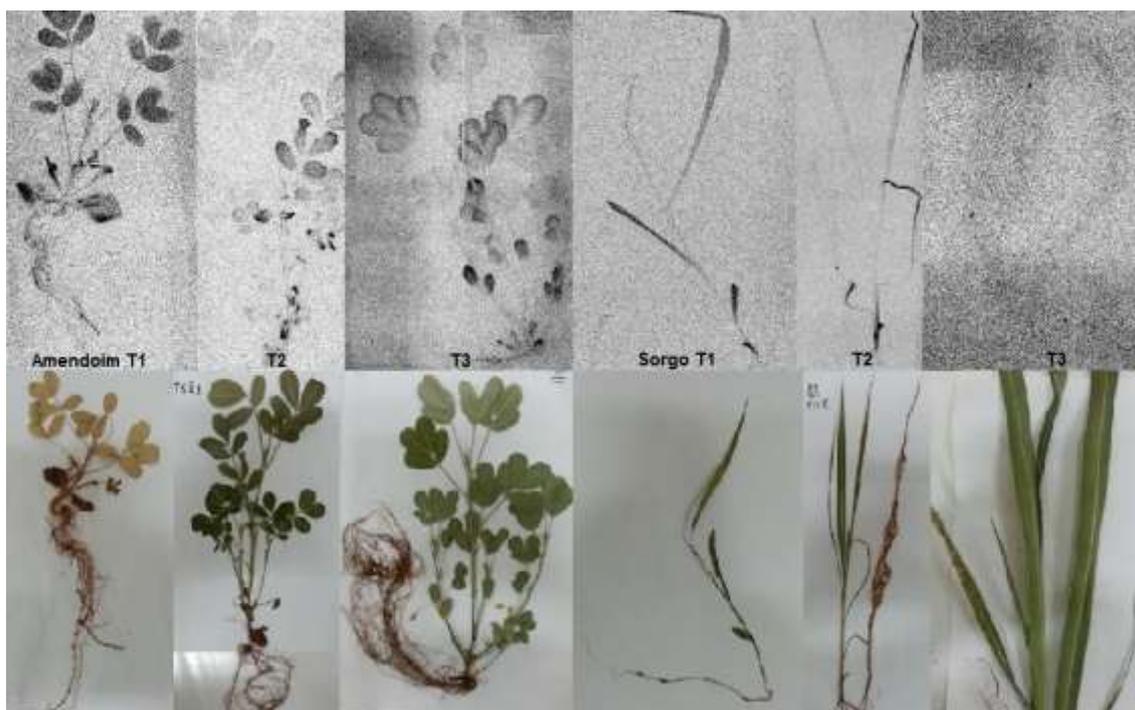
Observa-se que amendoim teve porcentagem média de recuperação de radioatividade maior que sorgo em todos os tempos avaliados, indicando maior eficiência na absorção do herbicida.

Apesar de haver uma considerável variação na porcentagem de herbicida recuperado não houve diferença estatística significativa na concentração de ^{14}C -tebuthiuron encontrado nas plantas analisadas ao longo dos tempos de avaliação, evidenciando que houve absorção do herbicida pelas plantas.

Pode-se afirmar que a absorção do contaminante presente no solo e a translocação do herbicida absorvido para toda a planta ocorreu de forma contínua ao longo dos tempos de avaliação.

Tais afirmações podem ser confirmadas nas imagens apresentadas na Figura 5.

Figura 5 - Radioimagem de plantas de amendoim e sorgo em diferentes períodos de avaliação



T1 equivale a 1º par de folhas verdadeiras formadas e 3ª folha completamente estendida, T2 equivale a 1º par de ramos emitidos e 5ª folha completamente estendida e T3 equivale a início da floração e folha bandeira completamente estendida respectivamente para amendoim e sorgo. As imagens acima apresentam a radioimagem das plantas, e abaixo fotografias das plantas equivalentes.

Observa-se que ao longo do tempo houve a diminuição da nitidez das radioimagens, isso se deve ao fato de que a porcentagem de radioatividade recuperada nas plantas se manteve constante, ao passo que a concentração de radioatividade por grama de matéria seca diminuiu consideravelmente a medida que as plantas cresceram, demonstrando que não houve acúmulo da molécula herbicida ou de seus metabólitos na planta. Possivelmente a molécula herbicida ou seus metabólitos foi degradada pelas plantas a CO_2 e liberada na atmosfera.

As porcentagens médias de radioatividade recuperada no solo contaminado podem ser observadas na Tabela 8.

Tabela 8 - Porcentagens médias de radioatividade recuperada* no solo contaminado proveniente do desmanche de vasos

Plantas	Tempo			Média
	1	2	3	
Amendoim	68,77	42,64	24,2	45,20 a
Sorgo	98,42	85,56	55,51	79,83 b
Média	83,60 c	64,10 b	39,85 a	
CV%	12,6			

* Recuperação em relação a dose total de radioatividade aplicada (17,47kBq (Quilobecquerels). Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 0,05 de probabilidade de erro. Tempo 1 equivale a 1º par de folhas verdadeiras formadas e 3ª folha completamente estendida, tempo 2 equivale a 1º par de ramos emitidos e 5ª folha completamente estendida e tempo 3 equivale a início da floração e folha bandeira completamente estendida respectivamente para amendoim e sorgo.

Houve redução da porcentagem de ^{14}C recuperado no solo ao longo do tempo para as duas plantas avaliadas, evidenciando que tanto amendoim como o sorgo foram eficientes como fitorremediadoras do herbicida tebuthiuron. No entanto, em todos os tempos avaliados as plantas de amendoim foram mais eficientes em reduzir a quantidade de ^{14}C recuperado, 69, 43 e 24% respectivamente para os tempos 1, 2 e 3, enquanto nas plantas de sorgo foi recuperado 98, 64 e 55% da radioatividade aplicada.

As porcentagens de radioatividade recuperada no experimento em relação à dose de ^{14}C -tebuthiuron aplicada estão apresentadas na Tabela 9.

Tabela 9 - Porcentagem média do total de radioatividade recuperada* em relação à dose aplicada* de ^{14}C -tebuthiuron

Plantas	Tempo			Média
	1	2	3	
Amendoim	76,35	46,94	26,86	50,05 a
Sorgo	107,20	92,42	60,41	86,67 b
Média	91,77 c	69,68 b	43,63 a	
CV%	12,31			

* Recuperação em relação a dose total de radiação aplicada (17,47kBq (Quilobecquerels). Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 0,05 de probabilidade de erro. Tempo 1 equivale a 1º par de folhas verdadeiras formadas e 3ª folha completamente estendida, tempo 2 equivale a 1º par de ramos emitidos e 5ª folha completamente estendida e tempo 3 equivale a início da floração e folha bandeira completamente estendida respectivamente para amendoim e sorgo.

Verifica-se que para amendoim e sorgo houve redução na recuperação de radioatividade ao longo do tempo, indicando que houve degradação das moléculas herbicidas, e que este foi liberado na atmosfera na forma de $^{14}\text{CO}_2$.

Tal fenômeno pode ser atribuído a absorção e metabolização da molécula pelas plantas e também a ação da microbiota particular que se forma em torno das raízes.

Silva e Monquero (2006) ressaltam em seu trabalho que a utilização de plantas tem se mostrado como importante ferramenta para remediação de solos contaminados em razão das elevadas taxas de remediação obtidas através do aumento da degradação microbiana de compostos orgânicos e das diferenças significativas observadas, quando são comparados solos vegetados e não vegetados.

Pires et al. (2005b) observaram que plantas de aveia preta cultivadas em solo contaminado por $500 \text{ gi.a. ha}^{-1}$ de tebuthiuron em sucessão ao cultivo de milho, tremoço, feijão guandu e feijão de porco apresentaram menor fitotoxicidade e altura de planta e produção de biomassa seca maiores em relação a aquelas cultivadas em solo sem cultivo prévio.

CONCLUSÕES

As plantas de alfafa, nabo forrageiro e crotalária foram sensíveis ao herbicida não apresentando potencial para fitorremediação de solos contaminados por tebuthiuron.

Sorgo e amendoim se mostraram tolerantes ao herbicida tebuthiuron, no entanto amendoim se mostrou superior ao sorgo, tolerando maiores concentrações do herbicida no solo.

Houve efeito de fitorremediação do solo cultivado com sorgo, entretanto amendoim apresentou maior eficiência na absorção do herbicida e foi capaz de remediar grande parte da contaminação presente no solo.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Sorgo e amendoim foram capazes de absorver e retirar do solo uma quantidade significativa do contaminante apresentando-se como ferramentas com grande potencial para a fitorremediação de solos contaminados por tebuthiuron.

De modo especial, devemos destacar a cultura do amendoim, que tradicionalmente é cultivada em sucessão a lavoura de cana-de-açúcar e mesmo não chegando ao final do ciclo foi capaz de remover do solo mais de 75% do contaminante do solo.

Fica evidente a necessidade de realizarem-se outros trabalhos, que conduzam as culturas até o final do ciclo reprodutivo e estabeleça uma comparação de efeito com solos não vegetados, a fim de permitir que as plantas demonstrem o máximo potencial de extração do contaminante e atribuir qual a contribuição dos microrganismos do solo não associados às plantas sobre o efeito final observado.

Há ainda a necessidade de estudos que contenham o $^{14}\text{CO}_2$ desprendido do solo e da planta para fechamento geral do balanço de massa e que verifiquem se existe o acúmulo do contaminante ou de seus metabólitos nos grãos produzidos por estas plantas, uma vez que estes são comumente utilizados como fonte alimento para humanos e de animais.

REFERENCIAS

ALKORTA, I.; GARBISU, C. Phytoremediation of organic contaminants in soil. **Bioresource Technology**, Essex, v. 79, p. 273-276, 2001.

ANDREA; M. M.; LUCHINI, L. C. Comportamento de pesticidas em solos brasileiros: a experiência do Instituto Biológico/SP. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 27, p. 22-24, 2002.

BELO, A. F. et al. Potencial de espécies vegetais na remediação de solo contaminado por sulfentrazone. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 29, n. 4, p. 821-828, 2011.

COUTINHO, H. D.; BARBOSA, A. R. Fitorremediação: considerações gerais e características de utilização. **Silva Lusitana**, Lisboa, n. 1, p. 103–107, 2007.

CRAFTS, A. S.; YAMAGUCHI, S. **The autoradiography of plant materials**. Berkeley: University of California, Division of Agricultural Science, 1964. 143 p. California Agricultural Experiment Station Publication, 35).

CUNNINGHAM, S. D.; BERTI, W. R.; HUANG, J. W. Phytoremediation of contaminated soils. **Trends in Biotechnology**, Cambridge, v. 13, p. 393-397, 1995.

DAVIS, L. C. et al. Benefits of vegetation for soils with organic contaminants. **Critical Reviews in Plant Sciences**, Boca Raton, v. 21, n. 5, p. 457-491, 2002.

FERNANDES, C. P. C. et al. Seletividade de herbicidas registrados para uso em pré e pós-emergência na cultura da cana-de-açúcar ao feijoeiro comum. **Revista Trópica – Ciências Agrária e Biológicas**, Chapadinha, v. 6, n. 2, p. 8-21, 2012.

GUIMARÃES, G. L. Impactos ecológicos do uso de herbicidas ao meio ambiente. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v. 4, n. 12, p. 159-180, 1987.

LEGRAND, M. F.; COSTENTIN, E.; BRUCHET, A. Occurrence of 38 pesticides in various French surface and ground waters. **Environmental Technology**, London, v. 12, p. 985-996, 1992.

MONQUERO, P. A. et al. Potencial de lixiviação de herbicidas no solo submetidos a diferentes simulações de precipitação. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 26, n. 2, p. 403-409, 2008.

MORENO, F. N.; CORSEUIL, H. X. Fitorremediação de aquíferos contaminados por gasolina. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 6, n. 1 e 2, p. 1-7, 2001.

PESSOA, M. C. P. Y. et al. Identificação de áreas de exposição ao risco de contaminação de águas subterrâneas pelos herbicidas atrazina, diuron e tebutiuron. **Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 13, p. 111-122, 2003.

PIRES, F. R. et al. Fitorremediação de solos contaminados com herbicidas. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 21, n. 2, p. 335-341, 2003a.

PIRES, F. R. et al. Seleção de plantas tolerantes ao tebuthiuron e com potencial para fitorremediação. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 50, n. 291, p. 583-594, 2003b.

PIRES, F. R. et al. Fitorremediação de solos contaminados por tebuthiuron utilizando-se espécies cultivadas para adubação verde. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 23, n. 4, p. 711-717, 2005a.

PIRES, F. R. et al. Inferências sobre atividade rizosférica de espécies com potencial para fitorremediação do herbicida tebuthiuron. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 4, p. 627-634, 2005b.

PIRES, F. R. et al. Avaliação da fitorremediação de tebuthiuron utilizando *Crotalaria juncea* como planta indicadora. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 39, n. 2, p. 245-250, 2008.

PROCÓPIO, S. O. et al. Seleção de plantas com potencial para fitorremediação de solos contaminados com o herbicida trifloxysulfuron sodium. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 22, n. 2, p. 315-322, 2004.

ROSS, M. A.; CHILDS, D. J. **Herbicide mode-of-action summary**. West Lafayette: Purdue University, 1996. (Cooperative Extension Service Publication WS-23). Disponível em: < <http://www.btny.purdue.edu/weedscience/moa/index.html> >. Acesso em: 18 fev. 2014.

SALT, D. E.; SMITH, R. D.; RASKIN, I. Phytoremediation. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, Palo Alto, v. 49, p. 643-668, 1998.

SANTOS, C. F.; NOVAK, E. Plantas nativas do cerrado e possibilidade em fitorremediação. **Revista de Ciências Ambientais**, Canoas, v. 7, n. 1, p. 67-78, 2013.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DE PLANTAS DANINHAS - SBCPD. **Procedimentos para instalação, avaliação e análise de experimentos com herbicidas**. Londrina: SBCPD, 1995. 42 p.

SCHWAB, P.; BANKS, M. K.; KYLE, W. A. Heritability of phytoremediation potential for the alfalfa cultivar *Ryley* in petroleum contaminated soil. **Water, Air and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 177, p. 239-249, 2006.

SILVA, A. C.; MONQUERO, P. A. Fitorremediação de herbicidas. **Pesquisa & Tecnologia**, Campinas, v. 3, n. 1, 2006. Disponível em: http://www.aptaregional.sp.gov.br/acesse-os-artigos-pesquisa-e-tecnologia/edicao-2006/2006-janeiro-junho/201-fitorremediacao-de-herbicidas/file.html?force_download=1

SOUTO, K. M. **Fitorremediação de solo de várzea contaminado com os herbicidas imazetapir e imazapique**. 2011. 111 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011.

UNIVERSITY OF HERTFORDSHIRE. **Pesticide Properties DataBase - PPDB**. Hatfield, 2014. Disponível em: <<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/Reports/614.htm>>. Acesso em: 25 ago. 2015.

WEED SCIENCE SOCIETY OF AMERICA - WSSA. **Herbicide handbook**. 8. ed. Lawrence, KS, 2002. 493 p.

WHITE JUNIOR, P. M. et al. Phytoremediation of alkylated polycyclic aromatic hydrocarbons in a crude oil contaminated soil. **Water, Air and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 169, p. 207–220, 2006.