

## **AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DE SUBSTRATOS PARA UTILIZAÇÃO EM BIOBEDS NO DESCARTE DE RESÍDUOS DE PONTOS DE ABASTECIMENTO DE PULVERIZADORES AGRÍCOLAS**

**Luciano Gebler<sup>1</sup>, Regis Sivori Silva dos Santos<sup>2</sup>, Taísa Dal Magro<sup>3</sup>, Maria Margareth Zamboni Pinotti<sup>4</sup>**

<sup>1</sup> Eng. Agrônomo, Dr. em recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Pesquisador da Embrapa Uva e Vinho e Professor da Universidade de Caxias do Sul, Fone (054)3231-8300, Luciano.gebler@embrapa.br;

<sup>2</sup> Eng. Agrônomo, Dr. em Fitotecnia/Entomologia, Pesquisador da Embrapa Uva e Vinho e Professor da Universidade do Estado do Rio grande do Sul, Fone (054)3231-8300regis.sivori@embrapa.br;

<sup>3</sup> Eng. Agrônoma, Dra. Ciências/Fitossanidade, Professora da Universidade de Caxias do Sul, Fone (054)3232-6683, tdmagro@ucs.br;

<sup>4</sup> Bióloga, Dra. em Produção Vegetal, Professora da Universidade de Caxias do Sul, Fone (054)3232-6683, margarethzp@yahoo.com.br;

Apresentado no  
XLII Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola - CONBEA 2013  
04 a 08 de Agosto de 2013 - Fortaleza - CE, Brasil

**RESUMO:** Recentemente estudos têm demonstrado que a contaminação pontual, derivada do manejo do agrotóxico concentrado nos locais de abastecimento de pulverizadores, pode ser tão ou mais danosa que a contaminação difusa, normalmente fonte de preocupação ambiental, atingindo valores equivalentes a toneladas de I.A. por hectare, devendo, por isto, receber um enfoque de atenção renovado. Em países europeus já são utilizados métodos de controle desses resíduos pontuais através de reatores biológicos, ou Biobeds. A pesquisa com Biobeds no Brasil vem sendo conduzida desde 2011, buscando elucidar diferenças de funcionamento do sistema entre as condições ambientais existentes na Europa e no Brasil, acrescentando testes de adaptação de novos substratos alternativos, buscando adaptá-la às exigências de ambiente e de legislação no Brasil. Até o momento, os resultados preliminares indicam que o substrato padrão sueco tem apresentado melhores respostas quanto à degradação do agrotóxico pela atividade microbiana, indicando maior eficiência em relação ao solo agrícola ou substratos alternativos testados, mas devido ao regime de chuvas local, os reatores devem ter pelo menos 1,5 metros de profundidade quando de sua construção para uso de forma segura na atividade agropecuária, diferente da recomendação original. Até o momento aparenta ser viável sua utilização em propriedades agrícolas no Brasil.

**PALAVRAS-CHAVE:** Agrotóxicos, Biorreatores, Segurança química

### **ECOTOXICOLOGICAL EVALUATION OF SUBSTRATES FOR USE AT THE DISPOSAL OF WASTE OF AGRICULTURAL SPRAYERS PADS ON BIOBEDS**

**ABSTRACT:** Recently, studies have demonstrated that point source contamination, derived from handling the concentrate pesticide at agricultural sprayer pads can be as or more harmful than non point source contamination, normally source of environmental concern, reaching values equal to tons of AI per hectare and should, therefore, receive a renewed focus of attention. In European countries are already used methods to control these waste through specific biological reactors or Biobeds. The research Biobeds in Brazil has been conducted since 2011, seeking to elucidate differences in system operation between the environmental conditions existing in Europe and Brazil, adding adaptive testing of new alternative substrates, trying to adapt it to the requirements of environmental legislation in Brazil. So far, the preliminary results indicate that the standard substrate Swede has shown better responses for pesticide degradation by microbial activity,

indicating greater efficiency in relation to agricultural soil or alternative substrates tested, but due to rainfall site, the reactors must be at least 1.5 meters deep when its construction for safe use in agricultural activities, different from the original recommendation. Until now seems feasible to use in farms in Brazil.

**KEYWORDS:** Pesticides, Biorreactors, Chemical safety

## **INTRODUÇÃO**

O agrotóxico é um dos principais contaminantes ambientais envolvidos no processo agrícola sendo, em algumas regiões do mundo, uma das preocupações mais importantes (HUBER et al., 2000). Apesar disto, ainda não é possível manter os atuais padrões de qualidade e quantidade de alimento sem abrir mão de seu uso (TORTELLA et al., 2010).

O tipo de poluição normalmente vinculada a estes produtos é aquela denominada “não pontual” ou difusa, resultante da aplicação do agrotóxico a campo, quando a maior parte do volume liberado não atinge o alvo (CARTER, 2000). Alguns estudos apontam que mais de 80% do produto aplicado a campo acaba por se perder ao ambiente, resultando em fonte de contaminação do ar, solo e água (GEBLER & SPADOTTO, 2008). Entretanto, o agrotóxico veiculado nesta etapa de trabalho está na forma diluída, quando o princípio ativo é trabalhado na ordem de gramas ou quilos por hectare (CASTILLO et al., 2008). Este padrão recebe aval de segurança dos ministérios brasileiros responsáveis por seu licenciamento.

Já, quanto a poluição pontual, apesar da grande dificuldade de se obter informações sobre sua contribuição real para o aumento dos riscos de contaminação (HUBER et al., 2000, FOGG et al., 2003a), estudos têm demonstrado que esse tipo de contaminação, derivada do manejo repetitivo do agrotóxico concentrado nos locais de abastecimento de pulverizadores e do resíduo oriundo da lavagem dos equipamentos após a sua utilização, pode, em muitos casos, ser tão ou mais danosa que a contaminação difusa da área.

Nesses casos ela pode alcançar valores de carga na ordem de quilos por decímetro quadrado, equivalente a toneladas por hectare, devendo, por isto, receber um enfoque de atenção renovado (HELWEG et al., 2002; REICHENBERG, et al., 2007; WENNEKER et al. 2008).

Esta preocupação cresce a cada dia, uma vez que boa parte dos recursos hídricos utilizados no abastecimento urbano provém de bacias situadas totalmente ou em sua maior parte no meio rural, vulneráveis ao contato com a emissão destes resíduos (HUBER et al., 2000; REICHENBERG, et al., 2007). Além disso, o custo do processo de tratamento para garantir o consumo de água às populações, originado em fontes contaminadas com agrotóxico, pode ser muito elevado, principalmente quando há demandas legais a serem cumpridas (FOGG et al., 2004).

Assim, na busca de soluções para o problema do resíduo descartado de agrotóxico, muitos países preferiram lançar mão de um conjunto de processos denominados Boas Práticas Ambientais ou Agrícolas, cujo objetivo final é maximizar as ações de mitigação baseadas em atenuação natural ou biorremediação (GREGOIRE et al., 2009; MONACI, et al., 2009; DIEZ, 2010). Esta linha de ação foi adotada por ser técnica e economicamente viável, reduzindo os eventuais custos e diminuindo ou eliminando a necessidade de se recorrer a processos industriais para resolução destes problemas (FOGG et al., 2003a; FOGG et al., 2003b; COPPOLA et al., 2011).

O trabalho com biorreatores, na forma de biobeds ou biocamas tem demonstrado atender estas premissas ao longo do tempo, nos países onde foi testado, tendo sido adotado por um grande número deles (FOGG et al., 2003a; SPLIID et al., 2006; FAIT et al., 2007; CASTILLO et al., 2008; ROFFIGNAC et al., 2008; WENNEKER et al. 2008; DIEZ, 2010; KARANASIOS et al., 2010a; SNIEGOWSKI et al., 2011).

O biobed é uma estrutura simples, originalmente um fosso no solo, impermeabilizado ou não, preenchido com uma mistura de solo agrícola, palha e turfa, sobre a qual é plantada uma cobertura de grama, no qual os resíduos de agrotóxico e lavagem de máquinas são descartados, através de rampas construídas sobre o fosso para a coleta dos vazamentos e respingos, ou derivados de um local com piso impermeável feito de concreto, onde são executadas as atividades com o agrotóxico e o manejo do pulverizador (CASTILLO et al., 2008; ROFFIGNAC et al., 2008;).

O composto orgânico de solo, palha e turfa que preenche o biobed recebe o nome de biomix, sendo utilizada por períodos bastante longos sem necessidade de substituição (TORSTENSSON, 2000; FOGG et al., 2004), porém, com o passar do tempo e pela implantação em diferentes locais, esta mistura acabou sendo testada ou aplicada em diferentes formas e composições (VISCHETTI et al., 2008; ROFFIGNAC et al., 2008; KARANASIOS et al., 2010b; COPPOLA et al., 2011), principalmente por razões da dificuldade de obtenção ou custo elevado dos materiais componentes (turfa e palha de trigo). Sua função é servir de substrato aos microrganismos degradadores de agrotóxicos, principalmente identificados como fungos filamentosos brancos (White-rot fungi), e bactérias diversas, vinculados à ação de produção de peroxidases.

Além desta variação de composição do biomix, o diferencial da eficiência do biobed está vinculado à umidade do composto e a temperatura do ambiente (FOGG et al.; 2004; ROFFIGNAC et al., 2008; DIEZ, 2010). Esta inibição relacionada com umidade e temperatura também foi descrita por Almeida et al. (2011), ao serem estudadas diferentes coberturas para um solo de pomar na região de Vacaria (RS), e seu reflexo na microbiota do solo.

Castillo et al. (2008) citam que há uma série de testes de modelos de biobeds em andamento nas Américas do Sul e Central, em especial no Peru, Guatemala, El Salvador, Equador e no México.

Tortella et al. (2010), descrevem trabalhos envolvendo a bioestimulação dos microrganismos em biobeds a fim de evitar a contaminação do solo e da água. Baseado nestas experiências se recomenda que o substrato seja testado em condições locais, para garantir segurança e eficiência na introdução do sistema de biobeds no Brasil, verificando sua capacidade quanto a retenção e eliminação dos agrotóxicos e seus resíduos.

A aplicação dos testes em um sistema produtivo específico não diminui sua eficiência ao se estender aos demais, podendo servir de modelo em escala de bancada, mas é necessário para a obtenção de cepas de microrganismos adaptados ao sistema produtivo e os agrotóxicos ali utilizados, cuja eficiência também pode ser testada em microescala (MONACI, et al., 2009; SNIEGOWSKI et al., 2011).

O objetivo desse trabalho busca elucidar diferenças de funcionamento do sistema entre as condições ambientais existentes na Suécia e no Brasil, acrescentando testes de adaptação de novos substratos alternativos, e, devido à falta de suporte analítico para avaliação da degradação química, optou-se por fazer o monitoramento ecotoxicológico dos reatores através de bioindicadores (comportamento de minhocas, de plantas e resposta microbiana).

## **MATERIAL E MÉTODOS**

A atividade de campo foi baseada em uma estrutura, montada ao ar livre para avaliar os efeitos do ambiente local (temperatura e umidade) na ação dos microrganismos, composta de reatores em microcosmo, compondo dois engradados de 3x9 espaços (27 células), cada uma com um tubo de PVC (150 mm de diâmetro) preenchido com o substrato em análise, sem drenagem livre e altura de 1,5 m, preparados em torno de 30 dias antes do início do experimento (FOGG et al., 2004; VISCHETTI et al., 2008; MONACI et al., 2009).

Os tratamentos foram ordenados em blocos de 3x3 (9 células), cada um com as seguintes configurações: S – solo de pomar coletado até 10 cm de profundidade; SS – mistura de solo e restos de poda de pomar de pêssigo triturados e semi-compostados por 3 meses; STP – sistema padrão sueco, com palha de trigo, turfa e solo de pomar, cada um testado na altura de 0 a 50 cm (topo); 50 a 100 cm (meio) e 100 a 150 cm (fundo do reator).

Sobre cada bloco foi aplicada, em dose única, uma carga contaminante dos seguintes pesticidas comerciais puros, sem diluição, representando um derrame acidental: A – 10 mL de inseticida Lorsban 480 BR© (clórpiprifós 480 g L<sup>-1</sup>); B – 50 mL de herbicida Finale© (glufosinato 200 g L<sup>-1</sup>); C – 50 mL de mistura de pesticidas (40 mL de Finale© e 10 mL de Lorsban 480 BR©).

A coleta inicial (Tempo zero = T0) foi executada 48 horas após a contaminação dos reatores com os pesticidas. As demais avaliações seguirão um intervalo de 90 dias entre cada coleta, sempre efetuando a análise para cada uma das três profundidades de teste.

A atividade de laboratório inicia na coleta de amostras em cada terço do biorreator, através de secção completa do tubo de PVC, analisando-se a estimativa da atividade microbiana, através do método da hidrólise do diacetato de fluoresceína (MONTEIRO, 2000; TORTELLA et al., 2010; KARANASIOS et al., 2010b), a inocuidade do substrato, através de testes ecotoxicológicos agudos com minhocas (*eisenia fetida*) e fitotóxicos (*lactuca sativa*) (ROFFIGNAC et al., 2008).

O experimento segue com um delineamento experimental inteiramente casualizado com parcelas subdivididas no tempo, sendo cada parcela experimental foi composta de um grupo de três reatores que receberam o mesmo tratamento, e cada reator do grupo, uma repetição. A análise estatística foi baseada em Tuckey a 5% de significância sendo utilizado o software WinStat 1.0.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados preliminares da atividade microbiana (comparação das avaliações tomadas no T0 e no T1), apontam um intenso aumento (na ordem de 100% na maioria dos casos), com menor resposta na região mediana dos reatores (entre 0,5 e 1,0 metro de profundidade), provavelmente pela conjugação de baixa aeração e umidade, proposição baseada na resposta do reator BM-SPT-T1, preenchido com substrato padrão sueco para biobeds, que possibilita aeração mesmo em profundidade. Os resultados podem ser vistos na figura 1.

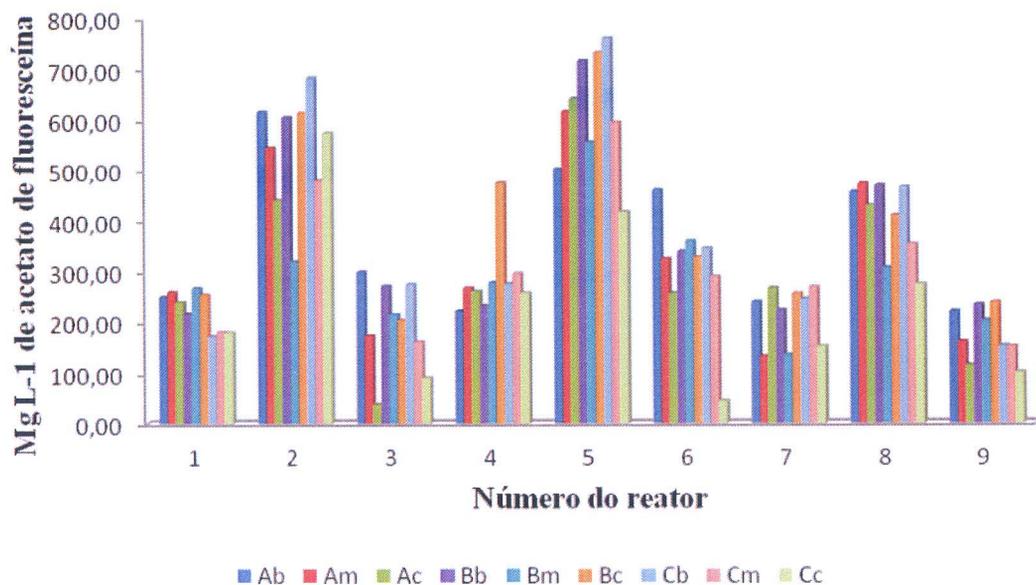


FIGURA 1: Atividade microbiana medida em gramas por litro de acetato de fluoresceína, onde: A= S = Solo, B = SPT = substrato padrão, C = SS =50% solo+50% ramos de pessegueiro semi compostado; b=fundo do reator, m=meio do reator, c=topo do reator; conjunto de reatores 1,2 e 3= T0 =2 dias depois da aplicação dos agrotóxicos; Reatores 4, 5 e 6 = T1 = 3 meses após T0; Reatores 7, 8 e 9 = T2 = 5 meses após T0; Contaminação com agrotóxico: reatores 1, 4 e 7 = contaminação com clorpirifós, reatores 2, 5 e 8 = contaminação com glufosinato, reatores 3, 6 e 9 = mistura de agrotóxicos.

A análise estatística dos resultados parciais T0, T1 e T2 (Tukey a 5%), revelou que houve resposta significativa dos microrganismos para substrato e profundidade, mas não para o tipo de agrotóxico, sendo que a resposta do substrato demonstrou haver maior reação no substrato padrão sueco (SPT), seguido de uma melhor resposta no solo (S) e em último lugar do substrato alternativo (SS). A relação SPT com S já havia sido apontado nos trabalhos de Castillo et al. (2008).

Em relação à profundidade, as melhores respostas foram obtidas nas amostras de fundo do que nas de meio ou de superfície, sendo que em comparação direta entre estas duas, não houve diferença significativa entre ambas. Esta resposta está vinculada com a umidade so material de preenchimento dos reatores, onde havia acúmulo de umidade no fundo dos reatores e melhores condições de desenvolvimento bacteriano, concordando com Fogg et al. (2004), Roffignac et al., (2008), Diez, (2010) e Almeida et al. (2011).

Mesmo sem haver obtido resposta quando comparado aos demais fatores, houve resposta diferenciada na comparação entre os tipos de tratamento para agrotóxicos, sendo que o herbicida aplicado sozinho (B) apresentou resposta mais significativa do que o comportamento dos microrganismos para o inseticida (A) e para a mistura (C).

A resposta do teste toxicológico com minhocas vem demonstrando um comportamento diferenciado no que se refere à fuga dos animais das áreas contaminadas, conforme a análise em T0. Nessa etapa, as minhocas foram majoritariamente encontradas nas amostras de substrato e solo não contaminados, com pouca mortalidade na superfície.

Entretanto em T1, verificou-se que a maior parte da população de teste foi encontrada ou morta na superfície ou viva, enterrada na parcela com substrato e solo contaminado. Esse comportamento é semelhante ao apresentado no trabalho de Piola et al. (2009), em teste de doses de clorpirifós em solo agrícola, onde já em 97 dias não houve concentração detectável do inseticida do solo, permitindo distribuição de população de teste em amostras contaminadas.

Entretanto, esse comportamento fez Piola et al. (2009) questionar se o uso de minhocas em testes de repelência seria adequado por apresentarem baixa sensibilidade. Mas, ao se observar o comportamento do teste nos substratos, verifica-se que quando os agrotóxicos estavam com alta concentração em T0, havia uma clara repelência dos animais por essas amostras, indicando que os mesmos são adequados para o teste.

Nas parcelas que havia a presença somente de herbicida ou mistura de inseticida e herbicida, o padrão comportamental seguiu o do clorpirifós puro, mas não se notou efeito adverso à população teste, tendo sido encontradas em sua maioria vivas e enterradas na amostra contaminada em análise nos tempos 1 e 2. Entretanto, nas parcelas contaminadas com a mistura dos pesticidas, ainda houve maior presença de animais vivos enterrados do que na parcela somente com inseticida. Em média o comportamento nas três condições, para os três substratos foi similar, sendo apresentado na figura 2.

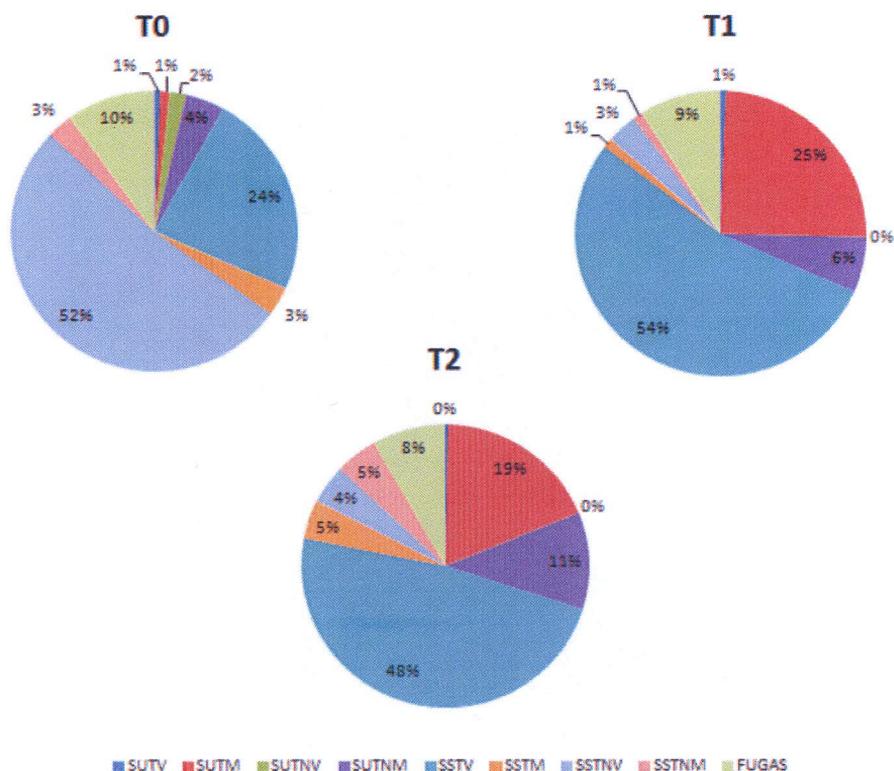


FIGURA 2: Análise da atividade de minhocas (*Eisenia fetida*) na presença ou ausência de agrotóxico ou mistura nos três substratos, onde: SUTV= Superfície Tratado Vivas, SUTM= Superfície Tratado Mortas, SUTNV= Superfície Não Tratado Vivas, SUTNM= Superfície Não Tratado Mortas, SSTV= Subsuperfície Tratado Vivas, SSTM= Subsuperfície Tratado Mortas, SSTNV= Subsuperfície Não Tratado Vivas, SSTNM= Subsuperfície Não Tratado Mortas, Fugas = minhocas fora dos locais de controle, T0 = 2 dias depois da aplicação dos agrotóxicos; T1 = 3 meses após T0; T2 = 5 meses após T0.

Os resultados da análise com plantas indicadoras sensíveis (*Lactuca sativa*) foram inconclusivos até esse momento do trabalho. Houve problemas com a germinação das sementes mesmo nas amostras de substrato sem contaminação. Decidiu-se acrescentar o pepino (*Cucumis sativus*) como espécie indicadora, paralelo ao uso de alface, a fim de se obter algum resultado até o final do trabalho.

## CONCLUSÕES

Até o momento, os resultados preliminares indicam que o substrato sueco tem apresentado melhores respostas quanto à atividade microbiana, indicando maior eficiência de degradação dos pesticidas presentes nesses reatores, seguido do efeito apresentado pelo solo agrícola de pomar.

A atividade microbiana no substrato de 50% de ramos de poda de pessegueiro semi compostado misturado com 50% de solo foi a menor do grupo, exigindo reavaliação posterior;

Devido ao regime de chuvas existente na região, a recomendação inicial é que os reatores tenham 1,5 metros de profundidade, mesmo com a perda de eficiência pela falta de areação no fundo, ou que apresentem sistema de recirculação de água do fundo para a superfície do substrato;

Os testes devem continuar ao longo de 2013 incluindo análises químicas para comprovar a degradação dos agrotóxicos.

## REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, D. O.; KLAUBERG FILHO, O.; ALMEIDA, H. C.; GEBLER, L.; FELIPE, A. F. Soil microbial biomass under mulch types in an integrated apple orchard from Southern Brazil. **Scientia Agricola**. v.68, n.2, p.217-222, 2011.
- CARTER, A. How pesticides get into water-and proposed reduction measures. **Pesticide Outlook**. v.11, p.149-156, 2000.
- CASTILLO, M. D. P.; TORSTENSSON, L.; STENSTRÖM, J. Biobeds for environmental protection from pesticide use – a review. **Journal of Agriculture and Food Chemistry**. v.56, p.6206-6219, 2008.
- COPPOLA, L.; CASTILLO, M. D. P.; VISCHETTI, C. degradation of isopropuron and bentazone in peat- and compost-based biomixtures. **Pest Management Science**. v.67, p.107-113, 2011.
- DIEZ, M. C. Biological aspects involved in the degradation of organic pollutants. **Journal of soil science and plant nutrition**. v.10, n.3, p.244-267, 2010.
- FAIT, G.; NICELLI, M.; FRAGOULIS, G.; TREVISAN, M.; CAPRI, E. Reduction of point contamination sources of pesticide from a vineyard farm. **Environmental Science & Technology**. v.41, p.3302-3308, 2007.
- FOGG, P.; BOXALL, A. B. A.; WALKER, A.; JUKES, A. Pesticide degradation in a biobed composting substrate. **Pest Management Science**. v.59, p.527-537, 2003a.

- FOGG, P.; BOXALL, A. B. A.; WALKER, A. Degradation of pesticides in biobeds: the effect concentration and pesticide mixtures. **Journal of Agricultural and Food chemistry**. v.51, p.5344-5349, 2003b.
- FOGG, P.; BOXALL, A. B. A.; WALKER, A.; JUKES, A. Leaching pesticides from biobeds: effect of biobed depth and water loading. *Journal of Agricultural and Food chemistry*. v.52, p.6217-6227, 2004.
- GEBLER, L.; SPADOTTO, C. Comportamento ambiental dos herbicidas. In: VARGAS, L.; ROMAN, E. S. (Ed.). Manual de manejo e controle das plantas daninhas. Passo Fundo: Embrapa Trigo, 2008. p. 39–71.
- GREGOIRE, C.; ELSAESSER, D.; HUGUENOT, D.; LANGE, J.; LEBEAU, T.; MERLY, A.; MOSE, R.; PASSEPORT, E.; PAYRAUDEAU, S.; SHÜTZ, T.; SCHULZ, R.; TAPIA-PADILLA, G.; TOURNEBIZE, J.; TREVISAN, M.; WANKO, A. Mitigation of agricultural nonpoint-source pesticide pollution in artificial wetland ecosystems. **Environmental Chemistry Letters**. v.7, p.205-231, 2008.
- HELWEG, A.; BAY, H.; HANSEN, H. P. B.; RABØLLE, M.; SONNENBORG, A.; STENVANG, L. Pollution at and below sites used for mixing and loading of pesticides. **International Journal of Environmental Analytical Chemistry**. v.82, n.8-9, p.583-590, 2002.
- HUBER, A.; BACH, M.; FREDE, H. G. Pollution of surface waters with pesticides in Germany: modeling non-point source inputs. **Agriculture, Ecosystems and environment**, v.80, p.191-204, 2000.
- KARANASIOS, E.; TSIROPOULOS, N. G.; KARPOUZAS, D. G.; EHALIOTIS, C. Degradation and adsorption of pesticides in compost-based biomixtures as potencial substrates for biobeds in Southern Europe. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**. v.58, p.9147-9156, 2010a.
- KARANASIOS, E.; TSIROPOULOS, N. G.; KARPOUZAS, D. G.; MENKISSOGLU-SPIROUDI, U. Novel biomixtures based on local Mediterranean lignocellulosic materials: evaluation for in biobed systems. **Chemosphere**. v.80, p.914-921, 2010b.
- MONACI, E.; COPPOLA, L.; CASUCCI, C.; PERUCCI, P.; VISCHETTI, C. Retention capacity of an organic bio-mixture against different mixtures of fungicides used in vineyards. **Journal of environmental Science and Health Part B**. v.44, p.724-729, 2009.
- MONTEIRO, R. T. R. Estimativa da atividade microbiana: método de hidrólise do diacetato de fluoresceína. In: FRIGHETTO, R. T. S.; VALARINI, P. J. (Ed.). Indicadores biológicos e bioquímicos da qualidade do solo. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p. 133-137.

PIOLA, L.; FUCHS, J.; ONETO, M. L.; BASACK, S.; GIMÉNEZ, R.; MASSARO, R.; PAPA, J. C.; KESTEN, E.; CASABÉ, N. Biomarkers for the assessment of chlorpyrifos effects on earthworms and soil function parameters. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. V.44, p.874-880, 2009.

REICHENBERGER, S.; BACH, M.; SKITSCHAK, A.; FREDE, H. G. Mitigation strategies to reduce inputs into ground- and surface water and their effectiveness; A review. **Science of the Total environment**. v.384, p.1-35, 2007.

ROFFIGNAC, de L.; CATTAN, P.; MAILLOUX, J.; HERZOG, D.; BELLEC, F. L. Efficiency of a bagasse substrate in a biological bed system for the degradation of glyphosate, malathion and lambda-cyhalotrin under tropical climate conditions. **Pest Management Science**. v.64, p.1303-1313, 2008.

SNIEGOWSKI, K.; BERS, K.; VAN GOETEM, K.; RYCKEBOER, J.; JAEKEN, P.; SPANOGHE, P.; SPRINGAEL, D. Improvement of pesticide mineralization in on-farm biopurification system by bioaugmentation with pesticide-primed soil. **FEMS Microbiology Ecology**. v.76, p.64-73, 2011.

SPLIID, N. H.; HELWEG, A.; HEINRICHSON, K. Leaching and degradation of 21 pesticides in a full-scale model biobed. **Chemosphere**. v.65, p.2223-2232, 2006.

TORSTENSSON, L. Experiences of biobeds in practical use in Sweden. **Pesticide Outlook**. v.11, p.206-211, 2000.

TORTELLA, G. R.; RUBILAR, O.; CEA, M.; WULFF, C.; MARTINEZ, O.; DIEZ, M. C. Bioestimulation of agricultural biobeds with NPK fertilizer on chlorpyrifos degradation to avoid soil and water contamination. **Journal of soil science and plant nutrition**. v.10, n.4, p.464-475, 2010.

VISCHETTI, C.; MONACI, E.; CARDINALI, A.; PERUCCI, P. The effect of initial concentration, co-application and repeated applications on pesticide degradation in a biobed mixture. **Chemosphere**. v.72, p.1739-1743, 2008.

WENNEKER, M.; BELTMAN, W. H.; DE WERD, H. A. E.; VAN DE ZANDE, J. C. Identification and quantification of point sources of surface water contamination in fruit culture in the Netherlands. **Aspects of Applied Biology**. V.84, p.369-375, 2008.