BIOTECNOLOGIAS DE REMEDIAÇÃO DE SOLOS CONTAMINADOS COM AGROQUÍMICOS

Obede Rodrigues Alves¹, Otniel Alencar Bandeira², Andreia Aparecida Borges², Raquel Maria Prado² e Antônio Pasqualetto.

¹Doutoranda em Ciências da Engenharia Ambiental pela Escola de Engenharia da Universidade de São Paulo – USP, São Carlos, Brasil. (alves.obede@gmail.com)

²Mestrando do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Planejamento Territorial pela Pontifícia Universidade Católica de Goiás - PUC Goiás. Goiânia, Brasil.

⁵Professora Doutora do Programa de Pós- Graduação em Desenvolvimento e Planejamento Territorial da Pontifícia Universidade Católica de Goiás - PUC Goiás.

Recebido em: 15/07/2016 – Aprovado em: 29/07/2016 – Publicado em: 31/08/2016
DOI: 10.18677/Agrarian_Academy_2016_003

RESUMO

A contaminação do ambiente agrícola tornou-se um grave problema global. O uso indiscriminado de pesticidas tem provocado diversos problemas à saúde humana, toxicidade a organismos alvo e não alvo, além de alterar a qualidade do ar, água e solo. Em 2008, o Brasil se tornou o maior consumidor mundial de pesticidas e por isso cresce o interesse em investigar estratégias de remediação *in situ* desses compostos. Neste sentido o objetivo desta pesquisa foi discutir sobre as diferentes estratégias de fitorremediação e vermirremediação de solos contaminados com pesticidas e as respectivas vantagens e limitações de cada uma dessas biotecnologias. Observou-se que as biotecnologias apresentadas neste trabalho apresentam vantagens econômicas e ambientais em comparação com os métodos físicos e químicos, porém apresentam limitações que precisam ser superadas através de pesquisa científica e ensaios em escala de laboratório, piloto e campo. Muitos trabalhos têm sido desenvolvidos na área de biotecnologias de remediação de solos contaminados por pesticidas, entretanto a maioria ocorre em condições de clima temperado. O Brasil precisa explorar mais essas biotecnologias uma vez que dispõe de elevado potencial por possuir condições climáticas e biodiversidade mais favorável em comparação com regiões de clima temperado.

PALAVRAS-CHAVE: Contaminantes orgânicos, fitorremediação, vermirremediação.

REMEDIATION BIOTECHNOLOGIES FOR CONTAMINATED SOIL WITH AGROCHEMICALS

ABSTRACT

The contamination of the agricultural environment has become a major global problem. The indiscriminate use of pesticides has caused several problems to human health, toxicity to target organisms and non-target, and change the quality of air, water and soil. In 2008, Brazil became the world's largest consumer of pesticides and therefore growing interest in investigating remediation strategies *in situ* these compounds. In this sense, the objective of this research is to discuss the different strategies of phytoremediation and vermioremediation of soils contaminated with

pesticides and their advantages and limitations of each of these biotechnologies. It was observed that biotechnologies presented in this work have economic and environmental advantages compared to the physical and chemical methods, but have limitations that must be overcome through scientific research and conduct testing in laboratory scale, pilot scale and field scale. Many studies have been developed in the area contaminated by pesticides soil remediation technologies, though most occur in temperate conditions. Brazil needs to further explore these biotechnologies since it has high potential for having climatic conditions and more favorable biodiversity compared with temperate regions.

KEYWORDS: Phytoremediation, vermiremediation, organic contaminants.

INTRODUÇÃO

As principais fontes de contaminação do solo e água provém de rejeitos urbanos e industriais, agroquímicos e/ou vazamentos acidentais de compostos xenobióticos. Quando alcançam o ambiente, esses contaminantes podem se acumular e interferir nos processos biogeoquímicos do solo acarretando em declínio da produtividade, risco à saúde humana, toxicidade à comunidade edáfica e aquática, além da contaminação dos recursos hídricos (SIQUEIRA et al., 1994; EIJSACKERS et al., 2001).

Sabe-se que a principal atividade econômica brasileira é a agropecuária e apesar de o País ainda não ser o principal produtor agrícola global, as projeções apontam crescimento para esse setor nos próximos anos. Juntamente com a expansão agrícola, tem crescido também o consumo de agroquímicos e desde 2008 o Brasil se tornou o maior consumidor mundial de agrotóxicos, posição ocupada anteriormente pelos Estados Unidos (SINDAG, 2008).

Simultaneamente aos benefícios adquiridos com o uso de agroquímicos na agricultura vieram também problemas ambientais e sociais relacionados com o emprego indiscriminado que foi impulsionado, principalmente, a partir do processo de modernização ocorrido com a Revolução Verde (ZHAO et al., 2015). Um dos principais objetivos da Revolução Verde era incentivar a crescença da produção mundial de alimentos a partir de técnicas inovadoras como o uso de insumos agrícolas (fertilizantes e pesticidas) e melhoramento genético. Logo, o controle das pragas, que antes era feito por métodos mecânicos ou por inimigos naturais foi substituído paulatinamente pelo uso em larga escala de compostos químicos sintéticos (CHEN et al., 2015).

O setor agrícola coadjuva com a poluição ambiental em virtude de aplicações em doses não recomendadas ou superdosagens dos produtos agroindustriais, reaplicações em intervalos irregulares, outras vezes pelo descarte inadequado das embalagens e/ou resíduos de soluções aquosas, vezes por meio de acidentes em fábricas ou durante o transporte dos agroquímicos. Estas peripécias aumentam o risco à saúde humana, efeitos tóxicos sobre a comunidade aquática e edáfica, exacerba a contaminação sistêmica do ambiente, sobretudo do solo (JARIYAL et al., 2015).

Alguns pesticidas apresentam alta persistência no solo e após a aplicação o mesmo pode ser transportado pela ação do vento, por lixiviação ou via *runoff*, contaminando outras áreas, poluindo mananciais superficiais e subterrâneos, azando toxicidade aos organismos alvo e não alvo, podendo até mesmo acumular-se na cadeia alimentar (LAVELLE et al., 1995).

É dentro deste contexto que o desenvolvimento de técnicas de remediação de áreas contaminadas por pesticidas vem se desenvolvendo em tantos países,

inclusive no Brasil. A remediação baseia-se na aplicação de distintas medidas de contenção, degradação e/ou tratamento do contaminante visando a higienização da área (PROCÓPIO et al., 2009). As técnicas de remediação podem ser classificadas em processos químicos, físicos ou biológicos. Na literatura o termo remediação tem sido frequentemente correferido a técnicas não biológicas para remoção ou contenção do contaminante.

Entender e aplicar as biotecnologias de remediação existentes possibilitará o desenvolvimento de cultivares mais resilientes. Assim sendo, esta revisão tem como objetivo discutir sobre as diferentes estratégias de fitorremediação e vermerremediação de solos contaminados com pesticidas e as respectivas vantagens e limitações de cada uma dessas biotecnologias.

DESENVOLVIMENTO

Contaminação de solos por pesticidas

Pelo fato ser um receptáculo de rejeitos das atividades antrópicas, o solo acaba sendo alvo de contaminação por distintos compostos químicos e agentes biológicos (BOLAN et al., 2014). De todos os compostos xenobióticos que atingem o solo, os pesticidas requerem cautela. Esses produtos tiveram o uso impulsionado a partir da década de 1940 quando começaram a ser produzidos em larga escala. Esses agroquímicos são formulados para erradicar ou controlar doenças e pragas que acometem plantas, animais e homem. São milhares de compostos registrados variando desde moléculas mais simples como o brometo de metila às mais complexas como o aldrin, por exemplo (DITTBRENNER, et al., 2012).

Existem no Brasil em torno de 84 fabricantes de pesticidas, cerca de 1.500 registros de produtos comerciais formulados a partir de 424 ingredientes ativos (i.a.), sendo 476 herbicidas (100 i.a.), 398 inseticidas (98 i.a.), 383 fungicidas (106 i.a.), 160 acaricidas (52 i.a.), 26 nematicidas (10 i.a.), 15 bactericidas (6 i.a.), 18 inseticidas biológicos (7 i.a) e seis cupinicidas (3 i.a.). Desse total cerca de 670 estão no mercado e apenas 56% são classificados como moderadamente ou pouco tóxicos (classes III e IV, faixas azul e verde, respectivamente) (PAPINI et al., 2014).

Os efeitos negativos desses compostos são extensivamente discutido pela sociedade em geral e comunidade científica de distintas áreas do conhecimento. Com o objetivo de conhecer mais sobre os impactos dos pesticidas sobre microrganismos edáficos, cientistas alemães avaliaram mais de 700 publicações e verificaram que determinados pesticidas, aplicados em dose recomendada, não causam efeitos crônicos negativos aos microrganismos não-alvos (BAUDDH & SINGH, 2012) A relação entre pesticida e microrganismo é complexa, mas os estudos de ACCIOLY & SIQUEIRA (2000) revelaram informações relevantes, a saber: organismos edáficos respondem de forma distinta aos pesticidas, aplicação em dose recomendada pouco interfere na população microbiana, os pesticidas pouco influenciam nos processos ligados à fertilidade do solo e alguns fungicidas sistêmicos fumigantes e mercuriais podem inibir ou até mesmo eliminar microrganismos rizóbios e fungos rízcicos. Todavia, os efeitos negativos dos pesticidas na atividade microbiana e demais processos do solo depende das características dos compostos, taxa de acumulação, degradação e frequência de aplicações (PAPINI et al., 2014; SIQUEIRA et al., 1994).

A fitorremediação e vermirremediação são tecnologias inovadoras com potencial para remediação de solos contaminados com agroquímicos. Esses processos geralmente ocorrem no solo onde os pesticidas são totalmente

degradados ou transformados em compostos menos tóxicos pela ação de fungos, bactérias e/ou outros microrganismos (PROCÓPIO, 2009).

Fatores que influenciam a biorremediação

A eficiência em processos de biorremediação depende de diversos fatores físicos e químicos do solo como potencial hidrogeniônico (pH), temperatura, aeração, biodisponibilidade do composto, umidade, condições redox, matéria orgânica, nutrientes, natureza e teor de argila, óxidos metálicos, e capacidade de troca catiônica (CHEN et al., 2015; ZHAO et al., 2015; GUPTA et al., 2016).

A pesquisa de SCHROLL et al. (2006) avaliou o efeito da umidade do solo na mineralização dos pesticidas isoproturão, benazolina-etilo e glifosato pela ação de microrganismos. Os resultados demonstraram relação entre o aumento da umidade do solo e a mineralização dos pesticidas. A umidade excessiva retardou a mineralização dos compostos porque o excesso de água impede a propagação de oxigênio no ambiente.

A biodegradação de pesticidas ou de qualquer outro composto é dependente de enzimas segregadas por microrganismos específicos. Estas enzimas são exigentes com relação ao potencial hidrogeniônico. MASSOUD et al. (2010) apontam que o pH ótimo das bactérias fica em torno de 6,5 e 7,5 sendo este o valor mais indicado para biorremediação. Mas, isso não é hegemônico para todos os compostos e bactérias, a *Pandoraea sp.*, por exemplo, foi isolada a partir de uma cultura de enriquecimento e conseguiu degradar isômeros de HCH em intervalo de pH 4 a 9 (OKEKE et al., 2002).

A temperatura é outro fator relevante para biorremediação porque além de afetar a atividade microbiana e as taxas das reações bioquímicas, também atinge as proteínas que interferem na fisiologia celular e permeabilidade da membrana celular da microbiota (MASSOUD et al., 2010; JARIYAL et al., 2015). Valores de temperatura entre 15 e 40°C foram considerados por EEVERS et al. (2016) favoráveis à degradação de pesticidas por bactérias isoladas degradadoras desses compostos.

O teor de matéria orgânica (MO) no solo também afeta a biodegradação de pesticidas ao proporcionar nutrientes suficientes para o crescimento microbiano e controlar o movimento do pesticida por processos de adsorção/dessorção. Como a ação dos distintos grupos de pesticidas no solo é multifário, o teor de MO pode tanto acelerar a biodegradação como também desservir (RIVERO et al., 2016).

DELGADO-MORENO & PEÑA (2009) avaliaram o efeito da degradação química e biológica de triazinas por meio de bioestimulação com composto e vermicomposto de “torta” de azeitona. A concentração residual do herbicida no final do experimento não apresentou diferenças significativas entre o solo não alterado e alterado. Conquanto, a adição de compostos e vermicompostos aumentaram a atividade desidrogenase e a taxa de degradação biológica das triazinas durante a primeira semana de incubação reduzindo significativamente os valores da DT_{50} . GUPTA et al. (2016) incorporaram lodo de esgoto em solo tratado com o herbicida isoproturão, todavia o aumento da MO com adição do lodo não proporcionou aumento significativo na degradação do herbicida.

Diferentemente, os estudos de JOHANNESSEN et al. (2003) avaliaram a degradação do fungicida difenoconazol em solo argiloso alterado com MO de fácil decomposição (folhas trituradas) e os resultados apontaram que a incorporação de MO diminuiu os valores da DT_{50} e DT_{90} e aumentou significativamente a atividade

microbiana geral em condições controladas de temperatura (30°C) e umidade (60 % capacidade de campo).

Fitotecnologias

O termo fitorremediação, do inglês *phytoremediation*, passou a ser empregado a partir da década de 1990 para se referir ao uso das plantas e microrganismos associados à ela para remover, transferir, estabilizar, e/ou destruir contaminantes dos solos, água e sedimentos (BAUDDH & SINGH, 2012). É possível incorporar ao solo corretivos, fertilizantes, matéria orgânica e outras práticas agrônômicas concomitante à fitorremediação para melhorar a eficiência do tratamento (ACCIOLY & SIQUEIRA, 2000).

O emprego da fitorremediação não é algo recente. CUNNINGHAM et al. (1996) descreveram que a Alemanha já utilizava plantas há mais de 300 anos para tratamento de esgoto. A novidade consiste na investigação sistêmica científica de como utilizar as plantas para remover compostos tóxicos do ambiente. Desde então diversas pesquisas com foco na fitorremediação vêm sendo desenvolvidas, principalmente nos Estados Unidos e Europa, onde existem inclusive companhias que exploram economicamente essa tecnologia (SANTOS et al., 2007).

Alguns compostos orgânicos podem ser transportados através das membranas de plantas, principalmente aquelas de baixo peso molecular, que por vezes são removidos do solo e transportados por meio das folhas via evapotranspiração (fitovolatilização). Alguns compostos não voláteis podem ser degradados ou transformados em não-tóxico através de modificação enzimática e sequestro por meio das plantas (fotodegradação, fitoextração) (PROCÓPIO et al., 2009; BAUDDH & SINGH, 2012).

A *Interstate Technical Regulatory Council* (ITRC, 2009) aponta que as fitotecnologias podem ser divididas em seis mecanismos distintos que ocorrem de acordo com as especificidades morfológicas e fisiológicas de cada espécie. Os mecanismos cognominados de fitodegradação, fitoextração, *phytohydraulics*, fitoacumulação (*fitosequestration*), fitovolatilização e rizodegradação podem ocorrer ao mesmo tempo ou em sucessão. PROCÓPIO et al. (2009) descrevem ainda como mecanismo a rizoestabilização. O Quadro 1 explica com mais detalhes cada um dos processos.

QUADRO 1 - Mecanismos biológicos de fitorremediação.

Mecanismo	Descrição	Meta do Mecanismo
Fitoextração	Capacidade das plantas de capturar o contaminante do ambiente por meio das raízes e translocar para biomassa vegetal	Extração e captura do contaminante
Fitoacumulação	Armazenamento do contaminante nas raízes ou em outros órgãos, sem modificação nas moléculas do xenobiótico (aprisionamento).	Contenção
Fitoestabilização	Redução da mobilidade e biodisponibilidade dos poluentes no ambiente, seja por efeitos físicos ou químicos	Contenção
Fitodegradação	Bioconversão do contaminante em formas menos tóxicas ou não-tóxicas dentro de tecidos vegetais através da atividade enzimática interna. Em alguns casos a transformação ocorre de forma intensa, resultando na completa mineralização do xenobiótico.	Remediação por destruição

Fitovolatilização	Capacidade das plantas em capturar, translocar e subsequentemente volatilizar o contaminante pela transpiração.	Extração do contaminante e liberação para o ar
Rizodegradação	Biodegradação do contaminante pela comunidade microbiana associada à rizosfera da espécie vegetal.	Remediação por destruição
Rizoestabilização	Imobilização, lignificação ou humificação do contaminante na rizosfera da planta, deixando o composto inativo no solo, mesmo que sua estrutura molecular esteja preservada.	Contenção

Fonte: Elaborado pelos autores a partir de ITRC (2009) e PROCÓPIO et al. (2009).

A aplicação e desempenho de fitotecnologias variam amplamente de acordo com a espécie vegetal, nível de contaminação, tipo de solo, clima e outros fatores. A fitorremediação pode se delongar mais que outras tecnologias de remediação, porque as plantas precisam de raízes e biomassa bem desenvolvidas, por isso dependendo do caso é possível aplicá-la subsequentemente a outros métodos *in situ* (GUPTA et al., 2016).

Outra recomendação é testar a potencial eficácia da fitotecnologia em escala de laboratório e estudos de campo piloto antes da aplicação em grande escala. Isto porque os estudos de laboratório podem determinar se o contaminante alvo pode ser removido em condições ideais. Se o estudo de laboratório for bem sucedido, o estudo piloto irá demonstrar se as condições naturais são compatíveis com as plantas selecionadas (CHAUDHRY et al., 2002, 2011; ITRC, 2009).

Apesar do número de pesquisas em fitorremediação de pesticidas no Brasil ainda ser bem reduzido a projeção é de crescimento, tendo em vista as condições climáticas favoráveis que o país dispõe. Supostamente, PROCÓPIO et al. (2009) acreditam que os primeiros estudos sobre fitorremediação no Brasil foi o de CORSEUIL & MORENO (2001) que investigaram o potencial fitorremediador da espécie *Salix babylonica* em aquíferos contaminados por gasolina. Já o primeiro herbicida estudado em um programa sistemático de fitorremediação no país foi o tebuthiuron (PIRES et al. 2005).

SCRAMIN et al. (2001) identificaram espécies vegetais tolerantes aos herbicidas comumente utilizados em áreas de cultivo de cana-de-açúcar no Estado de São Paulo. As espécies mais frequentes foram plantas daninhas persistentes, são elas: *Cynodon dactylon*, *Cyperu rotundus*, *Digitaria horizontalis*, *Commelina benghalensis*, *Brachiaria decumbens*, *Euphorbia heterophylla*, *Chamaesyce hirta* e *Chamaesyce hyssopifolia*.

PIRES et al. (2005), investigaram a fitorremediação de solo contaminado com diferentes níveis de tebuthiuron, utilizando como espécie indicadora do herbicida a *Crotalaria juncea*. As espécies vegetais de feijão-de-porco e feijão-guandu apresentaram melhor desempenho na remediação de solo com até 1,0 kg ha⁻¹ de tebuthiuron, em seguida ficaram o milho e mucuna-preta com capacidade fitorremediadora para solos com baixos níveis de tebuthiuron, até 0,5 kg ha⁻¹. Os estudos de ARTHUR et al. (2000), evidenciaram que a meia vida da atrazina em solo rizosférico de *K. scoparia* foi de 50 dias enquanto que no solo não vegetado foi de 193 dias.

Diversos experimentos tem sido realizados para verificar o potencial remediador de compostos tóxicos por plantas, assim como o mecanismo envolvido no processo. O Quadro 2 apresenta alguns desses experimentos realizados com diferentes espécies vegetais para remediação de pesticidas.

QUADRO 2 - Biodegradação de pesticidas por diferentes espécies vegetais

PESTICIDA	ESPÉCIE VEGETAL	COMENTÁRIO	REFERÊNCIA
Trifloxysulfuron-Sodium	<i>Calopogonium mucunoides</i> , <i>Crotalaria juncea</i> , <i>Crotalaria spectabilis</i> , <i>Vicia sativa</i> , <i>Cajanus cajan</i> , <i>Canavalia ensiformis</i> , <i>Medicago sativa</i> , <i>Dolichus lab lab</i> , <i>Penisetum glaucum</i> , <i>Stylosantes guianensis</i> , <i>Mucuna deeringiana</i> , <i>Mucuna cinereum</i> , <i>Mucuna aterrima</i> , <i>Raphanus sativus</i> e <i>Lupinus albus</i> ,	Após 80 dias de tratamento com as espécies vegetais, foi semeado como planta bioindicadora do herbicida a <i>Phaseolus vulgaris</i> . A espécie bioindicadora apresentou melhor desenvolvimento e menor fitotoxicidade quando cultivada nos solos previamente tratados pelas espécies <i>M. aterrima</i> e <i>C. ensiformis</i> . Não realizou-se análise química para verificar o nível do herbicida no solo e/ou planta.	PROCÓPIO et al. (2005)
Tebuthiuron	<i>Cajanus cajan</i> , <i>Canavalia ensiformes</i> , <i>Dolichos lablab</i> , <i>Pennisetum glaucum</i> , <i>Estizolobium deeringianum</i> , <i>Estizolobium aterrimum</i> e <i>Lupinus albus</i>	Nenhuma das espécies avaliadas cresceu em solo que recebeu dose de tebuthiuron 1,5 kg ha ⁻¹ . A espécie bioindicadora do herbicida, <i>A. strigosa</i> , apresentou menores sintomas de fitotoxicidade, maior altura e biomassa quando cultivada após o tratamento do solo, por 60 dias, com as espécies <i>C. ensiforme</i> e <i>L. albus</i> nas doses 1,0 kg ha ⁻¹ e 0,5 kg ha ⁻¹ de tebuthiuron, respectivamente.	PIRES et al. (2005)
Atrazine, Metolachlor e Trifluralin	<i>K. Scoparia</i>	A degradação de atrazine, metolachlor e trifluralin foi significativamente maior em solos rizosféricos de <i>K. scoparia</i> que em solos não-vegetados.	ANDERSON et al. (1994)
Atrazina	<i>Zea mays</i>	Os resíduos de atrazina foram inferiores no solo vegetado com milho do que no solo não vegetado. A parte aérea e comprimento da raiz de trigo semeado no solo previamente tratado com milho foram mais altos em relação ao não vegetado.	IBRAHIM et al. (2013)
Endosulfan	tomate, girassol, soja e alfafa	As plantas não influenciaram os níveis de pesticidas nos solos com o tempo. Em 60 dias, as plantas de girassol apresentaram os mais altos níveis de pesticidas nas raízes e folhas, e também a maior capacidade de fitoextração do contaminante.	MITTON et al. (2016)
Sulfentrazone	<i>Crotalaria juncea</i> , <i>Canavalia ensiformis</i> , <i>Cajanus cajan</i> e <i>Cajanus cajan</i> (anão)	Não houve análise química para verificar o nível do herbicida no solo, a avaliação foi feita cultivando uma espécie bioindicadora do pesticida. A espécie <i>P. glaucum</i> apresentou menores sintomas de fitotoxicidade, maior ganho em biomassa e maior altura quando cultivada após a <i>C. juncea</i> . Dentre as espécies testadas a que apresentou maior capacidade de fitorremediar o sulfentrazone foi a <i>C. juncea</i> .	MALADÃO et al. (2013)
Picloram	<i>Eleusine coracana</i>	Não houve análise química para verificar o nível do herbicida no solo, a avaliação foi feita cultivando uma espécie bioindicadora. Quando se cultivou soja como planta indicadora, após o tratamento do solo com <i>Eleusine coracana</i> por 100 dias, o herbicida ainda permanecia em	SILVA et al. (2012)

		concentrações suficientes no solo para ser absorvido pelas plantas de soja sem causar-lhes danos.	
14C- Atrazina e 14C-metolachlor	<i>K. Scoparia, Nepeta cataria, Carduus nutans</i>	Dentre as espécies testadas a <i>K. scoparia</i> apresentou maior mineralização de 14C-atrazina (62,1% do aplicado) seguida por <i>Carduus nutans</i> (33,1%) e <i>Nepeta cataria</i> (24,1%). Para a mineralização do metolachlor nenhuma das amostras de solo rizosférico exibiu resposta positiva.	ANDERSON & COATS (1995)
Simazina	<i>Acorus gramineus e Pontederia cordata,</i>	A atividade de simazina na solução foi reduzida a 45 e 34% , em sete dias na presença de A. gramineus e P. cordata, respectivamente.	WILSON et al. (2000a)
Metalaxil e Simazina	<i>Typha latifolia</i>	A espécie de cacto <i>Typha latifolia</i> foi capaz de reduzir 34 e 64% da atividade do fungicida metalaxyl e do herbicida simazine, respectivamente, após sete dias.	WILSON et al. (2000b)
Imidacloprid	<i>Plantago major L.</i>	O imidacloprid pode ser captado pela planta <i>Plantago major L.</i> através da adsorção ou absorção das raízes e, posteriormente, transformado em outra parte do planta (como folhas) por meio dos mecanismos de fitoacumulação ou fitotransformação.	ROMEY, (2010)
Cianofos	<i>Plantago major L.</i>	Dentre os agentes testados para melhorar a solubilização de cianofos (dióxido de silício solúvel (SiO ₂), 2-hidroxipropil-beta-ciclodextrina, ácido húmico, mono-oleato de polioxietileno sorbitano e farelo de arroz), o SiO ₂ apresentou melhor eficiência no processo de fitorremediação por <i>Plantago major L.</i> , aumentando sua capacidade de remoção de 45,9% para 74,05%.	ROMEY (2015)
DDT	<i>Ricinus Communis</i>	As concentrações médias de absorção e acumulação de DDT em folha, caule e raiz foram de 0,37, 0,43 e 70,51 mg kg ⁻¹ , respectivamente. Os resultados indicaram que a <i>Ricinus communis</i> possui grande potencial para remover DDT de solos contaminados, devido seu rápido crescimento, elevada biomassa, forte absorção e acumulação do composto.	HUANG et al. (2011)
	<i>Tomate, girassol, soja e alfafa</i>	Os níveis de DDT no solo reduziram após 60 dias de crescimento das plantas, sendo que o tomate foi a espécie mais eficazes na remoção.	MITTON A et al. (2014)
Atrazina e Simazina	<i>Lolium Perenne, Festuca arundinaceae, (Pennisetum clandestinum,, Allium sp.</i>	Somente a <i>P. clandestinum</i> foi capaz de sobreviver em solo contaminado com o herbicida. Atrazina e simazina foram degradados mais rapidamente em solo contaminado e vegetado com <i>P. clandestinum</i> do que no solo não vegetado. Dentro de 80 dias, cerca de 45% e 52% de atrazina e simazina, respectivamente, foram degradados no solo vegetado com <i>P. clandestinum</i> enquanto que apenas 22% e 20% dos respectivos pesticidas, foram degradados no solo sem vegetação. Durante o período experimental a biomassa microbiana e atividade de desidrogenase foi sete vezes superior no solo vegetado.	SINGH et al., (2004)

Fonte: Elaborado pelos autores

Um dos poucos estudos sobre fitorremediação em escala de campo e laboratório foi realizado por FERRO et al. (1999). O objetivo foi comparar mudanças na concentração de pentaclorofenol (PCP) e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAP) em função do tempo. O solo usado no estudo foi retirado de um sítio já contaminado com os xenobióticos, a partir das análises químicas foi possível verificar o nível de contaminação de cada composto no solo. Estudo preliminar com três espécies foi realizado para verificar a capacidade de cada planta em germinar e crescer no solo contaminado por PCP e HAP. A espécie que apresentou o melhor desempenho foi a *Lolium perenne*. Tanto em campo quanto na casa de vegetação, o solo contaminado (pH 6,5) foi submetido a três tipos de tratamentos, a saber: T1- solo alterado com nutrientes (e.g. Nitrogênio, Fósforo, Potássio, Enxofre, Ferro) e vegetado com *L. perenne*, T2- solo alterado com nutrientes e não- vegetado e T3- solo não alterado e não vegetado.

Amostras de solo (metade superior e inferior) de cada réplica da casa de vegetação foram coletadas nos dias 64, 130, 189, 258 e 330 para avaliação do nível de contaminante. No campo as amostras de solo (1-15 cm e 15-30 cm) foram coletadas nos dias 41, 93, 125, 179, e 242 para análise. As parcelas experimentais no campo mediam 24 metros (m) de comprimento por 3,6 m de largura e quatro réplicas. Na casa de vegetação o solo foi colocado em colunas de vidro medindo 8x50 cm.

Na casa de vegetação, houve diferença estatística significativa entre T1 e T2, em todos os tempos de avaliação para fluoranteno, pireno, e chrysene, sugerindo a rizodegradação destes compostos. Diferenças significativas entre T2 e T3 foram obtidas para o pireno, indicando que os nutrientes estimularam a biodegradação deste contaminante. A análise de dados do campo revelaram redução dos contaminantes em função do tempo assim como observado na casa de vegetação.

MITTON et al. (2016) investigaram o potencial fitorremediador de endossulfan por espécies de tomate, girassol, soja e alfafa em casa de vegetação. Foi avaliado o nível de contaminante nas plantas e solo e para avaliação da atividade microbiana determinou-se a atividade de desidrogenase no solo. Antes de iniciar o experimento as amostras de solo foram secas ao ar até peso constante, moída para se obter uma matriz homogênea e mantida a 4°C. O endossulfan foi dissolvido em acetona até a obtenção da concentração de 10 µg g⁻¹, depois que o solvente foi evaporado o solo contaminado foi agitado por 30 dias para completa distribuição do pesticida no solo e subsequentemente as amostras foram mantidas durante uma semana a temperatura ambiente para posteriormente serem utilizadas nas experiências de fitorremediação.

O tratamento foi composto por solo vegetado e não vegetado, quatro espécies, uma dose de endossulfan, dois tempos de avaliação (15 e 60 dias) e três réplicas. Foram semeadas 10 sementes em cada pote de plástico retangular (coberto com folha de alumínio) medindo 6000 cm³ contendo 1000 g de solo em condições de estufa (10-26°C e fotoperíodo luz:escuro 14:10 horas). Foram coletadas e congeladas a -80°C amostras de solo, solo rizosférico, de duas a três plantas/vaso em cada tempo de avaliação (raiz, caule e folha = única amostra) para posterior análise química de pesticida. As espécies de girassol apresentaram bom desempenho na produção de biomassa, maiores níveis de endossulfan nas raízes e folhas, assim como a maior capacidade de fitoextração do pesticida, aos 60 dias. A atividade desidrogenase no solo com plantas e solo rizosférico foi maior aos 15 dias de crescimento que aos 60 dias, para todas as espécies, exceto no solo rizosférico do tomate (MITTON et al., 2016).

Adotar estratégias destinadas a aumentar a eficácia da fitorremediação tem sido amplamente estudado por diversos pesquisadores (CONTRERAS-RAMOS et al., 2008; DELGADO-MORENO & PEÑA, 2009; HUANG et al., 2011; ROMEH, 2015). A mobilidade e biodisponibilidade dos compostos xenobióticos no solo pode ser controlada por alterações orgânica ou inorgânica, sendo que a primeira apresenta vantagens mais eficazes sobre a segunda. Estas alterações em solos contaminados estimulam a produção de biomassa vegetal, aumentam a distribuição das raízes e sobrevivência da planta, biodisponibilizam os contaminantes e seus metabólitos às plantas melhorando a eficiência da fitoextração (EEVERS et al., 2016). Dentre os aditivos orgânicos mais relatados em processo de fitorremediação estão os resíduos agro-industriais, substâncias húmicas, biochar e matéria orgânica de fácil decomposição. Os extratos de plantas e exsudados, também apresentam benefícios à estrutura e características do solo, ao crescimento das plantas e na biodisponibilização do contaminante.

Alguns estudos recentes mostraram que a aplicação de biocarvão (*biochar*) em solos contaminados consegue imobilizar a ação dos xenobióticos no solo, limitando a biodisponibilidade e fitotoxicidade, além de melhorar o desenvolvimento das plantas (NAMGAY et al., 2010; YU et al., 2010; CUI et al., 2011; JONES & OBURGER, 2011), entretanto, as informações sobre o funcionamento das plantas fitorremediadoras na presença de biocarvão ainda são escassas.

Requisitos para seleção de plantas

A seleção de espécies antecede a introdução de um programa ou experimento de fitorremediação. É fundamental também conhecer as características físicas e químicas do contaminante, o solo, condições climáticas do local e topografia. Qualquer fator que limite ou interfira negativamente no desempenho das plantas fitorremediadoras precisa ser reduzido. As espécies vegetais precisam dispor de algumas características específicas para se obter sucesso em programas ou experimentos de fitorremediação. Não é necessário que a mesma espécie reúna todas as características apresentadas no Quadro 3, porém quanto mais atributos possuir maior a probabilidade de sucesso no processo de fitorremediação (ACCIOLY & SIQUEIRA, 2000).

QUADRO 3 - Características importantes de espécies vegetais para fitorremediação de solos contaminados

Sistema radicular bem ramificado e denso
Elevada taxa de crescimento e produção de biomassa na parte aérea.
Capacidade transpiratória elevada, especialmente em árvores e plantas perenes.
Elevada taxa de exsudação radicular.
Resistente a pragas e doenças.
Adaptada ao local a ser remediado (clima e solo).
Fixação biológica de nitrogênio atmosférico.
Alta associação com fungos micorrízicos.
Quando necessário, ser de fácil controle ou erradicação posterior.
Fácil aquisição ou multiplicação de propágulos.
Ocorrência natural em áreas contaminadas (não é pré requisito).
Capacidade de absorção, concentração e/ou metabolização do contaminante, tolerância aos efeitos negativos do composto tóxico.
Fácil cultivo e colheita (quando necessário remoção)

Fonte: Elaborado pelos autores a partir de FERRO et al. (1999), ACCIOLY & SIQUEIRA (2000) e CHAUDHRY et al. (2011).

Vantagens e limitações das fitotecnologias

O método de fitorremediação apresenta inúmeras vantagens em relação a outras estratégias corretivas convencionais que envolve escavação, incineração, armazenamento *off-site*, lavagem de solos (MASSOUD et al., 2010). A fitorremediação ocorre sem perturbar a microflora e fauna existente no solo e utiliza a própria capacidade natural do ambiente para se restabelecer. As plantas também estimulam a atividade das comunidades microbianas na rizosfera por meio dos exsudatos radiculares, permitindo aos microrganismos degradar uma série de compostos orgânicos (HUSSAIN et al., 2007).

Quanto aos benefícios econômicos, o custo aproximado para tratar uma tonelada (ton) de solo pela técnica de aterro ou incineração fica em torno de \$200–\$1500 contra aproximadamente \$ 10- \$ 50 / ton na fitorremediação (HUSSAIN et al., 2007b). Estão descritos no Quadro 4 os diversos benefícios das fitotecnologias.

QUADRO 4 – Vantagens das fitotecnologias

VANTAGENS
As propriedades, físicas, químicas e biológicas do solo são preservadas e provavelmente melhoradas.
As plantas fornecem cobertura ao solo reduzindo ou evitando a erosão eólica, hídrica e poeiras fugitivas, além disso as raízes ajudam na estabilização do solo.
Matéria orgânica, nutrientes e oxigênio são adicionados ao solo através das plantas e atividade microbiana melhorando a qualidade geral e textura do solo.
Os custos de operação e manutenção são normalmente inferiores aos métodos tradicionais.
As plantas podem melhorar a estética do sítio.
Solução pode ser aplicável em locais remotos.
Fitotecnologias podem ser utilizadas em combinação com outras tecnologias e objetivos de mitigação de impactos.
A capacidade da planta em remover ou degradar o pesticida pode ser aumentada por meio da manipulação genética
Potencial de criar novos habitats ou complementar habitat existente quando a vegetação for perene.
Potencial de reutilização/restauração do espaço ao da fitorremediação
Pode ser aplicada em áreas extensas.
Possibilidade de permanência das plantas no local, de acordo com o mecanismo utilizado pela espécie vegetal

Fonte: Elaborado pelos autores a partir de PROCÓPIO (2009) e ITRC (2009).

Embora a fitorremediação seja uma biotecnologia com profusas vantagens, ainda existem limitações que precisam ser superadas e levadas em consideração antes de iniciar o processo. Algumas dessas limitações ou desvantagens estão descritas no Quadro 5.

QUADRO 5 - Limitações na aplicação de fitotecnologias

LIMITAÇÕES
A absorção e translocação de poluentes orgânicos do solo através da raiz e folhas das plantas pode ser limitada por compostos que são pouco hidrofóbico.
Em situações de baixa concentração e ampla distribuição do contaminante, a fitorremediação pode apresentar baixo impacto (CHAUDHRY et al.(2011). Já a ITRC (2009) alega que as fitotecnologias são melhor aplicadas em locais com baixo a níveis moderados de contaminação.
O crescimento das plantas dependente de fatores climáticos e edáficos.
Dificuldade na seleção de plantas tolerantes ao contaminante.
Um período de tempo mais longo que tecnologias tradicionais pode ser necessário para alcançar

uma remediação eficaz.
É primordial que o composto tóxico esteja disponível ao sistema radicular das plantas fitorremediadoras.
Em alguns casos é necessário a remoção das espécies fitorremediadoras do local.
A fitotransformação ou rizotransformação do contaminante pode resultar em metabólitos mais tóxicos ou perturbadores que o composto inicial.
A presença do contaminante ou metabólito tóxico na parte aérea das plantas pode contribuir com a contaminação da cadeia alimentar.
Herbivoria (insectos e / ou animais).
Agentes patogénicos das plantas.
Competição entre espécies de plantas daninhas que são mais adaptadas ao local.
Uma análise de risco pode ser necessária antes da eliminação de material vegetal contaminado.
Altas concentrações de contaminante pode ser fitotóxico e inibir ou retardar o crescimento das plantas.
Alterações e práticas de cultivo podem exercer efeitos indesejados sobre a mobilidade do contaminante no ambiente.
Amostragem e análise de tecidos e núcleo de plantas pode ser necessária para verificar problemas de transferência do contaminante dentro da planta.

Fonte: Elaborado pelos autores a partir de PROCÓPIO et al. (2009) e CHAUDHRY et al. (2011).

Depreende-se a partir destas limitações a necessidade de integrar a fitorremediação com outras tecnologias, assim como dar um destino mais profícuo à biomassa produzida, como por exemplo, produção de energia. É necessário que pesquisas se concentrem em descobrir métodos de aumentar a absorção e degradação de pesticidas pelas plantas. Como já é manifesto que a atividade microbiana na rizosfera coadjuva com a biodisponibilização de resíduos de pesticidas no solo aumentando a absorção e transformação dos compostos pelas plantas, possivelmente uma combinação entre biorremediação microbiana e fitorremediação seja mais bem sucedido no campo (HUSSAIN et al., 2007).

Vermirremediação

As minhocas possuem função importante na formação do solo porque ajudam na decomposição de resíduos orgânicos e ciclagem de nutrientes, melhoram a estrutura, fertilidade, capacidade de infiltração e retenção de água e ar do solo, além de proporcionar o transporte de microrganismos e nutrientes no solo através dos canais formados durante o deslocamento (RIVERO et al., 2016).

Durante o processo de digestão as minhocas conseguem alterar as características físicas e químicas do solo, e o material excretado por elas contém elevada concentração de nutrientes que ajuda na formação do húmus e melhora a fertilidade do solo (TEJADA & MASCIANDARO, 2011).

Sabe-se que a acessibilidade ou disponibilidade de contaminantes aos microrganismos e plantas são muitas vezes limitada (MOON et al., 2013). O termo vermirremediação, do inglês *vermiremediation*, tem sido recentemente utilizado para indicar o uso de minhocas no processo de remoção de compostos xenobióticos do solo, ou quando elas aceleram/ajudam na degradação desses contaminantes, tornando-os mais biodisponíveis à ação dos microrganismos e plantas (SINHA et al., 2008; TEJADA & MASCIANDARO, 2011; HERNÁNDEZ-CASTELLANOS et al., 2013).

EIJSACKERS (2010) relatou que diversos fatores influenciam a colonização de minhocas em solos contaminados, como as características físicas e químicas do solo, presença e quantidade adequada de matéria orgânica, a ecologia da minhoca

(endogeica, epigeica, anécicas) e tolerância ao composto xenobiótico. Sabe-se que os pesticidas causam muitos efeitos negativos na sobrevivência e reprodução de minhocas, especialmente em concentrações mais elevadas. SUN et al. (2011) relataram uma diminuição no peso de *E. andrei* após 28 dias de exposição a diferentes concentrações de dimetoato, espiroclorfenol e mistura de ambos. A redução não foi estatisticamente significativa, entretanto o decréscimo no peso foi diretamente proporcional ao aumento das concentrações dos pesticidas.

BUCH et al. (2013) investigaram a toxicidade de três pesticidas [carbendazim (1-100 mg kg⁻¹), carbofurano (25-32 mg kg⁻¹) e glifosato (7-47 mg kg⁻¹)] sobre as espécies de *E. andrei* e *P. corethrurus*. Estes observaram elevada taxa de mortalidade, (70-90%) nas concentrações mais altas de carbendazim e carbofurano, mas nenhum efeito negativo foi observado na presença de glifosato. Espécies de minhocas, como *L. terrestris* apresentaram tolerância aos contaminantes isoproturão em altas concentrações (500 mg kg⁻¹), longo período de exposição e sem alimentação (DENDOOVEN et al., 2011).

Algumas pesquisas têm demonstrado que determinadas espécies de minhocas como *Eisenia fetida* são capazes de bioacumular pesticidas em seu tecido (ANDRÉA & PAPINI, 2001; ANDRÉA et al., 2004, 2015; KELSEY et al., 2011;). A bioacumulação de pesticidas, metais, derivados do petróleo, e outros xenobióticos em minhocas variam de acordo com a espécie, contaminante, concentração, tempo de contato e características físicas e químicas do solo. Quando as minhocas são expostas a solos contaminados diversas são as reações evidenciadas por elas, a saber: efeitos fisiológicos e deformações, variações da biomassa e peso de casulos, reações comportamentais de espiralamento, mudanças na capacidade de escavação, rejeição ao solo contaminado, baixa reprodução e morte (ANDRÉA et al., 2015; RODRIGUEZ-CAMPOS et al., 2014).

Em uma área contaminada por petróleo, HERNÁNDEZ-CASTELLANOS et al. (2013) encontraram uma concentração de 39 mg kg⁻¹ de benzo(a)pireno no solo. Neste ambiente contaminado a espécie de minhoca mais abundante (75%) foi a *Pontoscolex corethrurus*. A ausência de minhocas em um ecossistema pode ser sinal de distúrbio ambiental ou contaminação do solo, entretanto a colonização ou abundância de determinadas espécies de minhocas em ambientes contaminados é sugestivo de alta tolerância e plasticidade da espécie ao contaminante (SILVA & VAN GESTEL, 2009; GEISSEN et al., 2008; RODRIGUEZ-CAMPOS et al., 2014), podendo ser utilizada para vermicoremediação.

Efeitos positivos de diferentes espécies de minhocas na remoção de distintos contaminantes como pesticidas, metais pesados e petróleo, tem sido relatados em muitos estudos (FARENHORST et al. 2000; SINGER et al., 2001; LANGENBACH et al., 2002; LUEPROMCHAI et al., 2002; BINET et al., 2006; CONTRERAS-RAMOS et al., 2008; GEISSEN et al., 2008; HICKMAN & REID, 2008; KELSEY et al., 2011; TEJADA & MASCIANDARO, 2011). O Quadro 6 apresenta algumas espécies de minhocas testadas para remoção de contaminantes orgânicos do solo relatados por diversos autores.

QUADRO 6 - Remoção de contaminantes orgânicos do solo por diferentes espécies de minhocas

CONTAMINANTE	ESPÉCIE MINHOCA	COMENTÁRIO	REFERÊNCIA
Simazina	<i>Eisenia Fetida</i>	A CL50 (14 dias) foi de de 54 mg IA kg ⁻¹ de solo. Quando expostas a concentrações menores que a CL50, as minhocas acumularam o composto e/ou seus metabólitos nos seus tecidos e influenciaram significativamente a formação de [14C]-resíduos não-extraíveis ou ligados ao solo, totalizando respectivamente, 22,8 e 33,5 % em solos com e sem minhocas. A presença de minhocas tornou o composto mais disponível no ambiente.	ANDRÉA & PAPINI (2001)
Atrazina	<i>Lumbricus terrestris L</i>	Solo com e sem minhocas foi incubado em microcosmo a 12 ou 30°C. A atrazina foi dissipada e mineralizada mais rapidamente no solo contendo minhocas do que naquele sem minhocas. A presença dos vermes acelerou a formação de 14C-resíduo de atrazina não extraível ou ligado ao solo.	FARENHORST et al. (2000)
Dicofol	<i>Pontoscolex corethrurus</i>	A presença das minhocas não alterou a distribuição do herbicida nas diferentes camadas do solo. As minhocas incorporaram 14C-dicofol na ordem de 2,5 dpm mg ⁻¹ em seu corpo, entretanto, não houve bioacumulação. Na camada de 0-1 cm de solo sem a presença de minhocas recuperou-se 75% da radioatividade enquanto que no solo com minhocas, a recuperação foi de 66%. A fertilidade do solo foi aumentada na presença dos vermes, sendo que maiores valores de macronutrientes como fósforo (P) e potássio (K) foram encontrados no solo com minhocas.	LANGENBACH et al. (2002)
Atrazina	<i>Lumbricus terrestris e Aporectodea caliginosa</i>	A presença de minhocas aumentou significativamente a atividade microbiana do solo. Entretanto, a mineralização de atrazina de 14CO ₂ -C foi reduzida de 15,2 para 11,7% em 86 dias nos solos com a presença dos vermes. As minhocas facilitaram a formação de resíduos não extraíveis de atrazina dentro dos microcosmos.	BINET et al. (2006)
Glifosato	<i>Eisenia Fetida</i>	A presença das minhocas não alterou a distribuição de glifosato no solo. Tanto no solo com e sem minhocas a quantidade de 14C-resíduos extraíveis foi maior nas amostras de solo mantidas por dois meses comparando-se com aquelas mantidas por quatro meses, aproximadamente 40 e 20%, respectivamente. O maior tempo de permanência do pesticida no solo favoreceu a formação de 14C-resíduos ligados ou não extraíveis.	ANDRÉA et al. (2004)
Antraceno	<i>Eisenia Fetida</i>	Após 28 dias de tratamentos sem e com minhocas a remoção de antraceno foi de 41 e 93%, respectivamente.	COUTINHO-GONZÁLEZ et al. (2010)

Simazina e Paraquat	<i>Eisenia Fetida</i>	A recuperação de radiocarbono na presença e ausência de minhocas foi de 90 e 100 %, respectivamente. As minhocas bioacumularam resíduos e/ou metabólitos dos herbicidas em seu tecido durante os 30 e 90 dias de exposição.	PAPINI & ANDRÉA (2004)
Atrazina, Isotropuron, Dicamba	<i>A. longa</i>	Houve redução de 40, 2 e 15% da atrazina, isotropuron e dicamba, respectivamente, em solos com a presença de minhocas, já no solo sem a presença dos vermes a redução dos respectivos pesticidas foram de apenas 1, 2 e 5%.	GEVAO et al. (2001)
Pireno	<i>Eisenia fetida</i>	Nos solos que continham minhocas a redução do contaminante foi de 91%, já no solo sem a presença de minhocas a redução foi de apenas 36%. Não houve alimentação.	SUAN et al. (2011)
Fenantreno Fluoranteno	<i>Eisenia fetida</i>	No solo alterado com 10% de matéria orgânica (MO) a remoção de fenantreno e fluoranteno na presença de minhocas foi de 95 e 75%, respectivamente, já no solo sem minhocas a remoção para os respectivos compostos foi de 74 e 5,2% No solo alterado com 40% de MO a remoção de fenatreno permaneceu inalterado nos dois tratamentos, já a taxa de fluoranteno na presença e ausência dos vermes subiu para 84 e 26%, repectivamente	EIJSACKERS et al., 2001
Benzo-pireno	<i>Pontoscolex corethrurus</i>	Minhocas da espécie <i>P. corethrus</i> foram adicionadas em um solo (estéril e não estéril) contaminado com 100 mg de benzo pireno (BaP) kg ⁻¹ e alterado com duas espécies diferentes de leguminosas. Após 112 dias, as minhocas conseguiram remover 26,6 mg kg ⁻¹ de BAP em solo esterilizado, sendo que esta taxa aumentou para 35,7 e 34,2 mg kg ⁻¹ de BAP quando o solo foi alteração com as leguminosas <i>B. humidicola</i> e <i>M. pruriens</i> , respectivamente. Em solo não esterelizado, os microrganismos autóctones removeram 9,1 mg kg ⁻¹ de BAP e com a aplicação de <i>B. humidicola</i> a remoção aumentou para 18,0 mg kg ⁻¹ BaP	HERNÁNDEZ - CASTELLANOS et al. (2013)
p,p'-DDE	<i>Eisenia fetida</i> , <i>Lumbricus terrestris</i> e <i>Apporectodea caliginosa</i> em interação com <i>Cucurbita pepo</i> ssp.e <i>C. ssp. ovifera</i>	A fitoextração por <i>C. pepo</i> aumentou cerca de 25% na presença de qualquer uma das espécies de minhocas testadas em relação ao controle (plantas cultivadas isoladamente). Absorção do composto pela <i>C. pepo</i> (ssp. ovifera) não foi afetada pela minhocas. A presença das plantas também influenciou a bioacumulação do composto pelas minhocas, os níveis de p,p'-DDE na <i>E. fetida</i> em solo vegetado com <i>C. pepo</i> diminuiu 50%.	KELSEY et al. (2011)
Benzo(a)pireno	<i>Eisenia fetida</i>	Nos solos que continham minhocas a redução do contaminante foi de 70%, já no solo sem a presença de minhocas a redução foi de apenas 24%. Não houve alimentação durante os 90 dias de experimento.	TEJADA & MASCIANDARO (2011)

Fonte: Elaborado pelos autores.

Observa-se a partir do Quadro 6 que as minhocas apresentam vantagens em sistema de remediação de solos contaminados com compostos orgânicos. Altas taxas de remoção de contaminantes foram relatadas por vários autores que testaram espécies como *E. fetida*, *A. longa*, *L. terrestris*, *A. caliginosa*, *P. corethrurus* entre outras. Até o momento a maioria dos estudos sobre vermirremediação foram feitos com *E. fetida*, espécie epigeica de clima temperado, raros são os trabalhos envolvendo *E. andrei* e *P. corethrurus*, essa última nativa de região tropical (BUCH et al., 2013), entretanto as espécies endogeicas e anécicas são mais apropriadas para este tipo de estudo.

Alguns autores utilizaram espécies de minhocas, como a *P. corethrurus* (endogeica) e *Pheretina hawayana* (anécica) para vermirremediação de contaminantes como o carbendazim, carbofurano, glifosato e aroclor 1242 (BUCH et al., 2013; HERNÁNDEZ-CASTELLANOS et al., 2013; LUEPROMCHAI et al., 2002). As minhocas foram tolerantes a altas concentrações dos contaminantes ($\geq 100 \text{ mg kg}^{-1}$), além disso as maiores taxas de degradação dos compostos foram encontradas em solos com a presença dos vermes.

O uso das minhocas em associação com microrganismos e plantas é uma alternativa promissora que tem potencializado o processo de remoção de contaminantes no solo (CONTRERAS-RAMOS et al., 2008; KELSEY et al., 2011) esta tecnologia necessita ser mais explorada a partir de diferentes espécies de minhocas e contaminantes.

Vantagens e limitações da vermirremediação

As características das minhocas e sua ecologia (epigeicas, endogeica e anécica) precisam ser levadas em consideração antes de iniciar a remediação de solos contaminados. As epigeicas restringem suas atividades à camada mais superficial do solo, alimentam-se de matéria orgânica fresca e não ingerem solo (i.e *E. andrei* e *E. fetida*) (LAVELLE, 1995). Espécies epigeicas podem ser utilizadas em sistemas em que a construção de túneis e escavação seja pouco necessário.

As espécies endogeicas (i.e *Pontoscolex corethrurus*) consomem mais solo e conseguem retirar os nutrientes da matéria orgânica decomposta. São mais indicadas nos casos em que a escavação mais profunda e horizontal se faz necessária (HICKMAN & REID, 2008). As anécicas (i.e *Lumbricus terrestris*) formam galerias e túneis permanentes e semipermanentes nos solos, se locomovem até a superfície para alimentar de restos vegetais e outros tipos de matéria orgânica em decomposição. As espécies que escavam até camadas mais profundas podem interferir na distribuição do contaminante no solo, melhorar a aeração e tornar o composto mais disponível no ambiente (HICKMAN & REID, 2008; BUCH et al., 2013).

Algumas características como plasticidade e capacidade de adaptação são responsáveis pelas altas taxas de sobrevivência das minhocas (epigeica, endogeica e anécica) em condições ambientais extremas. As minhocas conseguem sobreviver em ambientes com valores de pH distintos (4,3 a 9,2) e em altas e baixas temperaturas (-4 a 40°C) (SINGH et al., 2004; CONTRERAS-RAMOS et al., 2005). Existe uma variedade de resíduos orgânicos que podem ser utilizados para o cultivo desses macrorganismos que são fáceis de serem encontrados, como estrume de animais, lodo de esgoto e alguns resíduos industriais (MOON et al., 2013).

Vários autores apontaram alguns fatores limitantes para implantação da vermirremediação (TEJADA & MASCIANDARO, 2011; EIJSACKERS, 2010; BERNARD et al., 2012;), a saber:

- Minhocas necessitam de comida suficiente para sobreviverem e se reproduzirem;
- Condições extremas como elevado pH, sal e altas concentrações de metais pesados e/ou contaminantes orgânicos pode inibir a atividade das minhocas ou até mesmo matá-las;
- As condições climáticas devem ser adequadas à espécie;
- A umidade deve ser consideravelmente alta (8-57% capacidade de campo);
- Alto valor comercial das minhocas;

Pode-se dizer que a principal limitação da vermerremediação está relacionada com o custo. COUTIÑO-GONZÁLEZ et al. (2010) inocularam 10 indivíduos adultos de *E. fetida* em 50 g de solo, já CONTRERAS-RAMOS et al. (2008) acrescentaram cinco minhocas da mesma espécie, pesando 1,3 g, na mesma quantidade de solo (uma minhoca adulta pesa cerca de 0,26 g). Supondo que um hectare (ha) de solo com uma profundidade de 10 cm e densidade de 1,3 kg dm³ contenha 1.300.000 kg de solo, logo seria necessário 33.800 kg de minhocas/ha. Um quilo de minhocas da espécie *E. fetida* ou *E. andrei* custa em torno de R\$ 80,00. Vale ressaltar que a presença de minhocas no solo não apenas acelera a remoção do contaminante como também melhora a fertilidade do solo e desempenha diferentes serviços ecossistêmicos (BLOUIN et al., 2013).

Muitos trabalhos sobre vermirremediação tem sido realizados em escala de laboratório, no entanto, é necessário mais conhecimento e investigação desta tecnologia em campo, utilizando diferentes espécies de minhocas, a fim de demonstrar em grande escala a aplicabilidade desta biotecnologia.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O número de áreas contaminadas por compostos xenobióticos cresce a cada ano em todo o mundo, e esse problema torna-se mais grave dentro do cenário brasileiro que possui o título de maior consumidor mundial de pesticidas. Após minuciosa pesquisa bibliográfica, observou-se que diversos trabalhos têm sido desenvolvidos na área de biotecnologias de remediação de solos contaminados por pesticidas, entretanto muitos ainda ocorrem em condições de clima temperado. A pesquisa de biotecnologias como fitorremediação, vermirremediação e biorremediação em países de clima tropical, envolvendo pesticidas, ainda é exordial e por isso é de fundamental importância o desenvolvimento de informações científicas neste segmento.

As biotecnologias apresentadas neste trabalho apresentam vantagens econômicas e ambientais em comparação com os métodos físicos e químicos. É claro que todas as tecnologias apresentam limitações, principalmente quando se trata de aplicação em escala de campo, mas isso não pode ser encarado como empecilho, mas sim como um desafio a ser superado por meio do desenvolvimento de pesquisas científicas em escala de laboratório, piloto e campo. O Brasil dispõe de elevado potencial para aplicação dessas biotecnologias por possuir condições climáticas e biodiversidade mais favorável em comparação com regiões de clima temperado. Vale salientar ainda que os investimentos com despoluição no País tendem a crescer em decorrência das exigências globais por uma sociedade mais sustentável.

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de doutorado e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Goiás – (FAPEG) pela bolsa de mestrado.

REFERÊNCIAS

ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J. O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V.; V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R. (Ed.) **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 1, p. 299-352, 2000.

ANDERSON, T. A.; COATS, J. R. Screening rhizosphere soil samples for the ability to mineralize elevated concentrations of atrazine and metolachlor. **Journal Environmental Science Health**, v. 30, p. 473 – 484, 1995.

ANDERSON, T. A.; KRUGER, E. L.; COATS, J. R. Enhanced degradation of a mixture of three herbicides in the rhizosphere of a herbicide-tolerant plant. **Chemosphere**, v. 28, p. 1551 – 1557, 1994.

ANDRÉA, M. M. & S. PAPINI. Influence of soil properties on bioaccumulation of 14C-simazine in earthworms *Eisenia fetida*. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*. v. 40: p. 55-58, 2001.

ANDRÉA, M. M.; S. PAPINI, T. B.; PERES, S.; BAZARIN, V. L. T.; SAVOY & M. B. MATALLO. Glyphosate: Influência na bioatividade do solo e ação de minhocas sobre sua dissipação em terra agrícola. **Planta Daninha**. V. 22: p. 95-100, 2004.

ANDRÉA, M.M.; PAPINI, S.; PERES, T.B.; BAZARIN, S.; SAVOY, V.L.T.; e MATALLO, M.B. Glyphosate: Influência na Bioatividade do Solo e Ação de Minhocas sobre sua Dissipação em Terra Agrícola. **Planta Daninha**, Viçosa-MG, v.22, n.1, p.95-100, 2015.

ARTHUR, E. L.; PERKOVICH, B. S.; ANDERSON, T. A.; COATS, J. R. Degradation of atrazine and metolachlor herbicide mixture in pesticide-contaminated soils from two agrochemical dealerships in Iowa. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 119, p. 75-90, 2000.

BAUDDH, K.; SINGH, R. P. Growth, tolerance efficiency and phytoremediation potential of *Ricinus communis* (L.) and *Brassica juncea* (L.) in salinity and drought affected cadmium contaminated soil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, p. 13-22, set. 2012.

BERNARD, L., CHAPUIS-LARDY, L., RAZAFIMBELO, T., RAZAFINDRAKOTO, M., PABLO, A.L., LEG-NAME, E., POULAIN, J., BRÜLS, T., O'DONOHUE, M., BRAUMAN, A., CHOTTE, J.L., BLANCHART, E. Endogeic earthworms shape bacterial functional communities and affect organic matter mineralization in a tropical soil. **ISME J**. V. 6, p. 213–222, 2012.

BINET, F.; KERSANTÉ, A.; MUNIER-LAMY, C.; LE BAYON, R.C., BELGY, M.J., SHIPITALO, M.J. Lumbricid macrofauna alter atrazine mineralization and sorption in a siltloam soil. **Soil Biol. Biochem.** 38, 1255–1263, 2006.

BLOUIN, M.; HODSON, M.E.; DELGADO, E.A.; BAKER, G.; BRUSSAARD, L.; BUTT, K.R.; DAI, J.; DENDOOVEN, L.; PERES, G.; TONDOH, J.E.; CLUZEAU, D.; BRUN, J.J. A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. *Eur. J. Soil Biol.* V. 64, p.161–182, 2013.

BOLAN, N.; KUNHIKRISHNAN, A.; THANGARAJAN, R.; KUMPIENE, J.; PARK, J.; MAKINO, T.; KIRKHAM, B.; SCHECKEL, K. Remediation of heavy metal(loid)s contaminated soils – To mobilize or to immobilize? **Journal of Hazardous Materials.** p. 141-166, dez. 2014.

BUCH, A.C.; BROWN, G.G.; NIVA, C.C.; SAUTTER, K.D.; SOUSA, J.P. Toxicity of three pesticides commonly used in Brazil to *Pontosclex corethrurus* (Müller, 1857) and *Eisenia andrei* (Bouché 1972). *Appl. Soil Ecol.* V. 69, p. 32–38, 2013.

CHAUDHRY, P.; SHARMA, R.; BALA, S.; NAIN, L. Bioremediation of PAH by *Streptomyces* sp. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* V. 86, p. 268–271, 2011.

CHAUDHRY, Q.; SCHRODER, P.; WERCK-REICHHART, D.; GRAJEK, W.; MARECIK, R. Prospects and Limitations of Phytoremediation for the Removal of Persistent Pesticides in the Environment. **Environmental Science & Pollution Res** 9 (1) 4- 17, 2002.

CHEN, C.S.; WU, T.W.; WANG, H.L.; WU, S.H.; TIEN, C.J. The Ability of Immobilized Bacterial Consortia and Strains from River Biofilms to Degrade the Carbamate Pesticide Methomyl". **International Journal of Environmental Science and Technology** v. 12 n. 9 p. 2857–66, 2015. doi:10.1007/s13762-014-0675-z.

CONTRERAS-RAMOS, S.M.; ÁLVAREZ-BERNAL, D.; DENDOOVEN, L. Removal of poly-cyclic aromatic hydrocarbons from soil amended with biosolid or vermicompost in the presence of earthworms (*Eisenia fetida*). **Soil Biol. Biochem.** V. 40, p.1954–1959, 2008.

CORSEUIL, H. X.; MORENO, F. N. Phytoremediation potential of willow trees for aquifers contaminated with ethanol-blended gasoline. **Water Research, Halli Oxford**, v. 35, p. 3013–3017, 2001.

COUTIÑO-GONZÁLEZ, E.; HERNÁNDEZ-CARLOS, B.; GUTIÉRREZ-ORTIZ, R.L.D. The earthworm *Eisenia fetida* accelerates the removal of Anthracene and 9,10-anthraquinone, the most abundant degradation product, in soil. **Int. Biodeter. Biodegr.** v. 64, p.525–529, 2010.

CUI, L.; LI, L.; ZHANG, A.; PAN, G. BAO, D.; CHANG, A. Biochar amendment greatly reduces rice Cd uptake in a contaminated paddy soil: a two-year field experiment. **BioResources.** V. 6, n.3, p.2605-2618, 2011.

CUNNINGHAM, S. D.; ANDERSON, T. A.; SCHWAB, A. P. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. **Advances in Agronomy**, New York, v. 56, p. 55-114, 1996.

DELGADO-MORENO, L.; PEÑA, A. Compost and vermicompost of olive cake to bioremediate triazines-contaminated soil. **Science of the total environment**. v. 407. p.1489-1495, 2009.

DENDOOVEN, L.; ALVAREZ-BERNAL, D.; CONTRERAS-RAMOS, S.M. Earthworms, a means to accelerate removal of hydrocarbons (PAHs) from soil? A mini-review. **Pedobiologia**, v. 54, p. 187–192, 2011.

DITTBRENNER, N., CAPOWIEZ, Y., KOHLER, H.R., TRIEBSKORN, R. Stress protein response (Hsp70) and avoidance behaviour in *Eisenia fetida*, *Aporrectodea caliginosa* and *Lumbricus terrestris* when exposed to imidacloprid. J. **Soils Sediments**, v.12, p.198–206, 2012.

EEVERS, N.; HAWTHORNE, J.R.; WHITE, J.C.; VANGRONSVELD, J.; WEYENS, N. Exposure of *Cucurbita pepo* to DDE-contamination alters the endophytic community: A cultivation dependent vs a cultivation independent approach. **Environmental Pollution**. V. 209 p. 147-154, 2016).

EIJSSACKERS, H. Earthworms as colonisers: primary colonisation of contaminated land, and sediment and soil waste deposits. **Sci. Total Environ.** V. 408, p.1759–1769, 2010.

EIJSSACKERS, H.; VAN GESTEL, C.; DE JONGE, S.; MUIJS, B.; SLIJKERMAN, D. Polycyclicaromatic hydrocarbons-polluted dredged peat sediments and earthworms: amutual interference. **Ecotoxicology**. v. 10, p. 35–50, 2001.

FARENHORST, A.; TOPP, E.; BROWMAN, B.T.; TOMLIN, A.D. Earthworms and the dissipation and distribution of atrazine in the soil profile. **Soil Biol. Biochem.** V.32, p. 23–33, 2000.

FERRO, A. M.; ROCK, S. A.; KENNEDY, J.; HERRICK, J. J.; TURNER, D. L. Phytoremediation of Soils Contaminated with Wood Preservatives: Greenhouse and Field Evaluations. *International Journal of Phytoremediation*: Vol. 1, No. 3, pp. 289–306, 1999.

GEISSEN, V.; GOMEZ-RIVERA, P.; LWANGA, E.; MENDOZA, R.; NARCAS, A.T.; MARCIAS, E.B. Using earthworms to test the efficiency of remediation of oil-polluted soil in tropical Mexico. **Ecotox. Environ. Saf.** V. 71, p.638–642, 2008

GEVAO, B.; MORDAUNT, C.; SEMPLE, K.T.; PEARCE, T.G.; JONES, K.C. Bioavailability of non-extractable (bound) pesticide residues to earthworms. **Environ. Sci. Technol.** v. 35, p. 501–507, 2001.

GUPTA, M.; S. MATHUR, S.; T.K. SHARMA, T.K.; RANA, M.; GAIROLA, A.; NAVANI, N.K.; Pathania, R. "A Study on Metabolic Prowess of *Pseudomonas* Sp.

RPT 52 to Degrade Imidacloprid, Endosulfan and Coragen". **Journal of Hazardous Materials**. v. 301, p.250–58. 2016. doi:10.1016/j.jhazmat. 2015.08.055.

HERNÁNDEZ-CASTELLANOS, B.; ORTÍZ-CEBALLOS, A.I.; MARTÍNEZ-HERNÁNDEZ, S.; NOA-CARRAZANA, J.C.; LUNA-GUIDO, M.; DENDOOVEN, L.; CONTRERAS-RAMOS, S.M. Removal of benzo (a) pyrene from soil using an endogeic earthworm *Pontoscolex corethrurus* (Müller 1857). **Appl. Soil Ecol.** V. 70, p.62–69, 2013.

HICKMAN, Z.A.; REID, B.J. The co-application of earthworms (*Dendrobaena veneta*) and compost to increase hydrocarbon losses from diesel contaminated soils. **Environ. Int.** v. 34, p. 1016–1022, 2008.

HUANG H.; YU N.; WANG L.; GUPTA D.K.; HE Z.; WANG K.; ZHU Z.; YAN X.; LI T.; YANG X.E. **The phytoremediation potential of bioenergy crop *Ricinus communis* for DDTs and cadmium co-contaminated soil**, 2011.

HUSSAIN, S.; ARSHAD, M.; SALEEM. M.; KHALID, A. Biodegradation of α - and β -endosulfan by soil bacteria. **Biodegradation**, v. 18, p. 731–740, 2007.

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

INTERSTATE TECHNICAL REGULATORY COUNCIL (ITRC). **Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance and Decision Trees**, Revised, 2009. Disponível em: <https://clu-in.org/download/remed/phytotechnologies-factsheet.pdf>. Acesso em: 20 de jun de 2016.

JARIYAL, A. M. N.; V.K.GUPTA B.; VIKASJINDAL B.; KOUSIKMANDAL. Isolation and evaluation of potent *Pseudomonas* species for bioremediation of phosphate in amended soil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. V.122, p. 24–30, 2015.

JOHANNESSEN, H.; SORENSEN, S.R.; AAMAND, J. Mineralization of soil-aged isoproturon and isoproturon metabolites by *Sphingomonas* sp. strain SRS2. **J. Environ. Qual.**, v, 32, p. 1250–1257. 2003.

JONES, D.L.; OBURGER, E. Solubilization of phosphorus by soil microorganisms, in: Phosphorus in Action. **Springer**, pp. 169–198. 2011.

KELSEY, J.W.; SLIZOVSKIY, I.B.; PETRIELLO, M.C.; BUTLER, K.L. Influence of plant–earthworm interactions on SOM chemistry and p,p'-DDE bioaccumulation. **Chemosphere**. v. 83, p.897–902, 2011.

LANGENBACH, T.; INÁCIO M.V.S.; AQUINO A.M.; BRUNNINGER, B. Influência da minhoca *Pontoscolex corethrurus* na distribuição do acaricida dicofol em um Argissolo. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v. 37, n. 11, p. 1663-1668, nov. 2002.

LAVELLE, P.; LATTAUD, C.; TRIGO, D.; BAROIS, I. Mutualism and biodiversity in soils. **Plant Soil** v.170, p. 23–33, 1995.

LUEPROMCHAI, E.; SINGER, A.C.; YANG, C.H.; CROWLEY, D.E. Interactions of earth-worms with indigenous and bioaugmented PCB-degrading bacteria. **FEMSMicrobiol. Ecol.** V.41, p.191–197, 2002.

MALADÃO, J. C.; PIRES, F. R.; CARGNELUTTI FILHO, A.; ALEX FAVARO NASCIMENTO, A. F.; CHAGAS, K.; ARAÚJO, R. S.; PROCÓPIO, S. O.; BONOMO, R. Susceptibilidade de espécies de plantas com potencial de fitorremediação do herbicida sulfentrazone. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 60, n.1, p. 111-121, jan/fev, 2013.

MASSOUD, M. A.; ABDEL-MEGEED, A. A.; SAAD, A. S.; DEMIANA H.K. Bacterial Strains from the Rhizosphere for Remediation of Certain Pesticides. **Journal Adv. Agricultural. Res.** Vol. 15 n.4, 2010.

MITTON, F. M.; MARIANA GONZALEZ, J.O.S.; MONSERRAT, E.M.; KARINA MIGLIORANZA, S.B. Potential use of edible crops in the phytoremediation of endosulfan residues in soil. **Chemosphere**. v. 148, 300-306, 2016.

MITTONA, F. M.; KARINA S.B. MIGLIORANZAA, MARIANA GONZALEZA,*; VALERIA M. SHIMABUKUROA, JOSÉ M. MONSERRAT. Assessment of tolerance and efficiency of crop species in the phytoremediation of DDT polluted soils. **Ecological Engineering**. V. 71 p. 501–508, 2014.

MOON, Y.; YIM, U.H.; KIM, H.S.; KIM, Y.J.; SHIN, W.S.; HWANG, I. Toxicity and bioaccumulation of petroleum mixtures with alkyl PAHs in earthworms. **Hum.Ecol. Risk Assess.** V. 19, p. 819–835, 2013.

NAMGAY, T.; SINGH, B.; SINGH, B. P. Influence of biochar application to soil on the availability of As, Cd, Cu, Pb and Zn to maize (*Zea mays* L.). **Aust. Journal Soil Res.**, v. 48, p. 638-647, 2010.

OKEKE, B.C.; SIDDIQUE, T.; ARBESTAIN, M.C.; Frankenberger, W.T. Biodegradation of γ -hexachlorocyclohexane and α -hexachlorocyclohexane in water and soil slurry by *Pandora* sp. **J. Agric. Food Chem.**, v. 50, p. 2548–2555, 2002.

PAPINI, S.; ANDREA, M. M.; LUCHINI, L. C. **Segurança Ambiental no Controle Químico de Pragas e Vetores**. São Paulo, Ed. Atheneu, p.380, 2014.

PAPINI, S.; ANDRÉA, M. M. Ação de minhocas eisenia foetida sobre a dissipação dos herbicidas simazina e paraquat aplicados no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 67-73, 2004.

PIRES, F.R.; SOUZA, C.M.; SILVA, A.A.; CECON, P.R.; PROCÓPIO, S.O.; SANTOS, J.B.; FERRREIRA, L.R. Fitorremediação de solos contaminados com tebutiuron utilizando-se espécies cultivadas para adubação verde. **Planta Daninha**, Viçosa, v.23, p.711-717, 2005.

PROCÓPIO, S. O.; PIRES, F. R.; SANTOS, J. B.; SILVA, A. A. **Fitorremediação de Solos com Resíduos de Herbicidas**. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2009.

PROCÓPIO, S. O.; SANTOS, J. B.; SILVA, A. A.; PIRES, F. R.; RIBEIRO JÚNIOR, J. I.; SANTOS, E. A. Potencial de espécies vegetais para a remediação do herbicida Trifloxysulfuron-sodium. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 23, n. 1, p. 9-16, 2005.

RIVERO, A.; NIELL, S.; CERDEIRAS, M. P.; HEINZEN, H.; CESIO, M. V. Development of analytical methodologies to assess recalcitrant pesticide bioremediation in biobeds at laboratory scale. **Talanta**. V. 153, p. 17–22, 2016.

RODRIGUEZ-CAMPOS, J.; DENDOOVENB, L.; ALVAREZ-BERNALC, D.; CONTRERAS-RAMOSD S.M. Potential of earthworms to accelerate removal of organic contaminants from soil: A review. **Applied Soil Ecology**. v. 79, p. 10–25, 2014.

ROMEY, A. A. Enhancing agents for phytoremediation of soil contaminated by cyanophos. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. v.117, p. 124–131, 2015.

ROMEY, A. A. Phytoremediation of water and soil contaminated with imidacloprid pesticide by *Plantago major* L. **Int.J.Phytoremediat.** v.12, p.188–199, 2010.

SANTOS, E. A.; SANTOS, J. B.; FERREIRA, L. R. et al Fitoestimulação por *Stizolobium aterrimum* como processo remediação de solo contaminado com trifloxysulfuron sodium. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 25, p. 259-265, 2007.

SCHROLL, R.; BECHER, H.H.; DORFLER, U.; GAYLER, S.; GRUNDMANN, S.; HARTMANN, H.P.; RUOSS, J. Quantifying the effect of soil moisture on the aerobic microbial mineralization of selected pesticides in different soils. **Environ. Sci. Technol.**, v. 40, p. 3305–3312, 2006.

SCRAMIN, S.; SKORUPA, L. A.; MELO, I. S. Utilização de plantas na remediação de solos contaminados por herbicidas – levantamento da flora existente em áreas de cultivo de cana-de-açúcar. In: MELO, I. S. et al. **Biodegradação**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, p. 369-371.2001.

SILVA, P.M.C.S.; VAN GESTEL, C.A.M. Comparative sensitivity of *Eisenia andrei* and *Perionyx excavatus* in earthworm avoidance tests using soil types in the tropics. **Chemosphere**. V. 77, p. 1609–1613, 2009.

SILVA, L. O. C.; SILVA, A. A.; QUEIROZ, M. E. L. R.; LIMA, C. F.; ROCHA, P. R. R.; D'ANTONINO, L. Ação de *Eleusine coracana* na remediação de solos contaminados com picloram. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 30, n. 3, p. 627-632, 2012.

SINDAG. **Mercado de defensivos** – Câmara temática de insumos agropecuários. 2008. Disponível em <http://www.sindag.com.br>. Acesso em: 18/11/2009.

SINGER, A.C.; JURY, W.; LUEPROMCHAI, E.; YAHNG, C.S.; CROWLEY, D.E. Contribution of earthworms to PCB bioremediation. **Soil Biol. Biochem.** V.33, p. 765–776, 2001.

SINGH, B.K.; WALKER, A.; MORGAN, J.A.W.; AND WRIGHT, D.J. Biodegradation of chlorpyrifos by *Enterobacter* strain B-14 and its use in bioremediation of contaminated soils. **Appl. Environ. Microbiol.**, v.70, p. 4855–4863, 2004.

SINHA, R.K.; BHARAMBE, G.; RYAN, D. Converting wasteland into wonder-land by earthworms-a low-cost nature's technology for soil remediation: a case study of vermiremediation of PAHs contaminated soil. **Environment**, v. 28, p.466–475, 2008.

SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S.; GRISI, B. M.; HUNGRIA, M.; ARAÚJO, R. S. **Microrganismos e processos biológicos do solo: Perspectiva Ambiental**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Centro Nacional de Pesquisa de Soja – Brasília: EMBRAPA- SPI, 1994, 142p.

SUN, H.; LI, J.; WANG, C.; WANG, L.; WANG, Y. Enhanced microbial removal of pyrene in soils in the presence of earthworms. **Soil Sediment Contam.** V. 20, p. 617–630, 2011.

TEJADA, M.; MASCIANDARO, G. Application of organic wastes on a benzo(a)pyrene polluted soil. Response of soil biochemical properties and role of *Eisenia fetida*. **Ecotoxicol. Environ. Saf.** V. 74, p. 668–674, 2011.

WILSON, P. C.; WHITWELL, T.; KLAINE, S. J. Phytotoxicity, uptake, and distribution of ¹⁴C-simazine in *Acorus gramineus* and *Pontederia cordata*. **Weed Science**, v. 48, p.701–709. 2000a.

WILSON, P. C.; WHITWELL, T.; KLAINE, S. J. Metalaxyl toxicity, uptake, and distribution in several ornamental plant species. **Arch. Environ. Contam. Toxicol.**, v. 39, p. 282- 288, 2000b.

YU, X.-Y.; PAN, L.; YING, G.G.; KOOKANA, R. Enhanced and irreversible sorption of pesticide pyrimethanil by soil amended with biochars. **J. Environ. Sci.** v. 22, p. 615–620, 2010.

ZHAO, W.; XU, L.; LI, D.; LI, X.; WANG, C.; ZHENG, M.; PAN, C.; QIU, E.L. "Biodegradation of Thifensulfuron-Methyl by *Ochrobactrum* Sp. in Liquid Medium and Soil". **Biotechnology Letters**, v. 37 n. 7, p. 1385–92. 2015. doi:10.1007/s10529-015-1807-3.