

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA

Uelson Sabino da Silva Filho

**Potencial de espécies florestais para remediação de áreas contaminadas com herbicidas
residuais**

**Monte Carmelo - MG
2018**

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA

Uelson Sabino da Silva Filho

Potencial de espécies florestais para remediação de áreas contaminadas com herbicidas residuais

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Agronomia, Campus Monte Carmelo, da Universidade Federal de Uberlândia, como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de Engenheiro Agrônomo.

Orientador: Prof. Dr. Edson Aparecido dos Santos

**Monte Carmelo – MG
2018**

Uelson Sabino da Silva Filho

Potencial de espécies florestais para remediação de áreas contaminadas com herbicidas residuais

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Agronomia, Campus Monte Carmelo, da Universidade Federal de Uberlândia, como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de Engenheiro Agrônomo.

Monte Carmelo, 16 de dezembro de 2018

Banca examinadora

Prof. Dr. Edson Aparecido dos Santos
Orientador

Dr. Ernani Lopes Possato
Membro da banca

Prof. Dr. Aurino Miranda Neto
Membro da banca

**Monte Carmelo – MG
2018**

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus e à minha família por estarem comigo em todos os momentos da minha vida, por me apoiarem em todos os momentos e me darem força quando mais precisei.

Ao meu orientador Prof. Dr. Edson Aparecido dos Santos por me apoiar, me aconselhar e me ajudar sempre que precisei, e principalmente por sua amizade que irei levar durante toda minha vida pessoal.

Aos membros da banca avaliadora, pela disponibilidade em estar presentes e em contribuir com meu trabalho.

Ao Viveiro Nativo de Patos de Minas por ter cedido as mudas para que o trabalho pudesse ser realizado.

Aos meus professores que me ajudaram a tornar realidade um sonho, com seus ensinamentos. A eles minha eterna gratidão e amizade.

Ao CNPq pelo apoio financeiro à realização da pesquisa.

RESUMO

No Brasil, recentemente muitos herbicidas têm sido quantificados como poluentes em corpos hídricos, o que confere insustentabilidade aos sistemas agrícolas. A busca por técnicas para resolução de tal problema deve ser preconizada em programas de manejo, nesse sentido, cita-se a fitorremediação, que consiste na utilização de plantas para descontaminação de ambientes. Por isso, busca-se com o trabalho, determinar o potencial remediador, de solo contaminado com herbicidas residuais, de espécies florestais. Foram avaliados mudas de Cedro, Guapuruvu, Ingá, Pau-formiga, Pompéia e Pororoca e os herbicidas residuais atrazine e sulfentrazone. O experimento foi delineado em quatro blocos casualizados e esquematizado em fatorial 3 x 6, sendo dois herbicidas (e solução sem herbicida) e seis plantas. Também foram mantidos vasos apenas com o solo e solo com herbicida, para ensaios. As mudas foram transplantadas para vasos contendo solo e $\frac{1}{4}$ da dose comercial de cada herbicida (atrazine: 4.000 g ha^{-1} e sulfentrazone: 600 g ha^{-1}), aplicados a cada 30 dias. As plantas foram cultivadas por quatro meses e avaliadas quanto à intoxicação, crescimento e acúmulo de massa. Após a colheita das mudas, foi cultivado o pepino como espécie sensível a residual dos herbicidas no solo e confeccionada curva de dose e resposta para determinação indireta do residual dos produtos. A espécie Pau-Formiga foi a mais afetada em relação à biomassa. A Pompéia apresentou biomassa de parte aérea 2,2 vezes maior em relação à testemunha sem herbicida e 1,6 vezes para a biomassa total, apresentando também crescimento maior de biomassa de raízes quando comparada com o Guapuruvu em vasos com atrazine. Para o desenvolvimento de mudas em altura, o atrazine proporcionou maior crescimento nas mudas de Cedro, Pau-Formiga e Pompéia, aproximadamente três semanas após a aplicação. Para o desenvolvimento de diâmetro de coleto mudas de Cedro e Guapuruvu quando tratadas com sulfentrazone apresentaram maior crescimento quando comparadas com o atrazine e sem herbicida. O número de folhas foi a única variável que aumentou para todas as espécies, exceto mudas de Pau-formiga tratadas com sulfentrazone. No bioensaio, as plantas de pepino cultivadas em solo anteriormente rizosférico de Cedro e Ingá não apresentaram sintomas de intoxicação. Conclui-se que o cultivo prévio de Cedro e Ingá proporcionou maior redução no teor de sulfentrazone presente no solo. Pau-formiga foi a mais afetada em desenvolvimento e biomassa. Por isso sendo Cedro e Ingá as mais recomendadas para serem plantadas em áreas onde se tem uma elevada taxa de aplicação de sulfentrazone.

Palavras-chave: Atrazine. *Inga edulis*. Sulfentrazone. *Schyzolobium parahyba*. *Toona ciliata*.

Sumário

1.	INTRODUÇÃO	6
2.	OBJETIVOS	10
3.	MATERIAL E MÉTODOS	10
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	13
5.	CONCLUSÕES	23
6.	REFERÊNCIAS	24

1. INTRODUÇÃO

O Brasil é um dos principais países agropecuários do mundo. O país é destaque como produtor e exportador de café, soja, cana-de-açúcar, milho, gado de corte, diversas frutas, dentre outros produtos. Adicionalmente, em função do fortalecimento contínuo do agronegócio brasileiro, bem como de novas áreas propensas à utilização e investimentos maciços em genética e melhoramento, espera-se que a importância agrícola do país evolua ainda mais nos próximos anos (MAPA, 2017).

Além das grandes extensões das áreas agricultáveis, o Brasil também possui clima favorável, possibilidade de mais de um cultivo por ano, solo com propriedades positivas, possibilidade de irrigação, diversas cultivares adaptadas e diversos programas de melhoramento vegetal e animal. Destaca-se também que a agricultura brasileira utiliza, de forma intensiva, muitos insumos, especialmente sementes, fertilizantes e produtos fitossanitários.

Com relação ao uso dos produtos fitossanitários, também chamados de agrotóxicos, desde 2010 o país é o principal consumidor desses produtos (Almeida et al., 2017). É provável que mais de 1 milhão de toneladas de produtos fitossanitários sejam aplicados a cada ano nas lavouras brasileiras. Com destaque para os herbicidas, que são os mais importantes em volume de comercialização e responsáveis por aproximadamente 60% do total comercializado no Brasil (Gianessi, 2013).

Para áreas comerciais ocupadas com soja, milho, algodão, cana-de-açúcar dentre outras, atualmente, o modelo atual é basicamente inviável caso não sejam aplicados os herbicidas. A negligência no controle químico de plantas daninhas inviabiliza a produção (Westwood et al., 2018). Por esse motivo, no Brasil são registrados mais de 600 herbicidas, distribuídos em mais de 110 ingredientes ativos. Ademais, outras dezenas de produtos estão em processo de registro (Brasil, 2018).

A principal forma de aplicação desses herbicidas é a pulverização, em pós-emergência (quando as plantas daninhas já estão emergidas) e em pré-emergência (quando objetiva-se controlar espécies antes que as mesmas emerjam). Assim, condições ambientais, características físicas e químicas dos produtos, aspectos relacionados ao equipamento utilizado para o trabalho, bem como o treinamento das pessoas envolvidas, dentre outros, governam a dinâmica do herbicida no meio ambiente. A maior parte do produto sempre é perdida e torna-se um potencial causadora de malefícios a organismos não alvo (Leu et al., 2004; Southwick et al., 2009; Tsai, 2013).

Uma vez fora do alvo de ação, o herbicida pode ser adsorvido, absorvidos (especialmente por plantas), degradado física, química ou biologicamente e ainda formar complexos com elementos do

sistema (Flury, 1996). A grande variedade de fatores do ambiente, das práticas operacionais e dos produtos, adicionados à complexidade na relação entre eles, tornam difícil a predição de perdas de produtos fitossanitários no ambiente. Mesmo assim, reservatórios de água, rios, córregos e afins são os mais importantes acumuladores finais dos herbicidas (Leu et al., 2004; Murray et al., 2010).

Em trabalhos realizados por Santos et al. (2015), até $10,4 \mu\text{g L}^{-1}$ do herbicida atrazine foram quantificados em águas coletadas em córrego, em uma região produtora de cana-de-açúcar, no norte do estado de São Paulo. Da mesma forma, em reservatórios de água, utilizados para abastecimento de cidades no estado do Ceará, Sousa et al. (2016) quantificaram até $15 \mu\text{g L}^{-1}$ do atrazine. Santos et al (2015b) também avaliaram amostras de água coletadas em poços e nascentes, em região de intenso cultivo de cana-de-açúcar, e quantificaram os herbicidas ametryn, amicarbazone, clomazone, diuron, hexazinone, imazapyr e sulfentrazone. Na Tabela 1 são apresentados exemplos de herbicidas quantificados em corpos hídricos do Brasil, recentemente.

Tabela 1: Exemplos de herbicidas quantificados, em diferentes corpos hídricos, em campos agrícolas do Brasil.

Herbicida	MRQ ¹	Local	Município	Fonte
2,4-D	74,5	Córrego	Itajaí, SC	Pinheiro et al. (2010)
Ametryn	2,9	Rio	Corumbataí, SP	Armas et al. (2007)
Atrazine	75,43	Chuva	Lucas do Rio Verde, MT	Moreira et al. (2012)
clomazone	7,72	Rio	Rio Grande do Sul, RS	Marchezan et al. (2007)
Diuron	0,9	Rio	Aracajú, SE	Britto et al. (2012)
glyphosate	144	Córrego	Rio Grande do Sul, RS	Mattos et al. (2002)
Propanil	12,9	Rio	Rio Grande do Sul, RS	Marchezan et al. (2007)
tebuthiuron	0,33	subterrânea	Ribeirão Preto, SP	Cerdeira et al. (2007)
trifluralin	0,18	potável	Primavera do Leste, MT	Dores et al. (2008)
sulfentrazone	30,8	nascente	Jaboticabal, SP	Santos et al. (2015)

¹ Máximo Resíduo Quantificado ($\mu\text{g L}^{-1}$)

No Brasil, as culturas nas quais se mais utiliza herbicidas são a soja, a cana-de-açúcar e o milho. A oleaginosa é cultivada em aproximadamente 35 milhões de hectares e as gramíneas ocupam, juntas, área superior a 25 milhões de hectares (Brasil 2018; Brasil 2018b). Nessas áreas os herbicidas são aplicados de uma a três vezes antes do semeio, ou plantio, e até quatro vezes após

essa etapa. Tais práticas contribuem para o acúmulo de aproximadamente $6,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de herbicidas nas áreas agrícolas brasileiras (Santos et al., 2013).

Uma vez fora do seu alvo, condição que é regra na aplicação de herbicidas, os produtos podem afetar plantas de interesse agrônômico (Santos et al., 2013) componentes da fauna ou domesticados (Berny, 2007) e até o ser humano (Mostafalou e Abdollahi, 2013). Fato agravado quando se trata de produtos com alta resiliência (expressa por meio da $\frac{1}{2}$ vida) e mobilidade no ambiente, bem como toxicidade para organismos não alvo.

Vale destacar que muitos países, com a agricultura menos intensiva que a brasileira, possuem diversas estratégias com propósito de diminuir os efeitos danosos dos herbicidas no meio ambiente (European Union, 1998). Adicionalmente, a preocupação com as fontes poluidoras, ligadas à agricultura, têm despertado interesse da comunidade de pesquisadores em ciências agrárias no Brasil (Armas et al., 2005; Arias et al., 2007; Armas et al., 2007; Gianelli et al., 2014; Santos et al., 2015).

Em muitos países há regulamentação quanto aos níveis de resíduos de herbicida no ambiente aquático. Por exemplo, nos Estados Unidos, situa-se uma das principais agências de proteção ambiental do mundo, de tal forma que a mesma influencia agências ambientais de outros países. Os limites máximos de herbicidas em água são definidos em função de testes toxicológicos, do uso dos produtos, da ocorrência da molécula no manancial e do desenvolvimento de métodos analíticos (USEPA, 2017).

Nos Estados Unidos, para o herbicida glyphosate (principal produto fitossanitário do mundo), o limite máximo permitido em água potável é $700 \mu\text{g L}^{-1}$. Por outro lado, para o atrazine esse valor é $3,0 \mu\text{g L}^{-1}$. A discrepância nos valores está relacionada à diferença de toxicidade entre as moléculas, o que já não ocorre em países englobados pela União Europeia: nessa situação o limite máximo para qualquer produto fitossanitário, em água de consumo humano, não pode exceder $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$, e a soma de todas as moléculas detectadas e quantificadas não pode ultrapassar $0,5 \mu\text{g L}^{-1}$ (EUROPEAN UNION, 1998).

Graças a essa divergência de valores e à necessidade de se utilizar o produto, mas não contaminar os corpos hídricos, a Organização Mundial da Saúde (OMS) dita premissas para a definição de um limite máximo aceitável de determinado herbicida na água: a) há fortes evidências de contaminação da água pelo herbicida em questão; b) o ingrediente ativo tem importância internacional ou c) é integrante na lista de pesticidas avaliados pela OMS (OMS, 2011).

No Brasil, por meio da Resolução 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, são estabelecidos limites máximos de herbicidas em água. Porém, poucos herbicidas são englobados pela resolução, sendo eles: alachlor ($20,0 \mu\text{g L}^{-1}$), atrazine ($2,0 \mu\text{g L}^{-1}$), 2,4-D ($4,0 \mu\text{g L}^{-1}$),

glyphosate ($65,0 \mu\text{g L}^{-1}$), simazine ($2,0 \mu\text{g L}^{-1}$) e trifluralin ($0,2 \mu\text{g L}^{-1}$). Inclusive na lista de pesticidas avaliados pela OMS, poucos herbicidas utilizados no Brasil são citados (OMS, 2011).

Dentre as centenas de herbicidas no Brasil, o atrazine, registrado para uso em milho, cana-de-açúcar, milheto, sorgo e fruteiras (Brasil, 2018); é iônico e de caráter básico, possui solubilidade de 30 mg L^{-1} , pressão de vapor de $3,9 \times 10^{-5} \text{ mPa}$, meia vida aproximada de 150 dias e coeficiente de sorção de $30 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ (Rodrigues e Almeida, 2011). Devido à sua ampla utilização, aliado à sua alta mobilidade no sistema água-solo, este produto é o principal agrotóxico contaminante de aquíferos no mundo (Benvenuto et al. 2010; García-Galán et al. 2010; Solomon et al., 2010). Adicionalmente, de acordo com critérios de Gustafson (índice GUS) e de Laskowski (índice de lixiviabilidade), esse produto é altamente lixiviável e conseqüentemente contaminante de águas subterrâneas (Laskowski, et al. 1982; Gustafson, 1989).

De forma similar, o herbicida sulfentrazone também tem sido relacionado a contaminações ambientais. Seu principal uso é na cana-de-açúcar, no entanto, também possui registro para soja, café, eucalipto e citros (Brasil, 2018). Suas principais características são o tempo de $\frac{1}{2}$ vida (superior a 500 dias) e a baixa sorção no solo (Koc próximo a 40), o que possibilita ao mesmo ser classificado como extremamente perigoso a água superficiais e subterrâneas (Laskowski, et al. 1982; Gustafson, 1989; Rodrigues e Almeida 2011).

O uso de atrazine e sulfentrazone está muito relacionado ao rendimento produtivo de culturas como soja, cana-de-açúcar, milho, sorgo dentre outras, porém, são cada vez mais comuns relatos de detecção desses herbicidas em locais não desejados, no Brasil, inclusive em água de chuva. Da mesma forma, esses dois herbicidas têm sido estudados quanto aos danos em organismos não alvo, como peixes, microcrustáceos, algas e afins, o que justifica a implantação de técnicas para remediar ou reduzir ao máximo os efeitos prejudiciais ao agrossistema, principalmente em função da carência de amparo legislativo no Brasil (USEPA, 2017; Moreira et al. 2012; Santos et al., 2015; Thorngren et al., 2016).

Todas as boas práticas agrícolas são positivas ao meio ambiente, pois, de forma direta ou indireta diminuem ou evitam a chegada de contaminantes no ambiente aquático. Dessa forma, o uso de terraços, plantios em nível, movimentação mínima do solo, manutenção de vegetação na área (especialmente aquelas com declividade), plantio direto, rotação de culturas no tempo e espaço etc., diminuem os efeitos danosos de herbicidas quando são perdidos para sítios não alvo (Shaner, 2014). Uma determinada prática ou técnica tem sua importância aumentada quanto maior for o número de atributos positivos que ela proporcionar ao agrossistema. Dessa forma, uma sugestão de prática que proporciona pontos positivos e diminua ou remedie a concentração de atrazine e sulfentrazone no meio aquático é a fitorremediação.

A fitorremediação consiste na utilização de plantas, bem como sua microbiota associada, para remoção, diminuição ou imobilização de compostos tóxicos no compartimento edáfico ou nos cursos hídricos (Cunningham et al., 1997). Dessa forma, a identificação de plantas para remediar solos contaminados com atrazine e sulfentrazone, que apresentem também pontos positivos como o aproveitamento comercial ou a proteção de áreas de preservação é estratégia a favor da sustentabilidade agrícola.

Nesse sentido, cita-se o aumento da área de florestas plantadas no Brasil. Atualmente, o país possui mais de 7 milhões de hectares dessas florestas e a expectativa é de aumento. As principais espécies cultivadas são Eucalipto e Pinus, porém, com o desenvolvimento de tecnologias na área, a cada ano as áreas com novas espécies têm aumentado. O que se deve também à consciência ambiental, legislação, fiscalização e pressão popular; contrárias às práticas de desmatamento ilegal. Destaca-se também o autovalor econômico que muitas espécies apresentam (Moreira et al., 2017).

Além do aumento da área com espécies silviculturais, há também a necessidade de plantios de espécies arbóreas em áreas de preservação permanente e protegidas, caso de nascentes, afloramentos de água e áreas marginais a cursos de água e afins. Atualmente, os cursos de água no Brasil devem ser protegidos com vegetação nativa, e uma das funções dessa vegetação é a diminuição da poluição da água (Fernandes et al, 2013.).

2. OBJETIVOS

- ✓ Verificar o potencial da espécie silvicultural Cedro (*Toona ciliata*) e das espécies nativas Guapuruvu (*Schizolobium parahyba*), Ingá (*Inga edulis*), Pau-formiga (*Triplaris americana*), Pompéia (*Trichilia hirta*) e Pororoca (*Myrsine gardneriana*) aos herbicidas residuais atrazine e sulfentrazone;
- ✓ Estimar a capacidade remediadora de Cedro, Guapuruvu, Ingá, Pau-formiga, Pompeia e Pororoca, de solo contaminado com os herbicidas atrazine e sulfentrazone

3. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido em casa de vegetação pertencente ao Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Uberlândia, no campus de Monte Carmelo.

Foram avaliados 18 tratamentos, em fatorial 6 x 3, composto pela combinação de seis espécies (Cedro, Guapuruvu, Ingá, Pau-formiga, Pompeia e Pororoca) e por duas soluções simulando o composto lixiviado dos herbicidas (atrazine e sulfentrazone) mais uma solução sem os herbicidas, com quatro repetições, e delineamento em blocos casualizados.

As espécies foram adquiridas por meio de doações do Viveiro Nativo de Patos de Minas-MG. As mudas, homogêneas e com altura entre 15 e 20 cm, foram transplantadas para vasos de polietileno com capacidade de 20 dm³. O substrato foi composto por solo coletado em camada de 0-20 cm, em área não cultivada e sem histórico de aplicação de herbicidas. A adubação foi feita conforme necessidade do solo, observada a análise física e química (Tabela 2).

Tabela 2: Análise química e física do solo utilizado para transplântio das mudas. Laboratório de análises de solos e calcários, Uberlândia – MG, 2017.

pH H ₂ O 1 - 2,5	P meh-1	P rem.	P resina	Na ⁺	K ⁺	S-SO ₄ ⁼	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H + Al	M.O.	C.O.
	mg dm ⁻³						cmolc dm ⁻³					dag kg ⁻¹	
6,1	145,4	ns	ns	ns	456	50	1,17	5,0	2,2	0,0	2,50	4,2	2,4

SB	t	T	V	m	Relação entre bases:				Relação entre bases e T (%):						
				%	Ca/Mg	Ca/K	Mg/K	Ca+Mg/K	Ca/T	Mg/T	Na/T	K/T	H+Al/T	Ca+Mg/T	Ca+Mg+Na+K/T
8,37	8,37	10,87	77	0	2,3	4,3	1,9	6,2	46	20	ns	11	23	66	77

B	Cu	Fe	Mn	Zn
mg dm ⁻³				
1,42	4,5	31	11,7	11,5

Observações:

ns = Não Solicitado / SB = Soma de Bases / t = CTC efetiva / T = CTC a pH 7,0

V = Sat. Base / m = Sat. Alumínio

P, K, Na = [HCl 0,05 mol L⁻¹ + H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹]

S-SO₄⁼ = [Fosfato Monobásico Cálcio 0,01 mol L⁻¹]

Ca, Mg, Al = [KCL 1 mol L⁻¹] / H + Al = [Solução Tampão SMP a pH 7,5]

M.O. = Método Colorimétrico

B = [BaCl₂ 2H₂O 0,0125% à quente]

Cu, Fe, Mn, Zn = [DTPA 0,005 mol L⁻¹ + TEA 0,1 mol⁻¹ + CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ a pH 7.3]

cmolc dm⁻³ x 10 = mmolc dm⁻³ / mg dm⁻³ = ppm / dag kg⁻¹ = %

Níveis ideais de nutrientes no solo segundo Boletim de recomendação CFSEMG(1999) .											Argila	P meh ⁻¹	P rem.	P meh ⁻¹
Obs: S-SO ₄ ⁼ , B, Cu, Fe, Mn, Zn fonte: Boletim Técnico 100, IAC (1997).											60-100	4,1 - 6	0 - 4	6,1 - 9
pH Água	pH CaCl ₂	k ⁺	S-SO ₄ ⁼	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H+Al	SB	t	T	35 - 60	8,1 - 12	4 - 10	8,5 - 12,5
5,5 - 6,5	4,9 - 5,9	>80	>10	2,4 - 4,0	0,9 - 1,5	<0,2	<2,0	3,6 - 6,0	4,6 - 8,0	8,6 - 15,0	15 - 35	15,1 - 20	10 - 19	11,5 - 17,5
											0 - 15	18,1 - 25	19 - 30	15,9 - 24
													30 - 44	29,1 - 33
													44 - 60	30,1 - 60

V	m	M.O.	P resina
60 - 80	<20	2,1 - 4,5	41 - 80

	Areia grossa	Areia fina	Silte	Argila
g.Kg ⁻¹	229	223	201	349

Os vasos, com o fundo perfurado, foram colocados sobre pratos de contenção. Após o preparo do substrato, as mudas foram transplantadas e permaneceram por 60 dias como período de aclimação. A irrigação foi realizada em função da capacidade de campo do solo e se manteve a

umidade entre 60 e 70% da capacidade de campo. Tal procedimento foi feito por meio de colocação de água nos pratos de contenção – subirrigação (Figura 1).



Figura 1: Detalhe de conjunto vaso com prato de contenção para colocação da solução com herbicida e simulação da chegada do herbicida via subsolo.

A dose total proposta para cada um dos herbicidas foi fracionada em quatro aplicações com intervalos de 30 dias, sendo cada aplicação correspondente a $\frac{1}{4}$ da dose comercial mais comum recomendada para os herbicidas (atrazine: 4.000 g ha^{-1} e sulfentrazone: 600 g ha^{-1}), utilizando-se da área do vaso como referência. As aplicações foram feitas por meio do uso de micropipetas com ajuste manual, de forma a direcionar os herbicidas nos pratos de contenção de água colocados sob os vasos, com o intuito de simular a absorção de água pela raiz a partir de um lençol freático contaminado pelos herbicidas. A primeira aplicação de herbicida foi realizada aos 60 dias após o transplantio.

Foi avaliada a tolerância das espécies aos herbicidas por meio da intoxicação visual (SBCPD, 1995). Foram realizadas quatro avaliações de intoxicação das espécies, sempre dez dias após cada uma das quatro aplicações dos herbicidas.

As mudas tiveram a altura, o diâmetro do coleto e o número de folhas determinados no momento do transplantio e a cada 30 dias. Por fim, aos 180 dias após a aplicação da primeira dose de herbicida, ou 240 dias após o transplantio, as mudas foram cortadas rente ao solo e determinadas as massas secas da parte aérea e das raízes, para isso, foi utilizada estufa de circulação forçada de ar, a 65°C , até o material atingir massa constante.

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância a fim de verificar se houve diferença significativa entre eles. Os resultados referentes à intoxicação foram submetidos à análise de regressão. Os modelos foram escolhidos com base na significância dos coeficientes de regressão,

utilizando-se o teste T a 5% de probabilidade do erro, no fenômeno biológico e no coeficiente de determinação (r^2), para cada espécie.

Os dados referentes às características de crescimento foram transformados em porcentagem em relação à testemunha (sem herbicida), uma vez que se trata de espécies diferentes e, portanto, com características de desenvolvimento distintas. Posteriormente foi feita a análise de variância e as médias, quando significativas, foram agrupadas segundo o critério de Tukey, a 5% de probabilidade de erro.

Na segunda etapa de avaliação do trabalho, foi determinada a capacidade fitorremediadora de cada espécie em questão, procurando verificar o nível de descontaminação a partir da primeira etapa trabalhando-se com planta bioindicadora. Além disso, foi confeccionada curva de dose resposta para estimar a relação entre a quantidade de herbicida aplicada e a intensidade dos efeitos observados. As unidades experimentais que compunham os tratamentos da primeira etapa foram conservadas, mantendo assim o delineamento em blocos ao acaso com quatro repetições, inclusive os vasos sem planta.

Para o bioensaio, o substrato contido em cada vaso foi revolvido até sua homogeneização, aproximadamente um mês após a retirada das mudas das espécies florestais. Em seguida foram semeadas sementes de pepino para indicação do resíduo dos herbicidas. Com aproximadamente 20 dias após a semeadura, foi feita a avaliação do grau de intoxicação dessas plantas e variáveis fitotécnicas (Gonçalves et al., 2013).

Vasos apenas com o solo (sem herbicida ou planta) foram mantidos durante o experimento (sob todos os cuidados). No final, esse solo foi utilizado para confecção da curva dose-resposta, que foi ajustada para porcentagens de controle visual em relação à testemunha. O modelo matemático utilizado foi log-logístico. O bioensaio referente à curva de dose-resposta foi conduzido em casa de vegetação, utilizando-se amostras do mesmo solo em potes de 200 ml.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os herbicidas atrazine e sulfentrazone ocasionaram sintomas no Cedro, Guapuruvu e Pau-formiga. Um dos sintomas visíveis do atrazine é a clorose foliar, promovido devido à oxidação da clorofila. O sulfentrazone, por ser um herbicida inibidor da síntese de clorofila (PROTOX), atua na radícula, caulículo e folha, ocorrendo necrose, que conseqüentemente resulta na morte da planta (Figura 2). Para os resultados de intoxicação visual de sulfentrazone não houve diferença para as demais espécies, apenas exemplares de Pau-formiga apresentaram os sintomas.



Figura 2: Sintomas de intoxicação provocados pelo atrazine (A, B e C) e sulfentrazone (D) em Pau-Formiga (A), Guapuruvu (B), Cedro (C), Pau-Formiga (D).

Cedro, Guapuruvu e Pau-formiga apresentaram sintomas de intoxicação ao atrazine. O herbicida é absorvido pelas raízes e translocado via xilema, interrompendo o fluxo de elétrons do fotossistema II para o fotossistema I, além de diminuir a produção de energia (ATP) e poder redutor (NADPH) (GIROTTO et al., 2010). Contudo, os sintomas aparecem inicialmente nas folhas, incluindo clorose nas internervuras e nas bordas das folhas, em função do rompimento dos pigmentos ocasionados pela peroxidação de lipídios na membrana, como foi observado nas espécies afetadas. Esses sintomas podem progredir, evoluindo para necrose (WELLER, 2003).

O Pau-formiga foi a única espécie que apresentou sintomas de intoxicação ao herbicida sulfentrazone. Esse herbicida tem a absorção pelas plantas por meio do sistema radicular, apresentando movimentação limitada no floema. Por ter a sua sorção pelos colóides do solo muito influenciada pelos atributos deste (PASSOS et al., 2013; FREITAS et al., 2014), as doses aplicadas devem ser diferenciadas para cada tipo de solo. Apresenta longa persistência no solo (POLUBESOVA et al., 2003; VIVIAN et al., 2006), razão pela qual é muito comum, em condições de campo, ocorrer o *carryover*.

As espécies provavelmente tiveram o crescimento em altura afetado pelos herbicidas (Figura 3).



Figura 3: Espécies florestais tratadas com herbicida, via subirrigação. 1. Cedro, 2. Guapuruvu, 3. Ingá, 4. Pau-formiga, 5. Pompéia, 6. Pororoça. Sendo da esquerda para direita atrazine, testemunha e sulfentrazone.

Não houve efeito de tratamento para as fontes de variação herbicida para as variáveis biomassa da parte aérea e total. Já para a biomassa seca de raízes houve efeito do tratamento espécie e da interação espécies x herbicidas (Tabela 3).

Tabela 3: Biomassa seca de mudas de espécies florestais após crescimento por 120 dias em substrato tratado, via subirrigação, com atrazine e sulfentrazone.

ESPÉCIES	PARTE AEREA	TOTAL
	----- Biomassa (% em relação à testemunha) -----	-----
Cedro	118,4 b	116,5 b
Guapuruvu	101,3 b	94,4 b
Ingá	122,2 b	121,7 ab

Pau-formiga	23,8 c	36,6 c
Pompéia	219,7 a	160,7 a
Pororoca	125,3 b	116,1 b
<i>CV (%)</i>	<i>29,97</i>	<i>26,10</i>

Médias seguidas pela mesma letra, na coluna, não diferem entre si de acordo com o teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro.

A espécie Pau-formiga foi a mais prejudicada no rendimento de biomassas de parte aérea e total em relação às demais; houve redução em média 75% em relação à testemunha sem os herbicidas. A espécie Pompéia produziu biomassa de parte aérea 2,2 vezes maior em relação à testemunha sem os herbicidas e 1,6 vezes para biomassa total. Com relação ao Cedro, Guapuruvu, Ingá e Pororoca, a variação de biomassa da parte aérea e total foi menor em relação a Pau-formiga e Pompéia.

Para a biomassa seca de raízes, mudas de Pompéia apresentaram crescimento maior quando comparadas com o Guapuruvu em vasos tratados com atrazine. E para a subirrigação com sulfentrazone a espécie prejudicada foi o Pau-formiga que apresentou redução de 88,5%. A sensibilidade ao herbicida para Pompéia e Pau-formiga variou de acordo com o produto: mudas de Pau-formiga, quando tratadas com atrazine, apresentaram biomassa de raízes equivalente à testemunha sem herbicida, mas, diante de sulfentrazone, apresentaram redução próxima a 90%. Por fim, mudas de Pompéia acumularam 139,4% de biomassa de raízes quando tratadas com atrazine e, apenas 92,8%, quando tratadas com sulfentrazone (Tabela 4).

Tabela 4: Biomassa seca de parte aérea e total de raízes de espécies florestais após crescimento por 120 dias em substrato tratado, via subirrigação, com atrazine e sulfentrazone.

ESPÉCIES	ATRAZINE	SULFENTRAZONE
	----- Biomassa de raízes (% em relação à testemunha) -----	
Cedro	105,1 abA	122,7 aA
Guapuruvu	65,6 bA	92,3 aA
Ingá	127,2 abA	114,5 aA
Pau-formiga	91,1 abA	11,5 bB
Pompéia	139,4 aA	92,8 aB
Pororoca	107,1 abA	106,4 aA
<i>CV (%)</i>	<i>32,21</i>	

Médias seguidas pela mesma letra, minúscula na coluna não diferem entre si de acordo com o teste de Tukey. Maiúsculas na linha não diferem entre si de acordo com o teste F. Com 5% de probabilidade de erro.

Para o desenvolvimento das mudas em altura, o atrazine possivelmente proporcionou maior crescimento nas mudas de Cedro, Pau-formiga e Pompéia, aproximadamente três semanas após a aplicação. Por outro lado, o sulfentrazone proporcionou maior crescimento das mudas de Guapuruvu e Ingá, e fez com que as mudas de Pau-formiga apresentassem menor crescimento. Por

fim, as mudas de Pororoca não sofreram interferência no crescimento quando tratadas com os dois herbicidas, sendo seu crescimento relativamente idêntico às mudas sem herbicida (Figura 4).

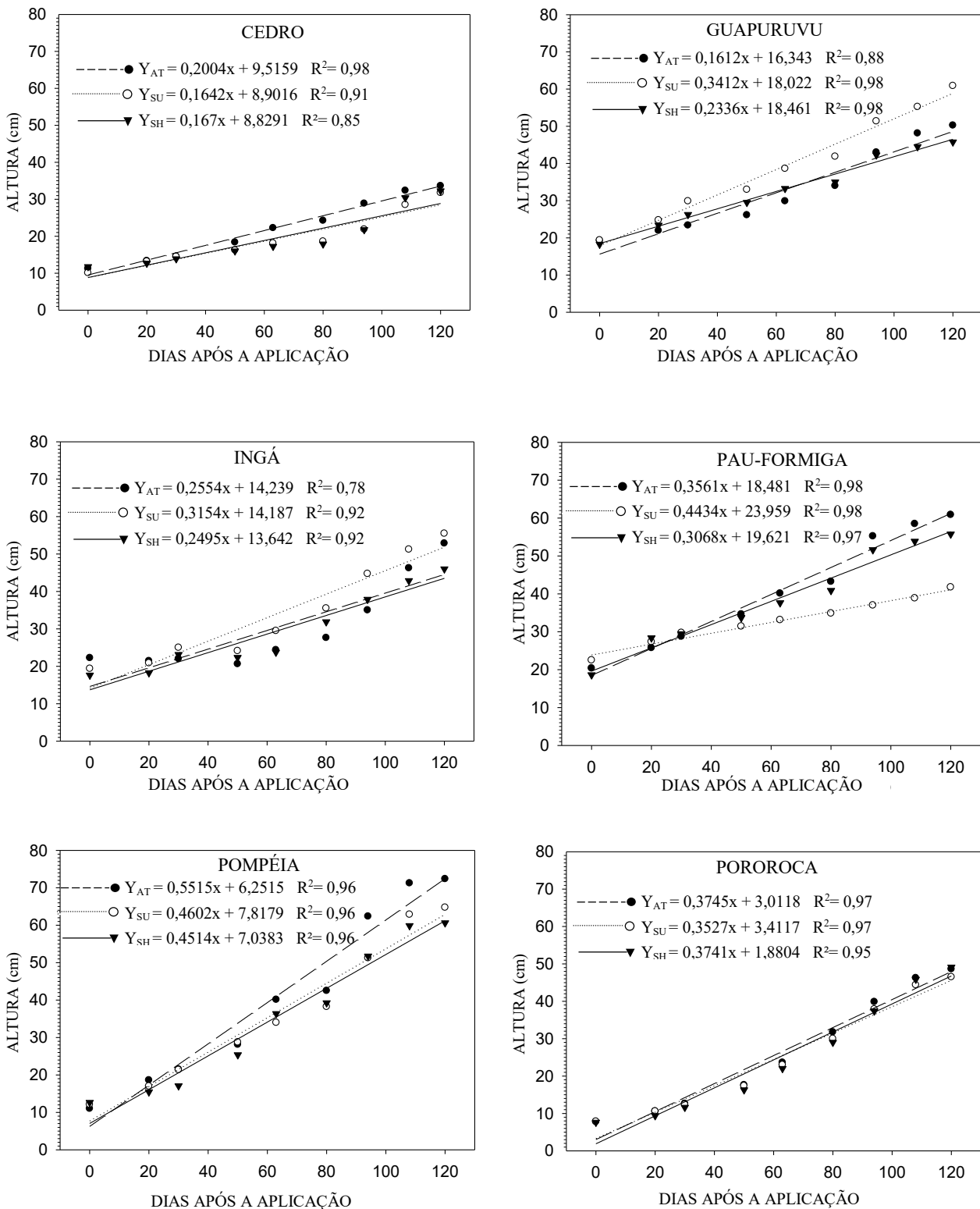


Figura 4: Altura de mudas de espécies florestais até 120 dias em substrato tratado, via subirrigação, com atrazine (AT), sulfentrazone (SU) e apenas água (SH).

Para o crescimento das mudas em diâmetro de coleto, Cedro e Guapuruvu, quando tratadas com sulfentrazone, apresentaram maior crescimento quando comparadas com atrazine e sem herbicida. Por outro lado, não foi observado crescimento das plantas de Pau-formiga quando tratadas com sulfentrazone. Quando tratada com atrazine, a Pompéia apresentou maior crescimento em relação aos demais, desde a primeira época de aplicação. Por fim, as mudas de Pororoca não sofreram interferência dos herbicidas (Figura 5).

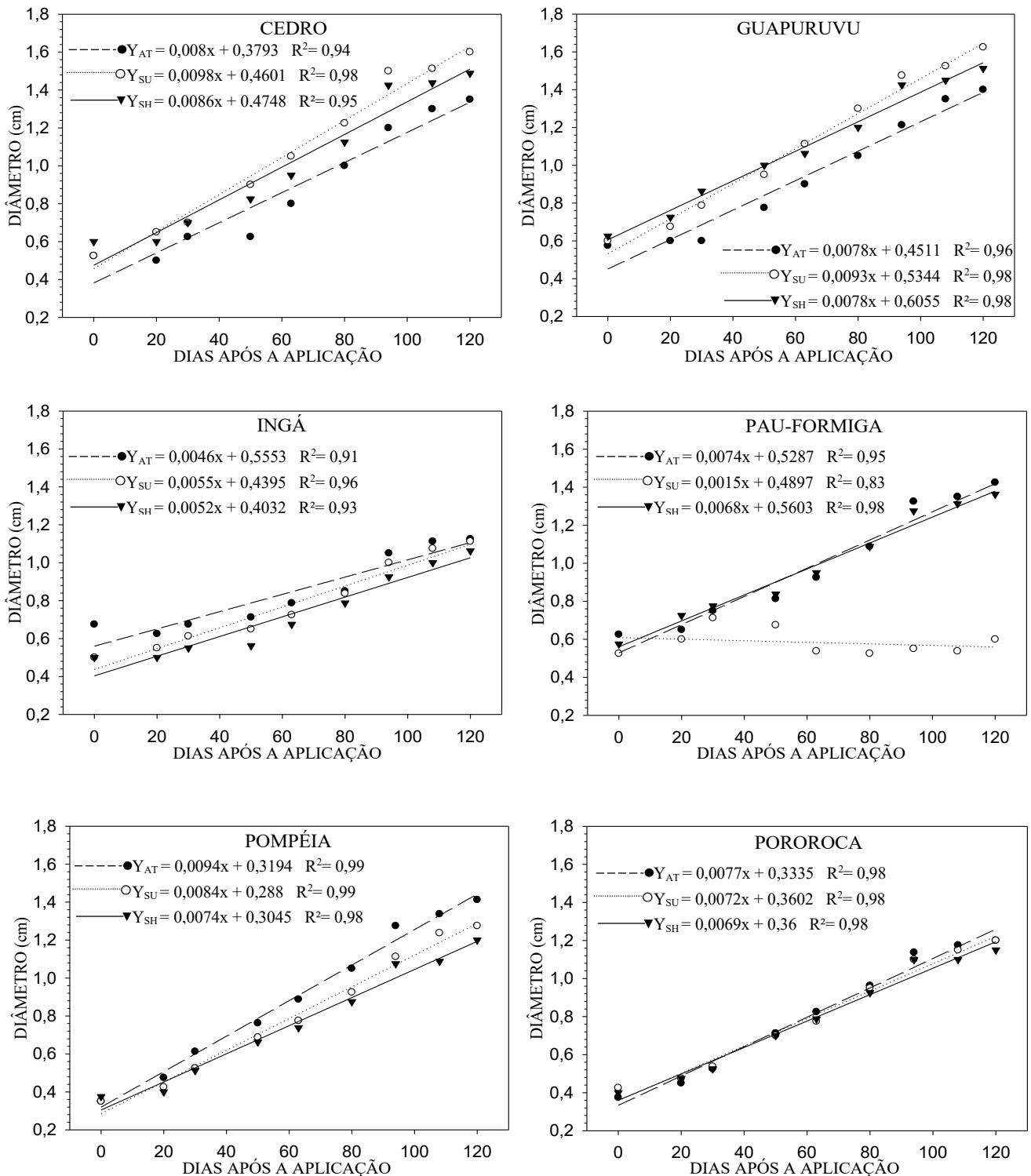


Figura 5: Diâmetro do coleto de mudas de espécies florestais até 120 dias em substrato tratado, via subirrigação, com atrazine (AT), sulfentrazone (SU) e apenas água (SH).

Para o número de folhas, foi observado que todas as espécies aumentaram essa variável, exceto mudas de Pau-formiga tratadas com sulfentrazone, que apresentaram redução. O sulfentrazone também proporcionou redução do número de folhas para a espécie Pompéia e incremento para o Ingá. Com o decorrer do crescimento das plantas de Pororoca, foram observadas mais folhas em vasos que continham atrazine. Nos demais tratamentos não houve efeito significativo dos herbicidas no número de folhas (Figura 6).

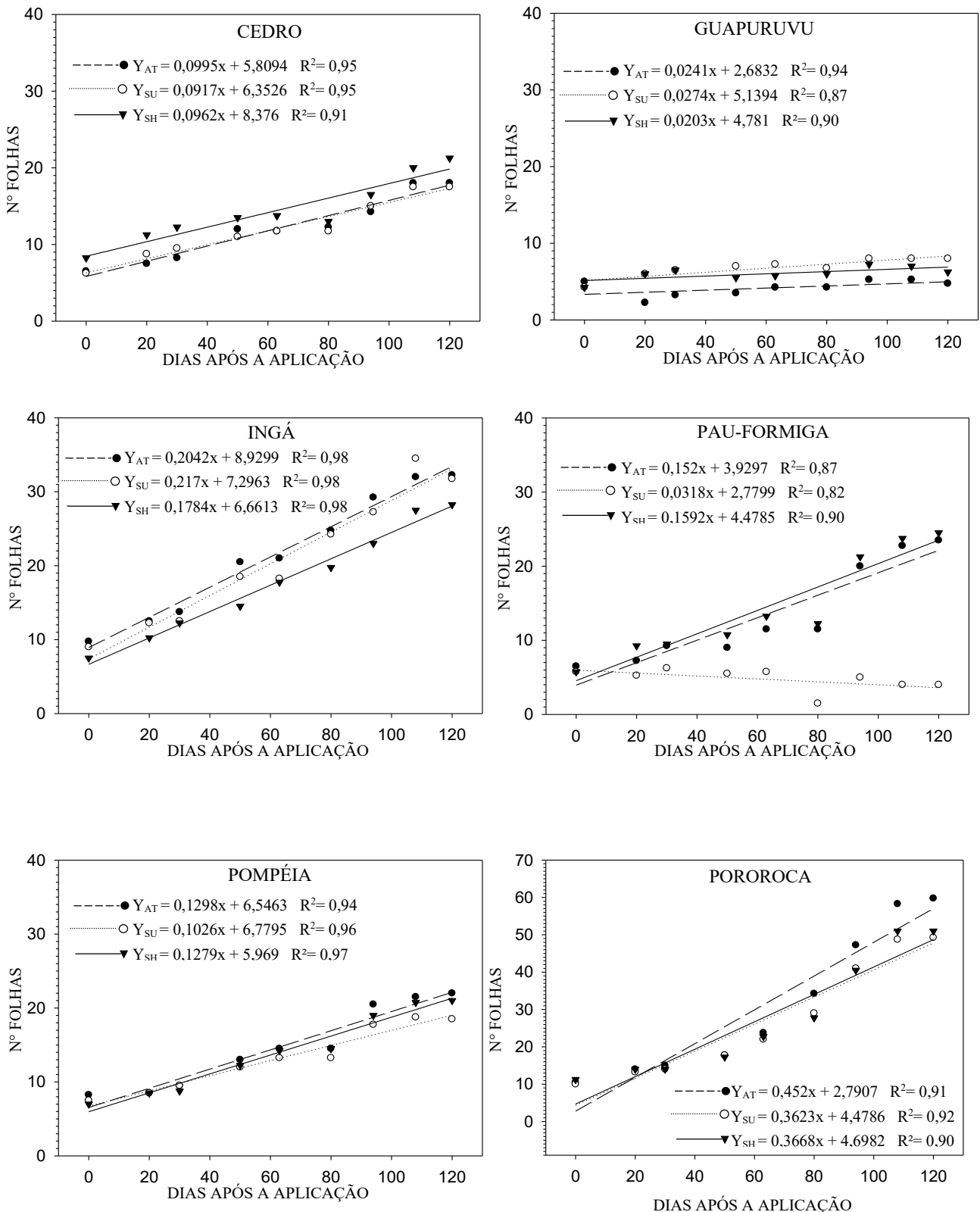


Figura 6: Número de folhas de mudas de espécies florestais até 120 dias em substrato tratado, via subirrigação, com atrazine (AT), sulfentrazone (SU) e apenas água (SH).

Ferreira et al. (2005) verificaram que a sobrevivência de mudas de *Senna macranthera* quando tratadas com atrazine não apresentaram sintomas de intoxicação ou redução de crescimento.

Para o crescimento de *Trema micrantha*, em altura e diâmetro de colo, Ferreira et al. (2005) verificaram maiores valores nas plantas tratadas com atrazine; por outro lado, a biomassa dessas plantas foi afetada pelo herbicida. Por fim, a espécie *Solanum granuloso-leprosum* é muito sensível ao residual de atrazine.

Em trabalho realizado por Fiore 2014, avaliando o crescimento de mudas de espécies florestais em solo com atrazine, foi observado que algumas espécies apresentaram redução em altura em até 15%. Para a variável diâmetro de coleto, o atrazine provocou redução média em 18,4% para Guapuruvu, o autor ainda destaca que Carobinha, Pau-ferro e Sibipiruna apresentaram um incremento de 9%. Por fim, o autor destaca que Carobinha e Pau-ferro foram beneficiadas pelo efeito do herbicida, ao passo que o Ipê amarelo e o Cedro foram prejudicados.

Domingos Júnior (2014), ao avaliar a sensibilidade de plantas de Teca aos herbicidas atrazine, hexazinona, chlorimuron e outros, verificou que o atrazine causou a morte das plantas na dosagem de 2,5 kg ha⁻¹. Tiburcio (2010) também verificou que o atrazine, em dosagem de 0,29 kg ha⁻¹ provoca danos (clorose) na parte aérea de clones de eucalipto causando a morte das plantas.

Para a biomassa seca de plantas de pepino, quando crescidas em solo tratado com atrazine comparadas com a testemunha, não houve efeito significativo. Já para o tratamento com sulfentrazone, o solo onde as espécies Cedro e Ingá estavam cultivadas, a biomassa seca de plantas de pepino foi maior do que os tratamentos onde estavam sendo cultivados o Pau-formiga e a Pompéia. Por fim, a única espécie que apresentou a biomassa seca de plantas de pepino igual ao tratamento sem herbicida foi o Ingá (Tabela 5).

Tabela 5: Biomassa seca total de plantas de pepino, crescidas em solo rizosférico de mudas de espécies arbóreas tratadas com atrazine e sulfentrazone, via subirrigação.

ESPÉCIE	ATRAZINE	SEM HERBICIDA		SULFENTRAZONE
	----- Biomassa Seca Total (g) -----			
Cedro	0,32 ^{ns}	0,39	0,39 aA	0,24 aB
Guapuruvu	0,33	0,30	0,30 aA	0,11 abB
Ingá	0,39	0,35	0,35 aA	0,26 aA
Pau-formiga	0,33	0,29	0,29 aA	0,03 bB
Pompéia	0,28	0,26	0,26 aA	0,02 bB
Pororoca	0,30	0,35	0,35 aA	0,12 abB
Sem planta	0,32	0,38	0,38 aA	0,18 abB
CV (%)	36,28			

Médias seguidas pela mesma letra, minúscula na coluna não diferem entre si de acordo com o teste de Tukey. Maiúsculas na linha não diferem entre si de acordo com o teste F. Com 5% de probabilidade de erro.

O residual (para controle de plantas daninhas) de atrazine no solo é de aproximadamente entre 20 a mais de 100 dias (GAYNOR et al, 1992). Por esse motivo, possivelmente, durante o período de condução do experimento o produto foi degradado ou sorvido no solo, mesmo nos vasos sem plantas. Por outro lado, o sulfentrazone, com $\frac{1}{2}$ vida média de aproximadamente 110 a 280 dias, variando de acordo com as condições edafoclimáticas do local (Vivian et al., 2006) foi responsável por intoxicar plantas de pepino mesmo após o cultivo das espécies arbóreas (Figura 7).

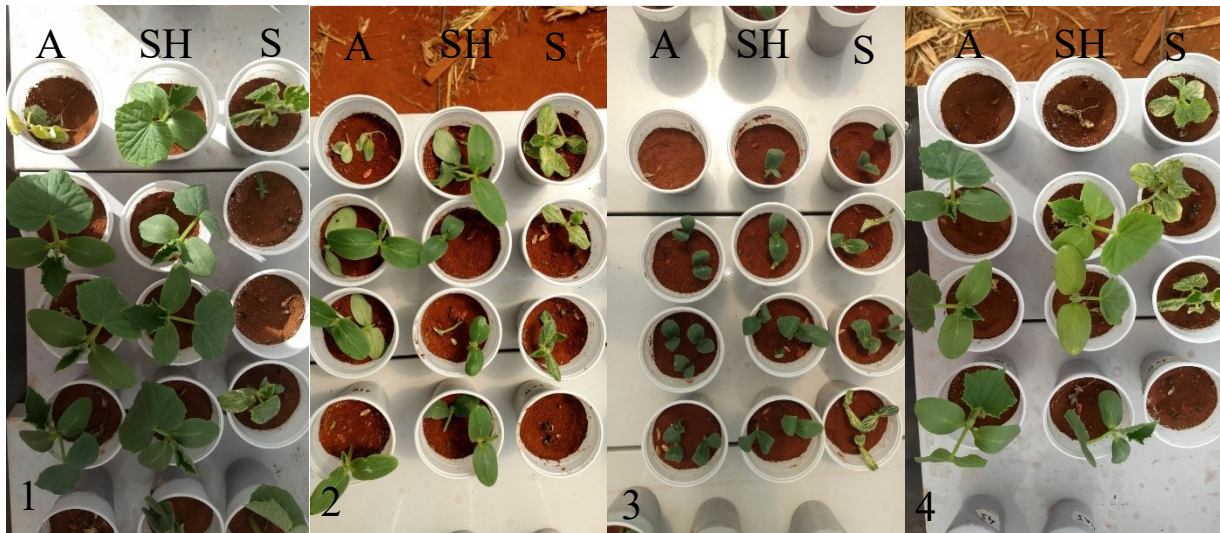


Figura 7: Bioensaio com plantas de pepino intoxicadas com sulfentrazone (S), sem herbicida (SH) e atrazine (A), logo após o cultivo das espécies arbóreas, Pau-formiga (1), Guapuruvu (2), Pororoca (3) e Cedro (4).

Com relação a Pau-formiga e Pompéia, plantas de Ingá e Cedro, quando tratadas com sulfentrazone, reduziram o resíduo de herbicida no solo detectado indiretamente por meio da biomassa de pepino. Já para mudas tratadas com atrazine não houve efeito significativo do herbicida no solo.

Com relação à curva dose resposta para os herbicidas, as equações de regressão para sulfentrazone e atrazine foram respectivamente $y = 0,2139 \exp^{-0,0057 \cdot x}$ e $y = 0,2106 \exp^{-0,0008 \cdot x}$, já o coeficiente de determinação para ajuste da regressão foi de 87% para o sulfentrazone e 90% para o atrazine.

Ao se relacionar a biomassa do pepino crescido no solo rizosférico com a curva de dose resposta, foi observado que o cultivo prévio de Ingá e Cedro foi positivo quanto à diminuição dos resíduos de sulfentrazone, uma vez que os valores de herbicida presente no solo foram menores do que os da testemunha (Figura 8).

A fitorremediação é uma alternativa de grande interesse, por apresentar uma capacidade de remediação “*in situ*” de contaminantes inorgânicos e orgânicos, que utiliza microrganismos vivos –

no caso, plantas e comunidades microbianas associada à rizosfera – para degradar, isolar ou imobilizar poluentes no solo e nas águas subterrâneas (Susarla et al., 2002; Marques et al., 2011), ser de baixo custo (Newman et al., 1998) e, ainda, porque as plantas despoluidoras, não raro, resultam em benefícios adicionais além da própria remediação, principalmente quando são leguminosas (Pires et al., 2006) ou espécies florestais.

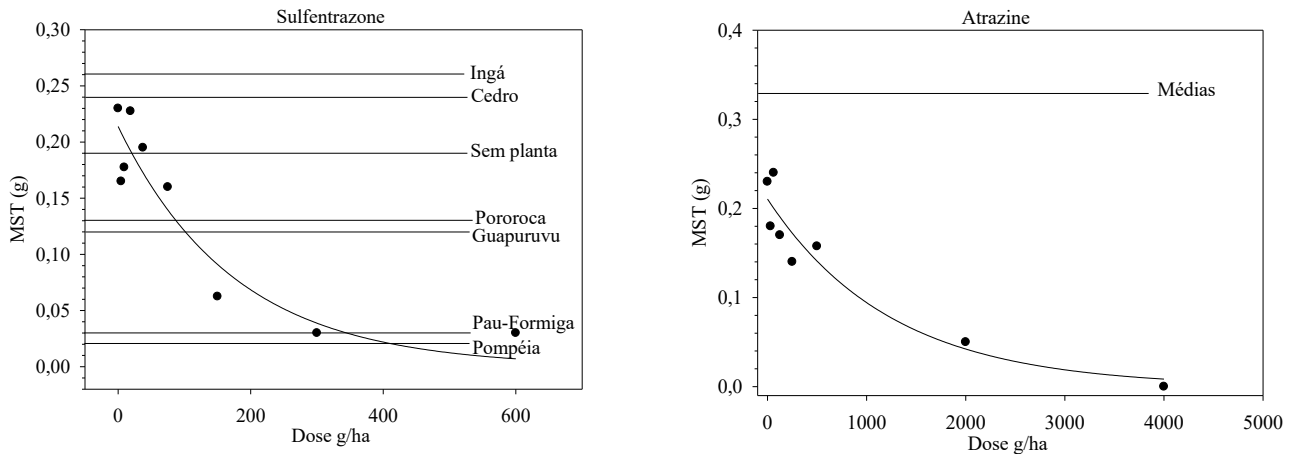


Figura 8: Estimativa de intoxicação (curva de dose-resposta) relativo ao bioensaio com *Cucumis sativus* (pepino), submetido à ação do atrazine e sulfentrazone, aplicado até a dose de 4000 g.ha⁻¹ e 600 g.ha⁻¹, respectivamente.

Os herbicidas, quando aplicados podem atingir o solo, ocorrendo lixiviação, sorção ou degradação por processos químicos, físicos e biológicos, além de poder ser absorvido pelas plantas (Silva et al., 2007). Nesse sentido, as espécies Ingá e Cedro se destacaram em relação aos outros tratamentos em proporcionar maiores acúmulos de biomassa por plantas de pepino em solo tratado com sulfentrazone.

Considerando as espécies de interesse silvicultural no Brasil (Cedro e Guapuruvu) e aquelas interessantes como componentes de mata ciliar ou áreas de preservação (Ingá, Pau-formiga, Pompeia e Pororoca), percebe-se que o cultivo de Pau-formiga próximo a áreas aonde os herbicidas são aplicados não deve ser recomendado. Por outro lado, Cedro e Ingá se mostraram tolerantes aos produtos no solo e tal tolerância e capacidade de diminuir o residual do produto no solo é ponto positivo na escolha de tal espécie para cultivo em área próxima a canaviais, lavouras de milho etc, aonde os herbicidas atrazine e sulfentrazone são comumente utilizados.

5. CONCLUSÕES

Dentre as espécies silviculturais, o Cedro foi o mais positivo quanto à diminuição de resíduos de sulfentrazone. Com relação às destinadas à mata ciliar, o Ingá se destacou.

Ingá e Cedro proporcionaram maior acúmulo de biomassa em relação às demais espécies tratadas com os herbicidas.

Pau-formiga, quando submetido ao sulfentrazone, sofreu danos no seu desenvolvimento e biomassa.

Recomenda-se o plantio de Cedro e Ingá em áreas onde se tem uma elevada taxa de aplicação de sulfentrazone.

6. REFERÊNCIA

ALMEIDA, Mirella Dias et al. A flexibilização da legislação brasileira de agrotóxicos e os riscos à saúde humana: análise do Projeto de Lei nº 3.200/2015. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 33, n. 7, 11 p., 2017.

ARIAS, A. R. L. et al. Use of bioindicators for assessing and monitoring pesticides contamination in streams and rivers. **Ciência e Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 1, p.61-72, jan. 2007.

ARMAS, E. D. et al. Diagnóstico espaço-temporal da ocorrência de herbicidas nas águas superficiais e sedimentos do Rio Corumbataí e principais afluentes. **Química Nova**, Sao Paulo, v. 30, n. 5, p.1119-1127, 2007.

ARMAS, E. D. et al. The use of pesticides in sugar cane at the Corumbataí river basin and the risk of water pollution. **Química Nova**, Sao Paulo, v. 28, n. 6, p.975-982, 2005.

BENVENUTO, F. et al. Simultaneous determination of triazines and their main transformation products in surface and urban wastewater by ultra-high-pressure liquid chromatography– tandem mass spectrometry. **Anal Bioanal Chem**, v. 39, n. 7, p. 2791-805, 2010.

BERNY, P. Pesticides and the intoxication of wild animals. **Journal of Veterinary Pharmacology and Therapeutics**, v.30, n.2, p.93-100, 2007.

BRASIL, Conab. **Companhia Nacional de Abastecimento**: 1º levantamento de safra 2017. Disponível em: <www.conab.gov.br/conteudos.php?a=1253&>. Acesso em: 2 nov. 2018b.

BRASIL: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **AGROFIT – Sistema de Agrotóxicos Fitossanitários**, 2017. Disponível em: <extranet.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons>. Acesso em: 02/11/2018.

BRITTO, F. B. et al. Herbicidas no alto Rio Poxim, Sergipe e os riscos de contaminação dos recursos hídricos. **Revista Ciência Agronômica**, v.43, n.2, p.390-398, 2012.

CERDEIRA, A.L. et al. Leaching and half-life of the herbicide tebuthiuron on a recharge área of Guarany aquifer in sugarcane fields in Brazil. **Journal of Environmental Science and Health**, v.42, n.21, p.635-639, 2007.

CUNNINGHAM, S. D. Phytoremediation of soil and water contaminants. Washington, DC: **American Chemical Society**, p. 133– 151. 1997.

DOMINGOS JÚNIOR, F. A. **Sensibilidade de Teca (*Tectona grandis* L.f) à matocompetição e a herbicidas**: Seletividade de herbicidas na cultura da teca. 2014. 50 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Agronomia, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2014.

DORES, E.F.G.C. Pesticide Levels in Ground and Surface Waters of Primavera do Leste Region, Mato Grosso, Brazil. **Journal of Chromatographic Science**, v.46, n.12, p.585-590, 2008.

EUROPEAN UNION. Directive 98/83/EC of the European Parliament and of the Council of 03 November 1998 relating to the quality of water intended for human consumption. **Official Journal of the European Communities**. L 0083, 25/12/1998.

FERNANDES, R.P. Geração de escoamento superficial em uma microbacia com cobertura de cana-de-açúcar e floresta ripária. **Revista Ambiente e Água**, v.3, n.8, p. 176-190, 2013.

FERREIRA, R.A; DAVIDE, A.C; ALCÂNTARA, E.N; MOTTA, M.S. Efeitos de herbicidas de pré emergência sobre o desenvolvimento inicial de espécies arbóreas. **Revista brasileira de herbicidas**. Paraná, v.4, n.1, p.133-145, 2005.

IORE, R.A. **Potencial de espécies florestais para remediação de substrato contaminado com atrazine e 2,4-D**. 2014. 54 f. Dissertação (Mestrado) – Curso de Engenharia Florestal, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2014.

FLURY, M. Experimental evidence of transport of pesticides through field soils a review. **Journal of Environmental Quality**, v.25, n.1 p.25-45, 1996.

FREITAS, M. A. A et al. SORÇÃO DO SULFENTRAZONE EM DIFERENTES TIPOS DE SOLO DETERMINADA POR BIOENSAIOS. **Planta Daninha**, Viçosa-MG, v. 32, n. 2, p.385-392, 2014.

GARCÍA-GALÁN M.J et al. D. Determination of triazines and their metabolites in environmental samples using molecularly imprinted polymer extraction, pressurized liquid extraction and LC-tandem mass spectrometry. **Journal of Hydrology**, v.3, n. 4, p. 383-388, 2010.

GAYNOR, J.D.; MACTAVISH, D.C.; FINDLAY, W.I. Surface and subsurface transport of atrazine and alachlor from a Brookdton clay loam under continuous corn production. **Archives of Environmental Contamination and Technology**, New York, v.23, n.2, p.240-245, 1992.

GIANELLI, V. R et al. Persistence and sorption of imazapyr in three argentinean soils. **Environmental Toxicology Chemistry**, v.33, n.1, p.29-34, 2014.

GIANESSI, P.L. The Increasing Importance of Herbicides in Worldwide Crop Production. **Pest Management Science**, v.69, n.10, p.1099-1105, 2013.

GIROTTI, M et al. Photosynthetic efficiency of sugar cane crop after S-metolachlor and atrazine herbicides application in post-emergence. **Revista Brasileira de Herbicidas**, Paraná, v. 9, n. 3, p.109-116, 2010.

GONÇALVES, G. S. Medida de sorção de herbicida no solo com planta teste. In: SILVA, J. F.; MARTINS, D. (Org.) **Manual de Aulas Práticas de Plantas Daninhas**. 1. ed. Jaboticabal - SP: FUNEP, p. 107-111. 2013.

GUSTAFSON, D. I. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.8, n.4, p.339-357, 1989.

LASKOWSKI, D.A et al. Terrestrial environment. In: CONWAY, R. A. (Ed.). **Environmental risk analysis for chemicals**. New York: Van Nostrand Reinhold Co., p. 198-240. 1982.

LEU, C et al. Variability of herbicide losses from 13 fields to surface water within a small catchment after a controlled herbicide application. **Environmental Science and Technology**, v.38, n.14, p.3835-3841, 2004.

MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Projeções do Agronegócio Brasileiro**. 2014/2015 a 2026. Disponível em <http://apps2.fiesp.com.br/outlookDeagro/pt-BR>. Acesso em 20/04/2017.

MARCHEZAN, E. et al. Rice herbicide monitoring in two brazilian river during the the rice growing season. **Scientia Agricola**, v.64, n. 6, p.131-137, 2007.

MARQUES, M.; AGUIAR, C.R.C.; SILVA, J.J.L.S. Desafio técnico e barreiras sociais, econômicas e regulatórias na fitorremediação de solos contaminados. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, 35: 1-11. 2011.

MATTOS, M.L.T. et al. Monitoramento ambiental do glifosato e do seu metabólito (ácido aminometilfosfônico) na água de lavoura de arroz irrigado. **Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v.2, n.4, p.145-154, 2002.

MOREIRA, J.C. et al. Contaminação de águas superficiais e de chuva por agrotóxicos em uma região do estado do Mato Grosso. **Ciência e Saúde Coletiva**, v.17, n.6, p.1557-1568, 2012.

MOREIRA, J.M.M.A.P. et al. Importância e desempenho das florestas plantadas no contexto do agronegócio brasileiro. **Floresta**, v. 47, n. 1, p. 85 - 94, 2017.

MOSTAFALOU, S.; ABDOLLAHI, M. Pesticides and human chronic diseases: Evidences, mechanisms, and perspectives. **Toxicology and Applied Pharmacology**, v.268, n.2, p.157-177, 2013.

MURRAY, K.E.; SHEEBA, M. T.; BODOUR, A.A. Prioritizing research for trace pollutants and emerging contaminants in the freshwater environment. **Environmental Pollution**, v.158, n.12, p.3462-3471, 2010.

NEWMAN, L.A. et al. Phytoremediation of organic contaminants: A review of phytoremediation research at the University of Washington. **Journal of Soil Contamination**, v.7, n.4, p.531-542, 1998.

OMS. Organização Mundial da Saúde. **Guidelines for Drinking Water Quality: Recommendations**. Chemical facts sheets, The fourth Edition. Geneva. 541p. 2011.

PASSOS, A. B. R. J. Sorption and desorption of sulfentrazone in Brazilian soils. **Journal of Environmental Science and Health, Part B**, v. 48, p. 646-650, 2013.

PINHEIRO, A. Presença de pesticidas em águas superficiais e subterrâneas na bacia do do Itajaí, SC. **Rega**, v.7, n.2, p.17-26, 2010.

PIRES, F.R. et al. Adubos verdes na fitorremediação de solos contaminados com o herbicida tebuthiuron. **Caatinga**, v.19, n.1, p.92-97, 2006.

POLUBESOVA, T. et al. Sulfentrazone Adsorbed on Micelle-Montmorillonite Complexes for Slow Release in Soil. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v.51, n.11, p. 3410-3414, 2003.

RODRIGUES, B.N.; ALMEIDA, F.S. **Guia de herbicidas**. 6.ed. Londrina: Edição dos Autores, 2011, 697 p.

SANTOS, E.A. et al. Atrazine levels in the Jaboticabal water stream (São Paulo State, Brazil) and its toxicological effects on the pacu fish *Piaractus mesopotamicus*. **Archives of Industrial Hygiene and Toxicology**, v.66, p.73-82, 2015.

SANTOS, E.A. et al. Resíduos de herbicidas em corpos hídricos - uma revisão. **Revista Brasileira de Herbicidas**, v.12, n.2, p.188-201, 2013.

SANTOS, E.A. et al. Herbicide detection in groundwater in Córrego Rico-SP watershed. **Planta Daninha**, v.33, p.147-155, 2015b.

SHANER, D. L. ed. **Herbicide Handbook**.10th edn. Lawrence, KS: Weed Science 349p Society of America. 2014.

SILVA, A. A. et al. Herbicidas: comportamento no solo. In: SILVA, A. A.; SILVA, J. F. (Ed.). **Tópicos em manejo de plantas daninhas**. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa, 2007. p. 189-248.

SOCIEDADE BRASILEIRA DA CIÊNCIA DAS PLANTAS DANINHAS – SBCPD. Procedimentos para instalação, avaliação e análise de experimentos com herbicidas. Londrina: 1995. 42 p.

SOLOMON, K. R. et al. Effects of atrazine on fish, amphibians, and aquatic reptiles: a critical review. **Critical Review Toxicology**, v.8, n.38, p. 721-772, 2010.

SOUSA, A. S et al., Estimated Levels of Environmental Contamination and Health Risk Assessment for Herbicides and Insecticides in Surface Water of Ceará, Brazil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v.96. n.1.p.90-95. 2016.

SOUTHWICK, L.M. et al. Runoff and leaching of metolachlor from Mississippi river alluvial soil during seasons of average and below-average rainfall. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v.7, n.4, p.1413-1420, 2009.

SUSARLA, S.; MEDINA, V.F.; McCUTCHEON, S.C. Phytoremediation: an ecological solution to organic chemical contamination. **Ecological Engineering**, v.18, n.5, p.647-658, 2002.

THORNGREN, J. L., et al. Fate and risk of atrazine and sulfentrazone to nontarget species at an agriculture site. **Environmental Toxicology Chemistry**, v. 36, n.2, p.1301–1310, 2016.

TIBURCIO, R.A.S.; MELO, C.A.D.; FERREIRA, G.L.; COELHO, A.T.C.P.; SILVA, A.F.; FERREIRA, F.A. Intoxicação de clones de eucalipto submetido à deriva dos herbicidas atrazine,

nicosulfuron e tebotrione. In: CONGRESSO BRASILEIRO DA CIÊNCIA DAS PLANTAS DANINHAS, 27. 2010. Ribeirão Preto. **Anais...** Londrina: SBCPD. 2010.

TSAI, W. A review on environmental exposure and health risks of herbicide paraquat. **Toxicology Environmental Chemistry**, v.95, n.2, p.197-206, 2013.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. **Integrated Risk Information System**. Disponível em: <http://www.epa.gov/iris/index.html>. Acesso em: 15 de abril de 2017.

VIVIAN, R. et al. Persistência de sulfentrazone em Argissolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar. **Planta Daninha**, v. 24, n. 4, p. 741-750, 2006.

WELLER, S. Photosystem II inhibitors. In: Herbicide action course. West Lafayette: Purdue University, 2003. p.131 - 184.

WESTWOOD, James H. et al. Weed Management in 2050: Perspectives on the Future of Weed Science. **Weed Science**, [s.l.], v. 66, n. 03, p.275-285, 21 fev. 2018.