



Ministério da Educação – Brasil
Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri – UFVJM
Minas Gerais – Brasil
Revista Vozes dos Vales: Publicações Acadêmicas
Reg.: 120.2.095 – 2011 – UFVJM
ISSN: 2238-6424
QUALIS/CAPES – LATINDEX
Nº. 16 – Ano VIII – 10/2019
<http://www.ufvjm.edu.br/vozes>

REVISÃO: CARACTERÍSTICAS FISIOLÓGICAS DE ESPÉCIES REMEDIADORAS

Keila Cristina Vieira
Doutora em Ciência Florestal pela UFVJM
<http://lattes.cnpq.br/5804329929384279>
E-mail: keilavieira.bio@hotmail.com

Evander Alves Ferreira
Doutor em Fitotecnia pela Universidade Federal de Viçosa
Pós-doutorando PNPd - UFVJM
<http://lattes.cnpq.br/5887024898731149>
E-mail: evander Alves@gmail.com

Priscila Gonçalves Monteiro
Graduanda em Engenharia Florestal na UFVJM
<http://lattes.cnpq.br/8810244479440980>
E-mail: priscila_engflorestal@hotmail.com

Prof. Dr. José Barbosa dos Santos
Doutor em Fitotecnia pela Universidade Federal de Viçosa
Docente Titular na Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri-
UFVJM - Brasil
<http://lattes.cnpq.br/1948250121809916>
E-mail: jbarbosasantos@yahoo.com.br

Cássia Michelle Cabral
Doutora em Ciência Florestal pela UFVJM
Diamantina- UFVJM- Brasil
<http://lattes.cnpq.br/8256971689993828>
E-mail: mtchells@yahoo.com.br

Resumo: Abordagens viáveis à descontaminação ambiental como a fitorremediação são promissoras para descontaminação de solos contaminados por poluentes, tanto orgânicos como inorgânicos. Dessa forma, analisar as alterações ecofisiológicas de espécies em áreas contaminadas torna-se imprescindível em estudos de seletividade e tolerância de plantas potenciais remediadoras, visando, pois, identificar injúrias que podem apresentar sintomas que estejam visíveis ou não. Propõem-se com essa revisão investigar, relatar e relacionar estudos que tiveram como base as principais características de crescimento e desenvolvimento de espécies herbáceas tolerantes que as tornam potenciais remediadoras em áreas contaminadas com herbicidas, e descrever alguns estudos de potencial remediação desses contaminantes por espécies arbóreas relacionando ao processo com herbicidas e metais pesados.

Palavras-chave: descontaminação; fitodegradação; inovação; tolerância.

Introdução

A expansão de atividades agrícolas e industriais tem causado grande preocupação quanto ao potencial de contaminação decorrente da aplicação de herbicidas e altas concentrações de metais pesados no solo. A presença de herbicidas no ambiente, por exemplo, pode afetar organismos não-alvo bem como a contaminação de cursos hídricos subterrâneos e/ou superficiais, em função da lixiviação e escoamento superficial (SANTOS et al., 2013). E para minimizar os grandes problemas ambientais é desafiadora a investigação de abordagens viáveis, à descontaminação ambiental, principalmente, no que tange à concepção e implementação de práticas de conservação, como a identificação de espécies tolerantes ou acumulativas de interesse para o sucesso da revegetação,

A fitorremediação, cujas pesquisas se iniciaram no Brasil desde 1991, (VASCONCELLOS et al., 2012), é atualmente uma das técnicas mais estudadas, porém, ainda incipientes no país. É considerada uma abordagem promissora (MARQUES et al., 2011) e sustentável para remediação do solo contaminados com herbicidas, sendo considerada eficiente, de baixo custo e menor tempo e simplicidade de execução (PIRES et al., 2003). Nesse cenário tem aumentado cada vez mais o interesse pela remediação em que se utiliza plantas e microorganismos associados a elas com o objetivo de remover ou reduzir a biodisponibilidade e mobilidade de diferentes contaminantes (MARQUES et al., 2011; GALENDE et al., 2014), tornando-os inofensivos ao ecossistema. Além disso, a fitorremediação com

arbóreas leguminosas pode levar a melhoria dos solos devido à solubilização de nutrientes e a fixação do nitrogênio atmosférico em associação com bactérias nitrificantes. A qualidade e quantidade da matéria orgânica são melhoradas, podendo ainda, transformar importantes propriedades dos solos com porosidade, aeração e umidade (JESUS et al., 2014). A fitorremediação inclui vários processos relacionados, dentre eles a fitoextração- ou fitoacumulação), fitofiltração, fitodegradação, fitovolatilização, fitoestimulação (associada a rizodegradação) e rizoestabilização (PROCÓPIO et al., 2009; ALI et al., 2013).

Na fitoextração ou fitoacumulação, a redução do contaminante é facilitada pela sua absorção e passagem da raiz para acumulação na sua biomassa aérea (RAFATI et al., 2011). Já a fitofiltração é a remoção dos contaminantes de águas superficiais ou residuais por plantas, geralmente esse processo ocorre por rizofiltração, ou seja, por meio das raízes das plantas o contaminante é filtrado, sendo absorvidos ou adsorvidos (MUKHOPADHYAY; MAITI, 2010). No processo de fitodegradação, os vegetais metabolizam ou mineralizam os contaminantes dentro das células das plantas (processo *in situ*), e os desintoxicam por meio de sua atividade metabólica. Esse processo limita-se à remoção de poluentes orgânicos, pois, os metais não são biodegradáveis (ALI et al., 2013), e recentemente têm sido estudado por muitos cientistas, tais estudos incluem herbicidas e inseticidas sintéticos. Alguns desses estudos relatam a utilização de plantas geneticamente modificadas como Álamos (*Poplar* spp.) (DOTY et al., 2007). Outro processo de fitorremediação é a fitovolatilização, em que o contaminante é liberado na superfície das folhas na forma de gás após ter sido metabolizado internamente nos vegetais. A fitoestimulação é realizada por raízes das plantas e a microbiota do solo associada à elas, degradando o contaminante (rizodegradação) (MUKHOPADHYAY; MAITI, 2010). As plantas estimulam a atividade microbiota na rizosfera pela liberação de exsudados como carboidratos e aminoácidos, além de liberar enzimas que degradam os contaminantes orgânicos em solos (YADAV et al., 2010). A fitoestabilização ou fitoimobilização utiliza vegetais para minimizarem a mobilidade e biodisponibilidade dos contaminantes no solo e meio ambiente por meio da acumulação pelas raízes ou precipitação, (SINGH, 2012) evitando assim que cheguem em águas subterrâneas.

Visto que são vários processos relacionados necessários para a descontaminação de áreas, é importante ressaltar a interação entre plantas, poluente e solo, pois, tanto os organismos quanto plantas possuem maneiras distintas relacionadas à remoção, imobilização ou transformação de poluentes específicos (COUTINHO et al., 2015).

Portanto, a fitorremediação atingiu o status de uma tecnologia comprovada para remediação de águas subterrâneas e solo contaminado por diversos poluentes orgânicos (AKEN; CORREA; SCHNOOR, 2010). Pesquisas recentes têm relatado estudos com a utilização de espécies vegetais na remediação de herbicidas em áreas contaminadas (PROCÓPIO et al., 2008; CARMO et al., 2008b; ASSIS et al., 2010; BELO et al., 2011; MADALÃO et al., 2012; MONQUERO et al., 2013), no entanto, pouco se conhece sobre o comportamento das espécies nativas florestais sob ação de herbicidas quando comparado às espécies herbáceas, no que diz respeito à seletividade, resistência e toxicidade (AGUIAR et al., 2016; FIORE et al., 2016; CABRAL et al., 2017). Desta forma, se torna interessante também elencar espécie florestais nativas tolerantes que sejam potenciais remediadoras e implantar, às margens de campos agrícolas.

Embora a fitorremediação seja promissora, pode causar efeitos nocivos em processos fisiológicos de plantas dependendo da disponibilidade do contaminante no ambiente (KOPITKE et al., 2010; CLEMENS; MA, 2016). Tais efeitos podem ser considerados como estresse na planta, inibindo a fotossíntese, afetando a atividade estomática, interferindo nas funções fisiológicas da mesma (VARSHNEY et al., 2012). Dentre os critérios desejáveis para a fitorremediação, a condição básica para uma espécie apresentar potencial fitorremediador, é ser tolerante ao contaminante (CARMO et al., 2008a). Dessa forma, analisar as alterações ecofisiológicas de espécies em áreas contaminadas com herbicidas se torna imprescindível em estudos de seletividade e tolerância de plantas potenciais fitorremediadoras, visando, pois, identificar injúrias que podem apresentar sintomas que estejam visíveis ou não (GIROTTO et al., 2010).

Assim, propõe-se com essa revisão investigar, relatar e relacionar estudos que tiveram como base as principais características de crescimento e desenvolvimento de espécies herbáceas e arbóreas tolerantes que as tornam potenciais fitorremediadoras em áreas contaminadas com herbicidas.

Revisão Bibliográfica

1. Fisiologia de espécies herbáceas remediadoras

A remediação por espécies herbáceas em áreas contaminadas com herbicidas têm sido bastante estudada nos últimos anos como uma alternativa promissora na descontaminação ambiental. Pesquisas têm evidenciado a possibilidade do cultivo de plantas para descontaminar áreas onde herbicidas foram aplicados no solo (CARMO et al., 2008a, PROCÓPIO et al., 2008). Essas plantas também podem reduzir a toxicidade de herbicidas (efeito carryover) para culturas sensíveis cultivadas em áreas que receberam tais compostos (MADALÃO et al., 2012; MONQUERO et al. 2013). Para esse fim, avaliações das variáveis ligadas às características fisiológicas como taxas de crescimento e desenvolvimento das espécies testadas são realizadas para compreensão conjunta da tolerância aos contaminantes.

Buscando-se avaliar características relacionadas à atividade fotossintética de espécies consideradas potenciais para remediação de solos com sulfentrazone, Belo et al., (2011) analisou a produção de matéria seca da parte aérea de quatro espécies herbáceas *Helianthus annuus*, *Canavalia ensiformis*, *Dolichos lablab* e *Arachis hypogaea*. Resultados satisfatórios mostraram que a produção de matéria seca da parte aérea de todas as espécies consideradas no estudo não foi alterada pela ação do herbicida, o que indica uma tolerância das mesmas ao sulfentrazone e potencial para a capacidade fitorremediadora. Ressalta-se que os resultados de acúmulo de massa seca são importantes, pois a escolha da espécie tolerante também deve considerar a taxa de crescimento e a produção de biomassa.

Do mesmo modo, Madalão et al., (2012) analisou variáveis fisiológicas de crescimento em oito espécies cultivadas em vasos com cinco doses do herbicida sulfentrazone (0, 200, 400, 800 e 1.600 g ha⁻¹). Dentre as espécies avaliadas, *Dolichos lablab*, *Canavalia ensiformis* e *Crotalaria juncea* apresentaram os maiores valores de alturas de plantas, acúmulo de matéria seca, tanto na parte aérea quanto nas raízes. De modo geral, até a dose 400 g ha⁻¹ nota-se nas espécies *C. juncea*, *C. ensiformis* e *D. lablab* os menores níveis de redução no acúmulo de matéria seca. Esses resultados confirmam o trabalho preliminar realizado por Belo et al., (2011), um dos poucos na literatura sobre sulfentrazone e apontam *D. lablab* e *C.*

ensiformis, cujo desempenho foi promissor, como potencialmente fitorremediadora, haja vista que tais características são desejáveis para esse fim.

Na busca por selecionar espécies de adubos verdes tolerantes ao herbicida diclosulam e com potencial de redução do efeito fitotóxico desse herbicida na cultura do girassol, Monquero et al., (2013) estudou características fisiológicas como biomassa da parte aérea de quinze espécies. Observou-se que *Canavalia ensiformis* também apresentou maior acúmulo de biomassa (12,47 g), não havendo diferença significativa entre a menor dose (11,40 g) e a testemunha sem o herbicida (11,67 g). Com base nos resultados encontrados nesse estudo a espécie que apresentou maior tolerância ao herbicida diclosulam foi utilizada em experimento no campo para avaliar o seu devido potencial fitorremediador. As parcelas que foram cultivadas com *C. ensiformis* como fitorremediadora apresentaram maior biomassa do girassol, inclusive na testemunha, corroborando os resultados encontrados nos trabalhos anteriores. Portanto, *C. ensiformis* é eficiente na remediação de solos contaminados com diclosulam.

Visto nos trabalhos revisados que a espécie *Canavalia ensiformis* é eficiente na descontaminação de solos com os herbicidas sulfentrazone (BELO et al., 2011; MADALÃO et al., 2012), diclosulam (MONQUERO et al., 2013) e imazaquin (FLORIDO et al., 2014). A fitorremediação por esta espécie em solo contaminado por sulfentrazone por avaliada por Madalão et al., (2016) em função do tempo de cultivo da mesma em campo. Comprovaram que com 75 dias de cultivo da espécie fitorremediadora não houve diferença entre o solo que recebeu aplicação de herbicida e aquele sem aplicação para as variáveis altura e matéria seca da parte aérea da espécie bioindicadora *Pennisetum glaucum*. Portanto, *C. ensiformis* precisa ser cultivada por um período mínimo de 75 dias para descontaminar à níveis satisfatórios solos com o sulfentrazone.

Com o objetivo de averiguar a fitorremediação do herbicida em campo pelas espécies *Canavalia ensiformis* e *Crotalaria juncea*, Belo et al., (2016) mantiveram as devidas espécies e o tratamento controle no campo por 75 dias e foram semeadas a *Pennisetum glaucum*, planta utilizada como indicadora da presença de sulfentrazone. Aos 34 dias após a semeadura do *P. glaucum*, avaliaram-se a massa fresca e seca da parte aérea. Ao final do ciclo, determinaram-se altura, diâmetro do colmo e número de folhas. Firmou-se que o cultivo prévio das espécies

fitorremediadoras *C. ensiformis* e *C. juncea* promove a remediação do sulfentrazone. Resposta similar da espécie *C. ensiformis* foi encontrada por Florido et al., (2014) para o herbicida imazaquin, em que a espécie foi tolerante ao herbicida. E, quando avaliada quanto à sua absorção e translocação de ¹⁴C, percebeu-se que a espécie acumulou o herbicida, principalmente em suas raízes, demonstrando o seu potencial para uso em áreas com resíduos de imazaquin.

Com o intuito de avaliar o potencial de espécies cultivadas como pastagens, cobertura verde no inverno e/ou produtoras de grãos em remediar solos contaminados com imazethapyr + imazapic e imazapyr + imazapic, Galon et al., (2014) estudou outras características fisiológicas importantes na fitorremediação por espécies. Em relação à altura das plantas, verificou-se entre as espécies testadas, que *Vicia sativa* apresentou tolerância aumentada para imazapyr + imazapic em todas as doses testadas. De maneira similar, o uso de imazethapyr + imazapic não causou redução do diâmetro do caule de *Lotus corniculatus* em todas as doses aplicadas. Comportamento semelhante à altura da planta foi observado para a área foliar, na aplicação da mistura imazapyr + imazapic, apenas *V. sativa* apresentou tolerância ao efeito residual do herbicida nas doses testadas. É importante ressaltar que a área foliar é uma variável de seleção de espécies para fitorremediação de herbicidas concomitante com a matéria seca, pois está relacionada à fotossíntese e ao acúmulo de fitoassimilados. Quanto à matéria seca da parte aérea, a espécie *V. sativa* foi menos afetada para imazethapyr + imazapic, com uma diminuição em cerca de 20%. Assim sendo, a espécie mais tolerante aos herbicidas foi a *V. sativa*, e pode ser indicada para os programas de fitorremediação em áreas que receberam aplicação de imazethapyr + imazapic e imazapyr + imazapic.

Buscando avaliar a capacidade fitorremediadora de gramíneas e culturas na remoção de atrazina do solo, Sánchez et al., (2017) verificou quatro espécies, sendo elas: *Festuca arundinacea*, *Lolium perene*, *Hordeum vulgare* e *Zea mays*. Três doses diferentes de atrazina foram usadas para a contaminação (2, 5 e 10 mg kg⁻¹). A exposição à atrazina afetou o crescimento de plantas de maneira diferenciada. A adição de atrazina em doses de 5 e 10 mg kg⁻¹ causou diminuição da biomassa da parte aérea, raiz e total de todas as espécies comparados com os dos vasos de controle, com exceção do milho para a dose de 5 mg kg⁻¹). A redução da biomassa radicular foi em torno de 50% e 80%. Raízes foram enquanto que a a biomassa da

parte aérea diminuiu entre 22 e 60% . Sintomas de toxicidade como clorose, foram observados após 7 dias de aplicação do herbicida. De acordo com alguns autores, essa toxicidade à atrazina está associada à sua absorção e acumulação pela planta, observado em todas as espécies (LI et al., 2012; IBRAHIM et al., 2013). Os resíduos de atrazina foram observados em todas as plantas testadas, sendo maiores em gramíneas comparado às culturas. O milho mostrou-se capaz de acumular o herbicida em seus tecidos atingindo maiores concentrações nas raízes. As outras espécies constataram acumulação em seus tecidos. Após 16 dias a quantidade de atrazina no solo foi reduzida em 88,6% mostrando a contribuição das plantas para remoção. Todas as espécies de plantas foram capazes de acumular atrazina em seus tecidos, sendo o milho mais relevante. Resultado similar foi encontrado por Ibrahim et al., (2013), em que os resíduos de atrazina foram reduzidos em solo contaminado com milho comparado ao controle, indicando que o *Z. mays* foi útil para fitorremediação de solos contaminados com atrazina.

Para analisar a alteração na capacidade fotossintética causada pelo uso de herbicidas, são realizadas análises que variam desde a rápida identificação de injúrias causadas ao aparato fotossintético, mesmo com sintomas não visíveis, até análises que envolvem, principalmente, a fluorescência da clorofila *a*, trocas gasosas nas plantas, teor de clorofila e taxa de transporte de elétrons (GIROTTI et al., 2010).

Respostas fisiológicas das plantas quando submetidas à algum tipo de estresse ambiental pode ser quantificado por avaliação de parâmetros de fluorescência da clorofila *a* que tem sido difundido principalmente no estudo da fotossíntese, por ser um método rápido e não destrutivo que avalia e quantifica os danos causados ao aparato fotossintético das plantas, bem como a absorção e o aproveitamento da energia luminosa através do fotossistema II (FERRAZ et al., 2014). Mudanças na atividade fotossintética do fotossistema II (PSII) causadas por herbicidas podem ser detectadas por análise da fluorescência da clorofila *a* e podem ser interpretados os mecanismos da fotossíntese em si, ou seja, se a capacidade fotossintética da planta foi alterada com aplicação de herbicidas, mesmo quando os sintomas ainda não são visíveis (DARWISH et al., 2013).

Tal análise foi realizada por Franco et al., (2014) na avaliação do potencial fitorremediador de *Urochloa brizantha* em solos contaminados com o herbicida

picloram em função do tempo de cultivo da forrageira. Análises de fluorescência da clorofila a foram realizadas em plantas de feijão (*Phaseolus vulgaris*) cultivar Pérola, utilizada como cultura bioindicadora. Para a relação Fv/Fm, obteve-se aumento linear na eficiência fotossintética máxima, à medida que se aumentou o período de cultivo da braquiária nos vasos. Sendo assim, observou-se que esses valores só foram representativos aos 270 e 300 dias após a semeadura da cultura remediadora, ou seja, somente a partir dessas datas não foi constatado dano fotoinibitório às plantas de feijão. Avaliando-se a taxa relativa de transporte de elétrons (ETR), verificou-se aumento nos valores dessa variável à medida que se estendeu o período de cultivo da braquiária nos vasos, mostrando, assim, menor efeito do herbicida nas plantas de feijão. Portanto, *Urochloa brizantha* atuou de maneira efetiva na fitorremediação dos solos contaminados e quanto maior o período de cultivo, maior será o seu potencial fitorremediador.

Análises de trocas gasosas relacionadas à atividade fotossintética também são importantes características a serem avaliadas em espécies consideradas potenciais para remediação de solos. Belo et al., (2011) analisou as trocas gasosas de quatro espécies herbáceas *Helianthus annuus*, *Canavalia ensiformis*, *Dolichos lablab* e *Arachis hypogaea* cultivadas em solo com sulfentrazone. Visto que apesar do herbicida ter afetado a maioria das espécies em suas trocas gasosas, em *H. annuus* não foi observada diferenças na concentração de CO₂ na câmara subestomática (C_i) e taxa de transpiração (E) independentemente das concentrações do herbicida no solo. Tais características confirmam o potencial remediador dessa espécie quando avaliada pelos mesmos autores a produção de massa seca.

Danos ao aparato fotossintético das plantas submetidas à herbicidas podem ser avaliados visualmente por sintomas de toxicidade que variam numa escala de 0% a 100%, em que 0% considera-se ausência de sintomas e 100% morte da planta (SBCPD, 1995). Tal característica avaliada em conjunto com outras acima citadas são a base para concluir à respeito da tolerância e potencial fitorremediador da espécie. No estudo de Madalão et al., (2012) avaliou-se a fitotoxicidade das espécies cultivadas em vasos com cinco doses do herbicida sulfentrazone (0, 200, 400, 800 e 1.600 g ha⁻¹). Na primeira avaliação aos 30 DAS (dias após a semeadura) as espécies *Canavalia ensiformis* e *Crotalaria juncea* foram mais

tolerantes ao sulfentrazone na dose 200 g ha⁻¹, exibindo sintomas menos acentuados de fitotoxicidade. Na dose de 400 g ha⁻¹, *C. ensiformis* e *C. juncea* foram novamente as espécies mais tolerantes ao herbicida, porém, já apresentando sintomas de toxicidade superiores a 50%. Com a aplicação da dose de sulfentrazone, que corresponde àquela geralmente recomendada a campo (800 g ha⁻¹), os sintomas de fitotoxicidade das espécies *C. ensiformis* e *C. breviflora* ficaram em torno de 70 a 75%. Quando se aplicou a maior dose (1.600 g ha⁻¹ de sulfentrazone), os sintomas de injúrias em *C. ensiformis* e *D. lablab* foram menores, em relação aos das demais espécies avaliadas. *D. lablab* recuperou-se até a dose de 800 g ha⁻¹, sendo que, nas doses de 200 e 400 g ha⁻¹, verificou-se cerca de 30% de toxicidade, o que pode ser considerado aceitável, do ponto de vista agrônomo, para fitorremediação.

Com o herbicida diclosulam, Monquero et al., (2013) relatou que a aos 15 DAS as espécies menos sensíveis foram *Cajanus cajan* (20,0%), *Canavalia ensiformis* (20,0%), *Crotalaria breviflora* (20,0%) e *Lupinus albus* (30,0%). Aos 30 DAS, a maior tolerância para diclosulam continuou sendo verificada em *C. ensiformis* (16,67%), seguida por *C. cajan* (33,33%) e *L. albus* (36,67%). As espécies *C. ensiformis* e *C. cajan* foram as mais tolerantes ao efeito de diclosulam, mesmo na maior dose quando avaliadas aos 45 DAS com 10,0 e 13,3%, respectivamente, corroborando com os dados de matéria seca encontrados para *C. ensiformis*, reforçando o potencial remediador dessa espécie.

No estudo de Galon et al., (2014), herbicida imazapyr + imazapic demonstrou ser menos seletivo, tendo ocasionado os maiores índices de toxicidade nas espécies testadas. No entanto, os resultados mostram respostas distintas de espécies avaliadas com o efeito fitotóxico residual de imazethapyr + imazapic e imazapyr + imazapic em diferentes doses. *V. sativa* também foi tolerante aos sintomas de fitotoxicidade para os dois herbicidas testados nas duas doses, foi encontrada menor fitotoxicidade, comparada às demais espécies avaliadas.

Verificou-se nos trabalhos revisados que a maioria das plantas herbáceas testadas como fitorremediadoras são leguminosas, seguidas das gramíneas. As leguminosas são altamente desejáveis para a remediação, tais espécies ajudam a melhorar o solo e associadas à elas estão as bactérias responsáveis por fixar nutrientes no solo. Já as gramíneas são plantas muito resistentes a vários tipos de

climas e condições adversas, sendo também uma excelente opção para remediação de solos contaminados com herbicidas.

Características de uma diversidade de espécies herbáceas usadas para remediação de solos contaminados por diferentes herbicidas são relatadas em muitos trabalhos. O mais desejável é que a espécie seja capaz de crescer na presença do contaminante e sobreviver sem diminuir sua taxa de crescimento (PAJEVIC, et al., 2009). As espécies apresentam capacidade de acumulação diversificada, ou seja, de vários contaminantes; ou específica, de um ou poucos contaminantes. Por essa razão, é importante estudar diferentes espécies analisar a acumulação e a tolerância para determinado composto contaminante.

2. Fisiologia de espécies arbóreas remediadoras

A remediação por espécies arbóreas é uma alternativa para a restauração de áreas degradadas por contaminação de xenobióticos, pois estas plantas possuem características desejáveis como fácil implementação, maior longevidade, alta produção de biomassa e sistemas radiculares extensos (ASTIER et al., 2014). Quanto à remediação por espécies arbóreas de ambientes contaminados com herbicidas, muitas pesquisas vêm sendo realizadas, no entanto, tais estudos ainda são incipientes. Assim, torna-se interessante a abordagem de estudos que denotam características dessas espécies bem como suas respostas fisiológicas afim de que possam ser identificadas como tolerantes e potenciais remediadoras.

Fiore et al., (2016) e Cabral et al., (2017) buscando-se selecionar espécies arbóreas remediadoras de ambientes contaminados por resíduos de 2,4-D, atrazine e clomazone para recomposição de mata ciliar, avaliou doze espécies florestais: *Inga marginata* (inga), *Schizolobium parahyba* (guapuruvu), *Handroanthus serratifolius* (ipê amarelo), *Jacaranda puberula* (carobinha), *Cedrela fissilis* (cedro), *Calophyllum brasiliensis* (landin), *Psidium mirsinoides* (goiabinha), *Tibouchina glandulosa* (quaresmeira), *Caesalpinia férrea* (pau-ferro), *Caesalpinia pluviosa* (sibipiruna), *Terminalia argêntea* (capitão) e *Schinopsis brasiliensis* (braúna). Os resultados demonstraram que a altura das espécies Ingá, Ipê amarelo, Carobinha, Landin e Pau-ferro em solo com resíduos de atrazine apresentaram incremento de 9% quando comparadas à suas respectivas testemunhas. Ipê amarelo apresentou incremento em altura para o herbicida atrazine (112.65%) e reduziu para o 2,4-D

(83.18%). Isso demonstra que algumas espécies foram mais tolerantes do que outras. Porém, após análises dos parâmetros gerais de crescimento, a espécie *Inga* se destacou como sendo uma espécie capaz de se desenvolver em ambientes adversos. No que se refere à resposta das espécies ao herbicida clomazone, Cabral et al., (2017) verificou que *Inga marginata*, *Jacaranda puberula* e *Calophyllum brasiliensis* apresentaram um aumento significativo em média de 12% para a variável altura, resultado correspondente ao encontrado por Fiore et al., (2016) para os herbicidas atrazine e 2,4-D em *Inga marginata* e *Jacaranda puberula*. No entanto, *Calophyllum brasiliensis* teve o seu diâmetro do caule reduzido em cerca de 6%. *Jacaranda puberula* teve um aumento para ambas as variáveis. Outras espécies apresentaram um aumento no diâmetro, porém, não incrementaram em altura.

Algumas espécies na presença de clomazone obtiveram um aumento do número de folhas, atingindo cerca de 148,6% para *J. puberula* e *Caesalpinia ferrea* e 15% para *I. marginata*, *Tibouchina glandulosa* e *Schinopsis brasiliensis*. Tal fato pode ser explicado na produção que é determinada por uma alocação de recursos envolvidos em uma relação de compensação (LONNIE, 2012), em que algumas espécies investem mais em número de folhas do que na área para um melhor aproveitamento dos recursos. Dentre as variáveis de crescimento, a área foliar é muito importante e essencial para a capacidade fotossintética da planta por influenciar diretamente na interceptação e absorção de luz bem como trocas gasosas para o ambiente. Apesar de *I. marginata*, *T. granulosa*, *S. brasiliensis*, *J. puberula* e *C. ferrea* terem reduzido a área foliar, apresentaram um aumento significativo em número de folhas, o que se relaciona como uma estratégia da planta para compensar no sentido de manter suas taxas fotossintéticas, pois, o estresse causado pelo herbicida pode causar mudanças no estímulo do metabolismo da planta.

Em relação à biomassa seca, *C. Ferrea* e *S. brasiliensis* mostraram aumento no acúmulo de massa seca das folhas em acordo com o número de folhas. *I. Marginata*, *Calophyllum brasiliensis* e *Schizolobium parahyba* aumentaram 38,4% para a variável massa seca do caule. A massa seca da raiz teve um aumento de 29,6% para *I. Marginata*, *J. Puberula*, *Cedrela fissilis*, *C. Ferrea* e *S. brasiliensis*. Em termos de matéria seca total, *I. Marginata*, *J. Puberula*, *C. Ferrea*, *S. Brasiliensis* e *S. parahyba* tiveram um incremento médio de 23,4% sob efeito de clomazone. Esses

resultados denotam mudanças no processo fotossintético posto que esse herbicida interfere indiretamente na fotossíntese inibindo a síntese de carotenoides e inibe a foto-oxidação da clorofila.

Todas as espécies sobreviveram sob efeito do clomazone, nada obstante, *I. Marginata*, *C. Ferrea* e *S. Brasiliensis* foram as mais tolerantes ao herbicida. Tais espécies pertencem a família Fabaceae e podem ter sido favorecidas com a associação de bactérias fixadoras de nitrogênio.

De modo similar, Aguiar et al., (2016) analisou respostas ecofisiológicas de espécies arbóreas aos herbicidas atrazine, clomazone e 2,4-D. Sob efeito de atrazine, todas as espécies apresentaram clorose nas folhas variando entre 6, 25% para *Tapirira guianensis* e 47.50% para *Richeria grandis*. Já para o herbicida 2,4-D não houve diferença significativa entre as espécies e os valores de intoxicação foram baixos, apresentando um leve enrugamento das folhas e ausência de brotações laterais. Ao final do experimento, *Inga striata*, *Kielmeyera latrophyton*, *T. guianensis* e *R. grandis* não apresentaram sintomas. Em se tratando do uso eficiente da água, a espécie *T. guianensis* mostrou-se mais eficiente sob efeito de atrazine, destacando-se quanto as demais. O variável uso eficiente da água está relacionado às trocas gasosas e é mensurada pela razão entre fotossíntese e transpiração. Dessa maneira, *T. guianensis* mostrou-se uma espécie tolerante aos herbicidas e pode ser recomendado o seu uso em programas de recuperação de áreas degradadas ou locais contaminados por estes herbicidas.

Com o intuito de avaliar o potencial de espécies florestais como remediadoras dos herbicidas atrazine e 2,4-D, Heemann et al., (2018) estudou três espécies florestais em dois tipos de solos, sendo um Latossolo vermelho-amarelo de textura argilosa e um solo arenoso quartzarênico. Os herbicidas causaram sintomas de toxicidade em todas as espécies estudadas, no entanto a intensidade variou para cada espécie. O híbrido de eucalipto (*Eucalyptus grandis* X *Eucalyptus urophylla*) foi a espécie mais tolerante à ação do herbicida, apresentando menor toxicidade ao final do experimento para ambos tratamentos, com sintomas de 20,31% para 2,4-D e 23,44% para a atrazina. No entanto, o maior grau de toxicidade foi observado na espécie *Hymenaea coubaril* após a primeira avaliação com 70,31% de intoxicação, resultando na morte de algumas mudas ao final do experimento. A baixa tolerância dessa espécie a esse herbicida pode estar relacionada ao grupo ecológico

sucessional ao qual a espécie pertence, espécies secundárias tardias ao clímax. Estas apresentam um crescimento tardio e lento, demandam tempo para se estabelecerem, portanto, muito susceptíveis.

Esses resultados corroboram aos encontrados por Fiore et al., (2016), em que os resultados encontrados para as espécies sob efeito do herbicida 2,4-D também denotaram as espécies secundárias sendo menos tolerantes. No entanto, *Cecropia hololeuca* apresentou maior tolerância a esse herbicida, dado que menor toxicidade foi observada (23,44%) em comparação à atrazina (51,56%). Os sintomas causados para 2,4-D foram caracterizados por epinastia das folhas, encolhimento, clorose, necrose e queda das folhas. Esses sintomas são característicos de herbicidas auxínicos. Já os sintomas para atrazine se caracterizam em clorose nas bordas das folhas para o centro seguida de necrose. O maior dano foi causado em *Cecropia hololeuca* (51,56%) 14 dias após a primeira aplicação.

No entanto, a espécie *Hymenaea coubaril* apresentou tolerância sob efeito de atrazine, novas folhas surgiram, evidenciado pela sobrevivência de todas as mudas ao final do experimento. *Cecropia hololeuca* e o híbrido de Eucalipto apresentaram fitotoxicidade visual semelhante após a terceira aplicação e sobreviveram à presença de atrazine e 2,4-D ao final do experimento. Analisando o comportamento dessas espécies, infere-se que por pertencerem ao grupo sucessional de espécies pioneiras, possuem um rápido crescimento e sistema de raiz mais desenvolvido, por consequência uma maior capacidade de absorção de nutrientes e, portanto, um melhor desempenho.

O híbrido de Eucalipto também apresentou os melhores resultados para todas as variáveis de crescimento e desenvolvimento avaliadas para o 2,4-D, seguida por *Cecropia hololeuca*. Já para atrazine, *Hymenaea coubaril* foi a espécie com melhor desempenho seguida por Eucalipto. No geral, Eucalipto demonstrou os melhores resultados para variáveis de crescimento e desenvolvimento, apresentando a maior tolerância para atrazine e 2,4-D.

Em relação aos solos avaliados, em geral, as variáveis de crescimento e desenvolvimento das espécies não mudaram com a aplicação do herbicida no Latossolo vermelho-amarelo de textura argilosa. No entanto, em solo arenoso quartzarênico, o herbicida 2,4-D reduziu todas as variáveis avaliadas. Essa diferença nas variáveis em termos de tipo de solo pode ser devido ao menor teor de argila e

matéria orgânica no solo arenoso, o que implica em uma maior disponibilidade de herbicida na solução do solo, pois, essas moléculas na presença de argila são facilmente adsorvidas por colóides do solo, como evidencia na literatura na retenção do 2,4-D (SILVA et al., 2011).

Com intuito de confirmar o potencial remediador das espécies nos resultados encontrados por Heemann et al., (2018), após a remoção das espécies florestais, cultivou-se pepino (*Cucumis sativus*), uma espécie bioindicadora altamente sensível à presença de atrazine e 2,4-D no solo. Aos 30 DAS as plantas de pepino apresentaram maior crescimento e desenvolvimento em vasos que continham anteriormente *Hymenaea coubaril* em comparação com as outras espécies nos dois tipos de solos. Esse mesmo padrão pode ser observado para todas as características avaliadas. Fato este que pode estar relacionado com a sucessão da espécie, que apresenta crescimento lento e sistema radicular menos desenvolvido usando menos nutrientes do solo em comparação com as espécies pioneiras do estudo e proporcionando melhor desenvolvimento para as plantas de pepino.

Assim, pode-se afirmar que o cultivo anterior das espécies arbóreas ajudaram a reduzir os resíduos de atrazine e 2,4-D na maioria dos tratamentos. A toxicidade de plantas de pepino cultivadas em solo onde ocorreu aplicação de herbicida não diferiu significativamente do controle.

Apesar da diferença entre moléculas orgânicas e inorgânicas, alguns processos que incluem a remediação de metais pesados por plantas podem denotar ou explicar a tolerância de algumas espécies remediadoras de áreas contaminadas por herbicidas.

Pesquisas vêm sendo realizadas, principalmente, no que diz respeito aos variados processos de fitorremediação de poluentes inorgânicos realizadas pela planta, haja vista que algumas espécies podem acumular e tolerar grandes quantidades desses poluentes que seriam tóxicos às outras (SILVA et al., 2011; CAMBROLLÉ et al., 2013). Tais espécies são conhecidas como hiperacumuladoras e o seu uso na fitorremediação é de grande interesse (RAI, 2008). Para o bom desempenho de programas de fitorremediação o conhecimento do comportamento morfofisiológico e os mecanismos de tolerância de arbóreas ao metal são de suma importância.

Em solos contaminados com metais pesados as plantas apresentam diferentes mecanismos para lidar com o estresse do metal. Algumas espécies, denominadas excludentes, adotam estratégias de exclusão para evitar a absorção excessiva e transportes de íons metálicos (MALIK; BISWAS, 2012), como o espessamento das paredes das células da raiz (exoderme e endoderme), o que proporciona uma maior área de retenção de metais pesados e, conseqüentemente diminui a translocação para a parte aérea (ADRESS et al. 2015).

Cambrollé et al., (2013) pesquisando o comportamento de *Limoniastrum monopetalum* em solo contaminado com sulfato de cobre, avaliou a tolerância e capacidade da espécie em acumular o contaminante por meio de análises no crescimento, aparelho fotossintético e captação de nutrientes. A espécie demonstrou alta tolerância ao estresse gerado pelo cobre em concentrações de até 35 mmol Cu l⁻¹. A tolerância da espécie à concentrações até 35 mmol Cu l⁻¹ pode ser associada à capacidade da planta em acumular o metal em seu sistema radicular para prevenir de forma eficaz a translocação do mesmo para os tecidos fotossintéticos. À partir dessa concentração até 60 mmol Cu l⁻¹ testado, as espécies apresentaram-se com clorose, devido à danos causados nas membranas dos tilacóides em altas concentrações de cobre (Adrees et al., 2015) que não foram contornadas pela planta e translocaram para tecidos fotossintéticos. Houve ainda uma redução no crescimento da espécie em que os autores atribuíram à redução da assimilação do carbono fotossintético devido ao efeito adverso do metal sobre o fotoquímico aparelhos e uma redução na absorção de nutrientes essenciais. *Limoniastrum monopetalum*, portanto, tem características de uma espécie excludente em concentrações até 35 mmol Cu l⁻¹ e pode ser utilizada em revegetação de áreas contaminadas com cobre nessas condições.

Comportamento similar foi encontrado por Silva et al., (2011) e Silva et al., (2015a) em seus trabalhos com espécies arbóreas *Peltophorum dubium* e *Bauhinia forficata Pterogyne nitens*, respectivamente, em que as espécies apresentaram uma tendência de acúmulo do cobre em suas raízes e o excesso dele reduziu o desenvolvimento das mudas, principalmente de *Peltophorum dubium*. Este acúmulo nas raízes pode representar, portanto, uma estratégia de tolerância da planta, preservando assim os tecidos metabólicos mais ativos. Essa tolerância, de acordo com alguns autores, pode ser explicada por barreiras apoplásticas que minimizam a

translocação dos metais das raízes para a parte aérea (GOMES et al., 2011; FREITAS et al., 2015). Tais espécies são denominadas excludentes, acumulam os metais pesados em suas raízes mas restringem o seu transporte para o interior da planta, acima do solo (MALIK; BISWAS, 2012). Possuem um baixo potencial de extração como visto nos resultados encontrados, no entanto, podem ser eficientes na fitoestabilização.

Em contraste, as plantas consideradas hiperacumuladoras têm a capacidade de acumular grandes quantidades (em níveis superiores) de metais pesados em seus tecidos, mesmo nas partes aéreas (ALI et al., 2013). De acordo com Das; Shil (2012), cerca de 45 famílias de plantas já são conhecidas por acumularem grandes quantidades de metais pesados como Cu, Fe, Zn, Pb e Mn.

Silva et al., (2015b) avaliou a tolerância e capacidade fitorremediadora de espécies florestais nativas *Anadenanthera macrocarpa*, *Mimosa scabrella* e *Apuleia leiocarpa* submetidas a nove doses de cobre no solo (0, 60, 120, 180, 240, 300, 360, 420 e 480 mg kg⁻¹). Os resultados demonstraram que os níveis de cobre aplicados ao solo reduziram o crescimento e peso seco da raiz de *Apuleia leiocarpa*, porém, em menor grau comparado com *Anadenanthera macrocarpa* e *Mimosa scabrella*. A espécie *A. leiocarpa* mostrou-se também altamente tolerante para concentrações de cobre, com maior produção de biomassa em comparação com as outras duas espécies. Essa alta tolerância denota uma maior capacidade da espécie para fitoacumulação até mesmo nas maiores doses, sendo potencial para ser utilizada em programas de reflorestamento em áreas contaminadas com metais pesados. Já a espécie *A. macrocarpa*, exibiu uma alta sensibilidade com o aumento das concentrações de cobre. Desse modo, de acordo com os autores, as plantas de *A. leiocarpa* parecem possuir adaptações bioquímicas por ter maior peso seco de raízes do que as outras espécies em altas doses de cobre. No geral, as plantas dessa espécie foram menos afetadas. *A. macrocarpa* mostrou-se com maiores teores de cobre acumulado nas raízes do que nos comparado às outras espécies. Assim, destaca-se a capacidade das espécies para a fitorremediação de solos com cobre, por diferentes processos.

Considerações finais

A recuperação de áreas contaminadas utilizando espécies vegetais tanto herbáceas como arbóreas é uma alternativa eficiente para reduzir os impactos causados por contaminantes. A fitorremediação de metais pesados possui grande potencial para a fitoextração e fitoestabilização, enquanto os mecanismos para fitorremediação de herbicidas ainda são relativamente restritos.

Desse modo, a fitorremediação demanda ainda estudos mais amplos sobre a diversidade de espécies tanto herbáceas como arbóreas. Para um uso efetivo e sucesso na remediação de compostos tanto orgânicos quanto inorgânicos são necessários melhor compreensão dos mecanismos envolvidos. Além disso, a tolerância de espécies remediadoras pode ser considerada bem peculiar, em função dos aspectos fisiológicos relacionados aos mecanismos de desintoxicação particular de cada espécie.

Bibliografia

ADREES M., ALI, S., RIZWAN, M., IBRAHIM, M., ABBASS, F., FARID, M., REHMAN, M.Z., IRSHAD, K., BHARWANA, S.A.. The effect of excess copper on growth and physiology of important food crops: a review. *Environmental Science and Pollution Research* 22 (11): 8148-8162. 2015

AGUIAR, L.M., SANTOS, J.B., COSTA, V.A., BRITO, L.A., FERREIRA, E.A., PEREIRA, I.M., ASPIAZU, I. Herbicide tolerance and water use efficiency in forest species used in degraded areas recovery programs. *Revista Bosque* 37 (3): 493-500. 2016.

AKEN, B.V., CORREA, A.P., SCHNOOR, J.L. Phytoremediation of *Polychlorinated Biphenyls*: New Trends and Promises. *Environmental Science Technology* 44(8):2767–2776. 2010.

ALI, H., KHAN, E., SAJAD, M.A.,. Phytoremediation of heavy metals - concepts and applications. *Chemosphere* 91 (7): 869-881. 2013.

ASSIS, R.L., PROCÓPIO, S.O., CARMO, M.L., PIRES, F.R., CARGNELUTTI FILHO, A., BRAZ, G.B.P. Fitorremediação de solo contaminado com o herbicida picloram por plantas de capim pé de galinha gigante. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 14(11): 1131–1135. 2010.

ASTIER, C., GLOAGUEN, V., FAUGERON, C. Phytoremediation of cadmium-contaminated soils by young fir trees: effects of cadmium exposure on cell wall composition. *International Journal of Phytoremediation* 16 (7-8):790-803. 2014.

BELO, A.F., COELHO, A.T.C.P., FERREIRA, L.R., SILVA A.A., SANTOS, J.B. Potencial de espécies vegetais na remediação de solo contaminado com sulfentrazone. *Planta Daninha* 29(4): 821-828. 2011.

BELO, A.F., PIRES, F.R., BONOMO, R., CARGNELUTTI FILHO, A., TENIS, L.H.O. Sulfentrazone phytoremediation under field conditions. *Revista Caatinga* 29 (1): 119 – 126. 2016.

CABRAL, C.M., SANTOS, J.B., FERREIRA, E.A., MACHADO, V.M., PEREIRA, I.M., SILVA, D.V., SOUZA, M.F. Tolerance to the herbicide clomazone and potential for changes of forest species. *Bioscience Journal* 33(4): 897-904. 2017.

CAMBROLLÉ, J., LEYTON, M., MUNOZ-VALLÉS, S., FIGUEROA-LUQUE, E., LUQUE, T., FIGUEROA, M.E. Effects of copper sulfate on growth and physiological responses of *Limonium monopetalum*. *Environmental Science and Pollution Research* 20 (12): 8839-8847. 2013.

CARMO, M.L., PROCÓPIO, S.O., PIRES, F.R., CARGNELUTTI FILHO, A., BRAZ, G.B.P., SILVA, W.F.P., BARROSO, A.L.L., SILVA, G.P., CARMO, E.L., BRAZ, A.J.B.P., ASSIS, R.L. Influência do período de cultivo de *Panicum maximum* (cultivar Tanzânia) na fitorremediação de solo contaminado com picloram. *Planta Daninha* 26 (2): 315-322. 2008A

CARMO, M.L., PROCÓPIO, S.O., PIRES, F.R., CARGNELUTTI FILHO, A., BARROSO, A.L.L., SILVA, G.P. Plant selection for phytoremediation of soils contaminated with picloram. *Planta Daninha* 26 (2): 301-313. 2008B

CLEMENS, S., MA, J.F. Toxic heavy metal and metalloid accumulation in crop plants and foods. *Annual review plant biology* 29(67): 489-512. 2016.

COUTINHO, P.W.R., CADORIN, D.A., NORETO, L.M., GONÇALVES JR, A.C. Alternativas de remediação e descontaminação de solos: biorremediação e fitorremediação *Nucleus* 12(1): 59-68. 2015.

DARWISH, M., LOPEZ-LAURI, F., SALLANON, H. Study of photosynthesis process in the presence of low concentrations of clomazone herbicide in tobacco (*Nicotiana tabacum*). *Journal Stress Physiology Biochemistry* 9 (1): 229-245. 2013.

DAS, S.; SHIL, P. Phytoremediation : a cost-effective clean up technique for soil and ground water contaminants. *Journal of Environmental Research And Development* 6 (4): 1087-1091. 2012.

DOTY, S.L., SHANG, Q.T., WILSON, A.M., MOORE, A.L., NEWMAN, L.A., STRAND, S.E., Enhanced metabolism of halogenated hydrocarbons in transgenic plants containing mammalian P450 2E1. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 97, 6287–6291. 2007.

FERRAZ, R.L.S., BELTRÃO, N.E.M., MELO, A.S., MAGALHÃES, I.D., FERNANDES, P.D., ROCHA, M.S. Trocas gasosas e eficiência fotoquímica de

cultivares de algodoeiro herbáceo sob aplicação de silício foliar. *Ciências Agrárias* 35 (2): 735-748. 2014.

FIGLIO, R.A., SANTOS, J.B., FERREIRA, E.A., CABRAL, C.M., PEREIRA, I.M. Growth and nutritional analysis of tree species in contaminated substrate by leachable herbicides. *Revista Árvore* 40 (4):585-594. 2016.

FLORIDO, F.G., MONQUERO, P.A., DIAS, A.C.R., TORNISIELO, V.L. The absorption and translocation of imazaquin in green manures. *Acta Scientiarum. Agronomy* 36 (3): 291-300. 2014.

FRANCO, M.H.R., FRANÇA, A.C., ALBUQUERQUE, M.T., SCHIAVON, N.C., VARGAS, G.N. Fitorremediação de solos contaminados com picloram por *Urochloa brizantha*. *Pesquisa Agropecuária Tropical* 44 (4): 460-467. 2014.

FREITAS, T.A., FRANÇA, M.G., DE ALMEIDA, A.A., DE OLIVEIRA, S.J., DE JESUS, R.M., SOUZA, V.L., DOS SANTOS SILVA, J.V., MANGABEIRA, P.A. Morphology, ultrastructure and mineral uptake is affected by copper toxicity in young plants of *Inga subnuda* subs. *luschnathiana* (Benth.) TD Penn. *Environmental Science and Pollution Research* 22(20): 15479-15494. 2015.

GALENDE, M.A., BECERRIL, J.M., GÓMEZ-SAGASTI, M.T., BARRUTIA, O., EPELDE, L., GARBISU, C., HERNÁNDEZ, A. Chemical stabilization of metal-contaminated mine soil: Early short-term soil-amendment interactions and their effects on biological and chemical parameters. *Water Air Soil Pollut* (2014): 225-1863. 2014.

GALON, L., LIMA, A.M., GUIMARÃES, S., BELARMINO, J.G., BURG, G.M., CONCENÇO, G., BASTIANI, M.O., BEUTLER, A.N., ZANDONA, R.R., RADÜNZ, A.L. Potential of plant species for bioremediation of soils applied with imidazolinone herbicides. *Planta Daninha* 32 (4):719-726. 2014.

GIROTTI, M., ARALDI, R., VELINI, E. D., JASPER, S. P., CARBONARI, C. A., GOMES, G. L. G. C. Eficiência fotossintética da cana-de-açúcar após a aplicação dos herbicidas S-metolachlor e atrazine em pós-emergência. *Revista Brasileira de Herbicidas* 9(3): 109-116. 2010.

GOMES, M.P., MELO MARQUES, T.C.L.L.S., NOGUEIRA, M.O.G., CASTRO, E.M., SOARES, A.M. Ecophysiological and anatomical changes due to uptake and accumulation of heavy metal in *Brachiaria decumbens*. *Scientia Agricola* 68(5):566-573. 2011.

HEEMANN, T.P., ARANTES, S., ANDRADE, E., VIANA, D., SELLA, H. Phytoremediation capacity of forest species to herbicides in two types of soils. *Floresta e Ambiente* 25(3): e20170465. 2018.

IBRAHIM, S.I., ABDEL LATEEF, M.F., KHALIFA, H.M.S., ABDEL MONEM, A.E. Phytoremediation of atrazine-contaminated soil using **Zea mays** (maize). *Annals of Agricultural Science* 2013 58(1): 69–75. 2013.

JESUS, A. A., NÓBREGA, R.S.A., NÓBREGA, J.C.A., COSTA, E.M., MOREIRA, F.M.S., PACHECO, L.P. 2014. Quality of *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong. seedlings in function of inoculation and natural nodulation in soils from southwest of Piauí, Brazil. *Revista de Ciências Agrárias* 37 (2):198-205.

KOPITTKE, P.M., BLAMEY, F.P.C., ASHER, C.J., MENZIES, N.W. 2010. Trace metal phytotoxicity in solution culture: a review. *Journal of experimental botany* 61(4): 945-954.

LI, X., WU, T., ZHANG, S. 2012. Atrazine accumulation and toxic responses in maize *Zea mays*. *Journal Environmental Science* 24 (2):203-208.

LONNIE, W.A. 2012. Reducing size to increase number: a hypothesis for compound leaves. *Ideas in Ecology and Evolution* 5 (1):1–5.

MADALÃO, J.C., PIRES, F.R., CHAGAS, K., CARGNELUTTI FILHO, A., PROCÓPIO, S.O. 2012. Uso de leguminosas na fitorremediação de solo contaminado com sulfentrazone. *Pesquisa Agropecuária Tropical* 42 (4): 390-396.

MADALÃO, J.C., PIRES, F.R., NASCIMENTO, A.F., CHAGAS, K., CARGNELUTTI FILHO, A., PROCÓPIO, S.O. 2016. Fitorremediação de solo contaminado com sulfentrazone em função do tempo de cultivo de *Canavalia ensiformis*. *Revista Agroambiente On-line* 10(1): 36 – 43.

MALIK, N., BISWAS, A.K.,. Role of higher plants in remediation of metal contaminated sites. *Scientific Reviews Chemical Communications* 2, 141–146. 2012.

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

MONQUERO, P.A., CORREA, M.C., BARBOSA, L.N., GUTIERREZ, A., ORZARI, I., HIRATA, A.C.S. Seleção de espécies de adubos verdes visando à fitorremediação de diclosulam. *Planta Daninha* 31 (1): 127-135. 2013.

MUKHOPADHYAY, S., MAITI, S.K.. Phytoremediation of metal enriched mine waste: a review. *Global Journal Environmental. Resource* 4, 135–150. 2010.

PAJEVIC, S., BORISEV, M., NIKOLIC, N., KRISTIC, B., PILIPOVIC, A., ORLOVIC, S. Phytoremediation capacity of poplar (*Populus* spp.) and willow (*Salix* spp.) clones in relation of photosynthesis. *Archives of Biological Science Belgrade*, 61(2), 239-247. 2009.

PIRES, F.R., SOUZA, C.M., SILVA, A.A., PROCÓPIO S.O., FERREIRA, L.R. Phytoremediation of herbicide-polluted soils. *Planta Daninha* 21 (2): 335-341. 2003.

PROCÓPIO, S.O., CARMO, M.L., PIRES, F.R., CARGNELUTTI FILHO, A., BRAZ, G.B.P., SILVA, W.F.P., BARROSO, A.L.L., SILVA, G.P., CARMO, E.L., BRAZ, A.J.P. Fitorremediação de solo contaminado com picloram por capim-pé-de-galinha gigante (*Eleusine coracana*). *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 32: 2517-2524. 2008.

PROCÓPIO, S.O., CARMO, M.L., PIRES, F.R., CARGNELUTTI FILHO, A., SANTOS, J.B., BRAZ, G.B.P., BARROSO, A.L.L., SILVA, G.P., CARMO, E.L., BRAZ, A.J.P. Utilização do capim-pé-degalinha gigante (*Eleusine coracana*) na fitorremediação de solo contaminado com o herbicida picloram. *Magistra* (2009): 211-218. 2009.

RAI, P.K., Phytoremediation of Hg and Cd from industrial effluents using an aquatic free floating macrophyte *Azolla pinnata*. *International Journal Phytoremediation* 10, 430–439. 2008.

RAFATI, M., KHORASANI, N., MOATTAR, F., SHIRVANY, A., MORAGHEBI, F., HOSSEINZADEH, S., Phytoremediation potential of *Populus alba* and *Morus alba* for cadmium, chromium and nickel absorption from polluted soil. *International Journal Environmental Resource*. 5, 961– 970. 2011.

SANCHÉZ, V., LOPEZ-BELLIDO, F.J., CANIZARES, P., RODRIGUEZ, L. Assessing the phytoremediation potential of crop and grass plants for atrazine-spiked soils. *Chemosphere* 185 (2017): 119-126. 2017.

SANTOS, E.A., CORREIA, N.M., BOTELHO, R.G. Resíduos de herbicidas em corpos hídricos – Uma revisão. *Revista Brasileira de Herbicidas* 12 (2):188-201. 2013.

SBCPD (Sociedade Brasileira da Ciência das Plantas Daninhas, BR). 1995. Procedimentos para instalação, avaliação e análise de experimentos com herbicidas. Londrina, Brasil. 42 p.

SILVA, R.F.S., LUPATINI, M., ANTONIOLLI, Z. I., LEAL, L.T., MORO JUNIOR, A. Comportamento de *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub., *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan e *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong cultivadas em solo contaminado com cobre. *Ciência Florestal* 21(1):103-110. 2011.

SILVA, R.F., DA ROS, C.O., SCHEID, D.L., GROLLI, A.L., MARCO, R., MISSIO, E.L. Copper translocation and tolerance in seedlings of tree species grown in contaminated soil. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 19(11):1093- 1099. 2015^a.

SILVA, R.F., ANDREAZZAB, R., DA ROSA, C., DELLAIA, A., JACQUES, R.J.S., SCHEID, D. Growth of tropical tree species and absorption of copper in soil artificially contaminated. *Brazilian Journal Biology* 75 (4): 119-125. 2015^b.

SINGH, A., PRASAD, S.M., Reduction of heavy metal load in food chain: technology assessment. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 10, 199–214. 2011.

VARSHNEY, S., HAYAT, S., ALYEMENI, M.N., AHMAD, A. Effects of herbicide applications in wheat fields. Is phytohormones application a remedy? *Plant Signaling & Behavior* 7 (5): 570-575. 2012.

YADAV, R., ARORA, P., KUMAR, S., CHAUDHURY, A., Perspectives for genetic engineering of poplars for enhanced phytoremediation abilities. *Ecotoxicology* 19, 1574–1588. 2010.

Processo de Avaliação por Pares: (*Blind Review* - Análise do Texto Anônimo)

Publicado na Revista Vozes dos Vales - www.ufvjm.edu.br/vozes em: 10/2019

Revista Científica Vozes dos Vales - UFVJM - Minas Gerais - Brasil

www.ufvjm.edu.br/vozes

www.facebook.com/revistavozesdosvales

UFVJM: 120.2.095-2011 - QUALIS/CAPES - LATINDEX: 22524 - ISSN: 2238-6424

Periódico Científico Eletrônico divulgado nos programas brasileiros *Stricto Sensu*
(Mestrados e Doutorados) e em universidades de 38 países,
em diversas áreas do conhecimento.