
Comportamento e Destino Ambiental de Produtos Fitossanitários

Claudio A. Spadotto, *Ph.D.*
Embrapa Gestão Territorial

Introdução

Qualquer quantidade de produto fitossanitário que não atinja o alvo não terá o efeito desejado, representará uma perda agrônômica e uma fonte de contaminação ambiental. Portanto, um fator fundamental para a eficiência agrônômica e, conseqüentemente, para a segurança ambiental dos produtos fitossanitários é a adequação da tecnologia de aplicação às características do produto formulado e às condições meteorológicas.

Logo após ser aplicado em uma típica área agrícola, o produto fitossanitário se distribui, em diferentes proporções, nas superfícies das plantas e do solo e na atmosfera. Se cuidados não forem tomados na operação de aplicação, pode também atingir diretamente a superfície de corpos de água vizinhos às lavouras, como açudes e córregos. Durante a aplicação, ocorre, em algum grau, a deriva.

A partir da sua distribuição inicial, o comportamento e o destino do produto fitossanitário no ambiente são governados por processos de transporte-transferência e de transformação. Os processos de transporte-transferência e de transformação interagem entre si e diferenças nas estruturas e propriedades dos produtos fitossanitários e nas características e condições ambientais afetam esses processos. Presença de plantas, declividade do terreno, localização da área na topografia, tipo de solo, práticas de manejo adotadas e composição de microrganismos no solo também afetam o destino de produtos fitossanitários no ambiente (SPADOTTO *et al.*, 2010).

Conhecer em qual compartimento ambiental um determinado produto fitossanitário está logo após a sua aplicação permite determinar quais as principais formas de transporte-transferência e transformação, o que possibilita uma previsão de seu deslocamento e sua concentração, assim como do tempo para sua dissipação, que é o resultado do conjunto de processos envolvidos. Deve-se atentar também para a remoção de partes das plantas cultivadas, que é uma rota de dissipação que não pode ser desconsiderada.

Distribuição nos comportamentos ambientais

A partir da aplicação, a distribuição do produto fitossanitário nos diferentes compartimentos ambientais pode ocorrer por atraso ou impedimento da chegada ao alvo, desvio de rota, erro do alvo, além de outros. Juntamente com as propriedades do ingrediente-ativo e o tipo e a composição da formulação do produto fitossanitário, a tecnologia de aplicação utilizada, as condições meteorológicas no momento e logo após a aplicação afetam diretamente essa distribuição. O ajuste correto desses itens pode ser considerado o primeiro passo para o sucesso da ação do produto fitossanitário e a redução do seu impacto indesejável para o ambiente (GEBLER e SPADOTTO, 2004).

A deriva é um dos problemas mais comuns relacionados à aplicação de produtos fitossanitários. A deriva é o desvio da trajetória das partículas na aplicação, que não atingem o alvo, ocasionando perdas do produto fitossanitário, que dentro da área da cultura agrícola pode ser considerada como endoderiva, enquanto as perdas para fora da área tratada podem ser consideradas como exoderiva (SOUZA, CUNHA e PAVANIN, 2011).

Na maioria dos casos, umidade relativa do ar inferior a 50%, temperatura ambiente menor que 10°C e maior que 30°C (ANTUNIASSI e BAILO, 2004) e ventos abaixo de 3,2 km h⁻¹ e acima de 6,5 km h⁻¹ podem comprometer a eficiência da pulverização.

As estimativas de resíduos de produtos fitossanitários a partir da deriva dependem do método de aplicação usado e as concentrações decrescem com a distância do local da aplicação. Segundo Van den Berg *et al.* (1999), durante a aplicação, cerca de 30% a 50% da quantidade aplicada pode ser perdida por deriva. De acordo com Barbash (2014), dependendo das condições meteorológicas, dos métodos de aplicação e das características do produto fitossanitário, a deriva pode representar de 1% a 75% da quantidade total aplicada. Em condições brasileiras, Chaim *et al.* (1999) relatou 35% de deriva em uma cultura de tomate.

Processos de transporte-transferência e transformação

Simplificadamente, o transporte e a transferência de produtos fitossanitários entre compartimentos ambientais ocorrem pela volatilização na atmosfera, pela absorção pelas plantas, pelo escoamento da superfície das plantas até o solo e pelo transporte por carreamento na superfície do terreno e por lixiviação no perfil do solo. Uma vez no solo, os produtos fitossanitários são retidos em algum grau pelo processo dinâmico de sorção.

O transporte de produtos fitossanitários na atmosfera é um importante meio de deslocamento desses produtos no ambiente e ocorre por volatilização direta e covaporização com água. A volatilização pode acontecer durante e após a aplicação, a partir da superfície das plantas, na superfície e matriz do solo, assim como na superfície e coluna de água. O produto fitossanitário volatilizado é transportado na atmosfera e se depositará na superfície, por vezes, a longas distâncias do local da aplicação. Estando na planta, no solo ou na água, o produto fitossanitário pode novamente volatilizar e ser transportado na atmosfera (VAN JAARSVELD e VAN PUL, 1999).

Diversos fatores são citados como importantes na emissão e no transporte de produtos fitossanitários na atmosfera e deposição em áreas adjacentes dos locais de aplicação. Segundo Hapeman, McConnell e Rice (2003), a distribuição atmosférica dos produtos fitossanitários é influenciada por suas propriedades físicas e químicas (pressão de vapor, volatilidade, viscosidade, solubilidade em água, entre outras), pelas condições meteorológicas (direção e velocidade do vento, temperatura, umidade relativa, estabilidade atmosférica, entre outras) e pelo manejo adotado.

Estudos de Ferrari, Trevisan e Capri (2003) demonstram que a volatilização, em condições de campo e para produtos fitossanitários com pressões de vapor entre 5×10^{-3} Pa e 5×10^{-2} Pa (classificadas como altas), pode representar até 22,6% do total dos processos no meio ambiente. Em casos de condições climáticas e microclimáticas não ideais para pulverização, podem ocorrer grandes perdas por volatilização do produto fitossanitário poucos dias após a aplicação. Perdas de herbicidas por volatilização de até 90% em relação à quantidade aplicada

têm sido reportadas (CARTER, 2000; BEDOS et al, 2002). Laabs *et al.* (2002) alertaram para a importância do transporte aéreo de produtos fitossanitários em condições tropicais, devido às altas temperaturas, e trabalhos têm mostrado a presença de produtos fitossanitários na água da chuva (NOGUEIRA *et al.*, 2012).

O carreamento superficial é o transporte pela água que escoar na superfície do terreno, quando a capacidade de infiltração do solo foi superada, e leva substâncias dissolvidas e partículas em suspensão. Dependendo das práticas de conservação do solo, o destino do carreamento superficial é um lago, açude, córrego ou rio, levando à contaminação de água e de sedimento (DORES *et al.*, 2006; DORES *et al.*, 2008; MIRANDA *et al.*, 2008; NOGUEIRA *et al.*, 2012).

Algumas variáveis influem no peso que o carreamento superficial terá na dissipação de determinado produto fitossanitário no solo: (a) condições meteorológicas, como o volume e a intensidade de chuvas; (b) tipo de solo, pois em solos arenosos há menos escoamento superficial; (c) teor de umidade do solo, visto que em solos já saturados chuvas provocarão escoamento superficial; (d) cobertura de solo, pois atrasa o início do processo de escoamento da água e dificulta o transporte superficial dos sólidos do solo em suspensão.

Perdas de produtos fitossanitários por carreamento superficial podem variar de 1% a 10% (SCHULZ, 2004). Haith e Rossi (2003) observaram perdas de produtos fitossanitários entre 5% e 10%. Carter (2000) levantou na literatura as maiores perdas de herbicidas em 0,25%; Leu et al (2004) obtiveram perda de até 0,41% do herbicida metolachlor aplicado. Em condições brasileiras, Dores *et al.* (2009) mostraram que os totais dos produtos adsorvidos às partículas de solo carreado e em solução na água escoada superficialmente foram, respectivamente, 0,54% e 13,9% da quantidade aplicada dos herbicidas metolachlor e diuron. Apesar de alguns valores parecerem relativamente baixos, tem-se que o carreamento superficial é uma rota que altera de forma rápida o balanço de massa do produto fitossanitário no solo em casos em que a aplicação tenha ocorrido momentos antes de uma chuva de intensidade de média a alta.

A lixiviação dos produtos fitossanitários através do solo, por sua vez, tende a resultar em contaminação das águas subterrâneas (SOUZA *et al.*, 2004; DORES *et al.*, 2006; CARBO *et al.*, 2008; DORES *et al.*, 2008; NOGUEIRA *et al.*, 2012) e, nesse caso, as substâncias químicas são principalmente levadas em solução juntamente com a água que percola no solo e alimenta os aquíferos.

Em solos com poros grandes e bem drenados pode-se assumir que o transporte do soluto (produto fitossanitário) ocorre principalmente por convecção (fluxo de massa), em que a massa do soluto está concentrada em um ponto específico da coluna de água, e não dispersa em toda ela (sistema do tipo pistão). Esse sistema é predominantemente vertical, e o soluto pode descer a grandes profundidades, com algum retardamento em relação à água que percola no solo. Em casos em que o solo não apresenta boa porosidade, está excessivamente compactado ou mesmo desestruturado, o transporte do soluto por difusão e por dispersão torna-se mais importante.

O fluxo preferencial, ou fluxo rápido, de produtos fitossanitários em canais no solo tem sido observado e sua importância tem sido destacada em vários trabalhos (LEVANON *et al.*, 1993; FLURY, 1996; LENNARTZ *et al.*, 1999; REICHENBERGER *et al.*, 2002; SCORZA JÚNIOR, 2002; CORREIA, LANGENBACH e CAMPOS, 2010).

Perdas por lixiviação podem representar pouco da quantidade aplicada de produtos fitossanitários moderadamente móveis (FARLIN *et al.*, 2013), sendo tipicamente menos que

1%, mas podem atingir 5% (KÖHNE, KÖHNE e ŠIMŮNEK, 2009; CARTER, 2000). No entanto, trabalhando com colunas de solo em lisímetros, Matallo *et al.* (2005) determinou que 52% da quantidade aplicada de um herbicida usado na cultura de cana-de-açúcar no Brasil passou da profundidade de 50 cm em um solo arenoso em um ano.

Em qualquer análise de localização do produto fitossanitário no solo, a lixiviação entra como uma importante variável e as equações que descrevem o transporte de massa do soluto na solução do solo podem variar segundo a umidade contida no solo e a sua porosidade. A sorção é o processo que mais influi na lixiviação de produtos fitossanitários no solo.

Os produtos fitossanitários pertencem a diferentes classes de substâncias químicas organossintéticas, e os tipos de interações desses compostos com os colóides do solo são numerosos. Assim, as interações dos produtos fitossanitários com os componentes dos solos são complexas e determinam sua mobilidade e persistência. Várias propriedades dos solos afetam o mecanismo e o grau de sorção de produtos fitossanitários.

A predominância da sorção de compostos orgânicos não iônicos na matéria orgânica do solo tem sido extensivamente documentada. Alguns produtos fitossanitários, principalmente herbicidas, são ionizáveis; assim, um fator que tem influência particularmente na sorção desses compostos é o pH do solo. Esse aspecto é especialmente importante em solos tropicais, que sem calagem, apresentam pH ácido (SPADOTTO e HORNSBY, 2003, SPADOTTO, HORNSBY e GOMES, 2005).

Estudos também têm destacado a influência da matéria orgânica dissolvida na sorção e na lixiviação de produtos fitossanitários (CORNEJO *et al.*, 2005; DRORI, AIZENSHTAT e CHEFETZ, 2005; LI, ZING e TORELLO, 2005; JIANG *et al.*, 2008; SONG, CHEN e YANG, 2008).

A transformação dos produtos fitossanitários ocorre pela degradação na atmosfera, no solo e na água e pela metabolização nas plantas e em outros organismos, tanto no solo como na água. Os produtos fitossanitários são degradados por processos físico-químicos e biológicos, como fotólise, hidrólise, oxidação-redução e degradação biológica.

As taxas de degradação de algumas moléculas de produtos fitossanitários são relativamente altas e seus resíduos permanecem no ambiente por um curto período. Alguns produtos fitossanitários se degradam completamente no ambiente atingindo a mineralização, que resulta na sua transformação em H₂O, CO₂ e NH₃. Embora parte desse processo seja ocasionada por reações químicas ou físico-químicas, como a hidrólise e a fotólise, o catabolismo microbiológico e o metabolismo são, geralmente, os principais meios de mineralização. Alguns produtos fitossanitários podem ser bastante recalcitrantes e, nesses casos, apresentam grande resistência à quebra de suas moléculas, seja no início do processo, seja em alguma etapa já avançada, o que faz com que sua persistência no ambiente seja maior.

No solo ocorre preferencialmente a degradação biológica ou biodegradação: oxidação, redução, hidrólise e suas conjugações, intermediadas por microrganismos – que é mais eficiente na degradação dos resíduos. A biodegradação é mais ativa na zona de raízes do solo. Isso se deve principalmente à presença em grande quantidade de bactérias aeróbicas, mais eficientes na degradação de produtos fitossanitários, ao maior teor de matéria orgânica e às melhores relações solo-água-ar para essa biota. Dependendo do teor de umidade do solo, a hidrólise pode apresentar ação intensa, principalmente quando conjugada com outros processos, como a biodegradação.

Um fator que influi no tipo de biodegradação que ocorre no solo é o pH, pois, em valores próximos da neutralidade ou ligeiramente alcalinos há predominância de bactérias e de actinomicetos (em torno de 65% da biota), enquanto, em solos ácidos, há predominância de fungos, que são menos eficientes. Porém, outro fator tem um peso ainda maior, que é a adaptabilidade das populações ao substrato.

Diversos pesquisadores têm mostrado que processos de sorção tendem a limitar a taxa de biodegradação de produtos fitossanitários no solo. Fontaine, Lehman e Miller (1991) observaram que a taxa de degradação do herbicida flumetsulam foi mais rápida em solos com menor capacidade de sorção. Ogram *et al.* (1985) sugeriram que a degradação microbiana do 2,4-D ocorreu apenas quando esse herbicida estava em solução.

Na água e na atmosfera a degradação acontece preferencialmente por processos químicos: hidrólise, fotólise e oxidação-redução. A hidrólise é o principal meio de degradação de produtos fitossanitários em corpos de água. O pH do meio interfere na hidrólise dos produtos fitossanitários, em decorrência da interação com as características físico-químicas inerentes à sua molécula. Outro interferente é a temperatura, que também apresenta grande influência na taxa de hidrólise.

Na fotólise, a luz provoca a quebra das ligações químicas entre as moléculas, primeiramente, por meio de reações fotoquímicas. Pode ocorrer também a fotólise indireta, em que a luz funciona como catalisador para outros processos físico-químicos, especialmente na água. Como é um processo que atinge qualquer produto que esteja sobre a superfície das plantas, do solo e da água, a fotólise é considerada o de maior espectro de ação.

O processo de oxidação-redução (ou oxi-redução) atua principalmente nas trocas químicas que o produto fitossanitário é submetido em reações de fotodegradação ou biodegradação, sendo catalisada pela ação da luz ou de microrganismos, respectivamente. Entretanto, em algumas situações muito especiais, essas reações podem ocorrer sozinhas, e estão relacionadas a ambientes sem luz e à ausência de microrganismos, em camadas profundas de solo ou em água subterrânea.

É importante lembrar que quando a degradação não é completa, os produtos de degradação ou metabólitos também podem ter importância para o ambiente e a saúde das pessoas, por apresentarem toxicidades ecológica e humana iguais ou superiores às das moléculas originais.

Referências bibliográficas

- ANTUNIASSI, U. R.; BAILO, F. H. R. Tecnologia de aplicação de defensivos. In: VARGAS, L.; ROMAN, E. S. (ed.). Manual de manejo e controle de plantas daninhas. Bento Gonçalves: Embrapa Uva e Vinho, 2004. p. 145-184.
- BARBASH, J. E. Geochemistry of Pesticides. In: HOLLAND, H. D.; TUREKIAN, K. K. (ed.). Treatise on Geochemistry (second edition). Oxford: Elsevier, v. 11, p. 535-572, 2014.
- BEDOS, C.; CELLIER, P.; CALVET, R.; BARRIUSO, E.; GABRIELLE, B. Mass transfer of pesticides into the atmosphere by volatilization from soils and plants: overview. *AGRONOMIE*, v. 22, p. 21-33, 2002.

-
- CARBO, L.; SOUZA, V.; DORES, E. F. G. C.; RIBEIRO, M. L. Determination of pesticides multiresidues in shallow groundwater in a cotton-growing region of Mato Grosso, Brazil. *J BRAZ CHEM SOC*, v. 19, p. 1111-1117, 2008.
- CARTER, A. D. Herbicide movement in soils: principles, pathways and processes. *WEED RES*, v. 40, p. 113-122, 2000.
- CHAIM, A.; VALARINI, P. J. OLIVEIRA, D. A.; MORSOLETO, R. V.; PIO, L. C. Avaliação de perdas de pulverização em culturas de feijão e tomate. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 1999. 29 p. (Embrapa Meio Ambiente. Boletim de Pesquisa, 2).
- CORNEJO, J.; HERMISÍN, M. C.; CELIS, R.; COX, L. Methods to determine sorption of pesticides and other organic compounds. In: BENED, J. A.; CARPENA, R. M. (ed.). *Soil – water – solute process characterization*. Boca Raton: CRC Press, 2005. p. 435-463.
- CORREIA, F. V.; LANGENBACH, T.; CAMPOS, T. M. Avaliação do transporte de atrazina em solos sob diferentes condições de manejo agrícola. *R. BRAS. CI. SOLO*, v. 34, p. 525-534, 2010.
- DORES, E. F. G. C.; CARBO, L.; RIBEIRO, M. L.; DE-LAMONICA-FREIRE, E. M. Pesticide levels in ground and surface waters of Primavera do Leste Region, Mato Grosso, Brazil. *J CHROMATOGR SCI*, v. 46, p. 585-90, 2008.
- DORES, E. F. G. C.; NAVICKIENE, S.; CUNHA, M.L.F.; CARBO, L.; RIBEIRO, M. L.; DE-LAMONICA-FREIRE, E. M. Multiresidue determination of herbicides in environmental waters from Primavera do Leste Region (Middle West of Brazil) by SPE-GC-NPD. *J BRAZ CHEM SOC*, v. 17, p. 866-873, 2006.
- DORES, E. F. G. C.; SPADOTTO, C. A.; WEBER, O. L. S.; CARBO, L.; VECCHIATO, A. B.; PINTO, A. A. Environmental Behaviour of Metolachlor and Diuron in a Tropical Soil in the Central Region of Brazil. *WATER AIR SOIL POLL*, v. 197, p. 175-183, 2009.
- DRORI, Y.; AIZENSHTAT, Z.; CHEFETZ, B. Sorption-desorption behavior of atrazine in soils irrigated with reclaimed wastewater. *SOIL SCI SOC AM J*, v. 69, p. 1703-1710, 2005.
- FARLIN, J.; GALLE, T.; BAYERLE, M.; PITTOIS, D.; BRAUN, C.; EL KHABBAZ, H.; LALLEMENT, C.;LEOPOLD, U.; VANDERBORGHT, J.; WEIHERMUELLER, L. Using the long-term memory effect of pesticide and metabolite soil residues to estimate field degradation half-life and test leaching predictions. *GEODERMA*, v. 207, p. 15-24, 2013.
- FERRARI, F.; TREVISAN, M.; CAPRI, E. Predicting and measuring environmental concentration of pesticides in air after soil application. *J ENVIRON QUAL*, v. 32, p. 1623-1633, 2003.
- FONTAINE, D. D.; LEHMAN, R. G.; MILLER, J. R. Soil adsorption of neutral and anionic forms of sulfonamide herbicide, flumetsulam. *J ENVIRON QUAL*, v. 20, p. 759-762, 1991.
- GEBLER, L.; SPADOTTO, C. A. Comportamento ambiental de herbicidas. In: VARGAS, L.; ROMAN, E. S. (ed.). *Manual de manejo e controle de plantas daninhas*. Bento Gonçalves: Embrapa Uva e Vinho, 2004. p. 57-87.
- HAITH, D. A.; ROSSI, F. S. Ecological risk assessment of pesticide runoff from turf. *J ENVIRON QUAL*, v. 32, p. 447-455, 2003.

- HAPEMAN, C. J.; McCONNELL, L. L.; RICE, C. P. Current United States Department of Agriculture-agricultural research service research on understanding agrochemical fate and transport to prevent and mitigate adverse environmental impacts. *PEST MANAG SCI*, v. 59, p. 681-690, 2003
- JIANG, L.; HUANG, J.; LIANG, L.; ZHENG, P. Y.; YANG, H. Mobility of prometryne in soil as affected by dissolved organic matter. *J AGR FOOD CHEM*, v. 56, p. 11933-11940, 2008.
- KÖHNE, J.M.; KÖHNE, S; ŠIMŮNEK, J. A review of model applications for structured soils: b) Pesticide transport. *J CONTAM HYDROL*, v. 104, p. 36-60, 2009.
- LAABS, V.; AMELUNG, W.; PINTO, A.; ZECH, W. Fate of pesticides in tropical soils of Brazil under field conditions. *J ENVIRON QUAL*, v. 31, p. 256-268, 2002.
- LENNARTZ, B. Variation of herbicide transport parameters within a single field and its relation to water flux and soil properties. *GEODERMA*, v. 91, p. 327-345, 1999.
- LEU, C.; SINGER, H.; STAMM, C.; MULLER, S. R.; SCHWARZENBACH, R. P. Simultaneous assessment of sources, processes, and factors influencing herbicide losses to surface waters in a small agricultural catchment. *ENVIRON SCI TECHNOL*, v. 38, p. 3827-3834, 2004.
- LEVANON, D.; CODLING, E.E.; MEISINGER, J.J.; STARR, J.L. Mobility of agrochemicals through soil from two tillage systems. *J ENVIRON QUAL*, v. 22, p. 155-161, 1993.
- LI, K.; XING, B.; TORELLO, W. A. Effect of organic fertilizers derived dissolved organic matter on pesticide sorption and leaching. *ENVIRON POLLUT*, v. 134, p. 187-194, 2005.
- MATALLO, M. B.; SPADOTTO, C. A.; LUCHINI, L. C.; GOMES, M. A. F. Sorption, degradation, and leaching of tebuthiuron and diuron in soil columns. *J ENVIRON SCI HEAL B*, v. B40, p. 39-43, 2005.
- MIRANDA, K.; CUNHA, M. L.; DORES, E. F. G. C.; CALHEIROS, D. F. Pesticide residues in river sediments from the Pantanal Wetland, Brazil. *J Environ Sci Health B*, v. 43, p. 717-722, 2008.
- NOGUEIRA, E. N.; DORES, E. F. G. C.; PINTO, A. A.; AMORIM, R. S. S.; RIBEIRO, M. R.; LOURENCETTI, C. Currently used pesticides in water matrices in Central-western Brazil. *J BRAZ CHEM SOC*, v.23, p.1476-1487, 2012.
- NOGUEIRA, E. N.; DORES, E. F. G. C.; PINTO, A. A.; AMORIM, R. S. S.; RIBEIRO, M. L.; LOURENCETTI, C. Currently used pesticides in water matrices in Central-Western Brazil. *J BRAZ CHEM SOC*, v. 23, p. 1476-1487, 2012.
- OGRAM, A. V.; JESSUP, R. E.; OU, L. T.; RAO, P. S. C. Effects of sorption on biological degradation rates of (2,4-dichlorophenoxy) acetic acid in soils. *APPL ENVIRON MICROB*, v. 49, p. 582-587, 1985.
- REICHENBERGER, S.; AMELUNG, W.; LAABS, V.; PINTO, A.; TOTSCHKE, K.U.; ZECH, W. Pesticide displacement along preferential flow pathways in a Brazilian Oxisol. *GEODERMA*, v. 110, p. 63-86, 2002.
- SCHULZ, R. Field studies on exposure, effects, and risk mitigation of aquatic nonpoint-source insecticide pollution: A review. *J ENVIRON QUAL*, v. 33, p. 419-448, 2004.
- SCORZA JÚNIOR, R. P. Pesticide leaching in macroporous clay soils: field experiment and modeling. Doctoral Thesis – Wageningen University and Research Centre, Wageningen, the Netherlands, 2002. 234 p.

-
- SONG, N. H.; CHEN, L.; YANG, H. Effect of dissolved organic matter on mobility and activation of chlorotoluron in soil and wheat. *GEODERMA*, v. 146, n. 1/2, p. 344-352, 2008.
- SOUZA, L. A.; CUNHA, J. P. A. R.; PAVANIN, L. A. Eficácia e perda do herbicida 2,4-D amina aplicado com diferentes volumes de calda e pontas de pulverização. *PLANTA DANINHA*, v. 29, p. 1149-1156, 2011, Número Especial.
- SOUZA, V.; CARBO, L.; DORES, E. F. G. C.; RIBEIRO, M. L.; VECCHIATO, A. B.; WEBER, O. L. S.; PINTO, A. A.; SPADOTTO, C. A.; CUNHA, M. L. F. Determinação de pesticidas em água de poços tubulares em áreas de cultura de algodão na microrregião de Primavera do Leste, Mato Grosso. *Revista Águas Subterrâneas*, v. 18, Suplemento, XIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 2004.
- SPADOTTO, C. A.; HORNSBY, A. G. Organic compounds in the environment: soil sorption of acidic pesticides: modeling pH effects. *J ENVIRON QUAL*, v. 32, p. 949-956, 2003.
- SPADOTTO, C. A.; HORNSBY, A. G.; GOMES, M. A. F. Sorption and leaching potential of acidic herbicides in Brazilian soils. *J ENVIRON SCI HEAL B*, v. B40, p. 29-37, 2005.
- SPADOTTO, C. A.; SCORZA JUNIOR, R. P.; DORES, E. F. G. de C.; GEBLER, L.; MORAES, D. A. de C. Fundamentos e aplicações da modelagem ambiental de agrotóxicos. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2010. 46 p. (Embrapa Monitoramento por Satélite. Documentos, 78).
- VAN DEN BERG, F.; KUBIAK, R.; BENJEY, W. G.; MAJEWSKI, M. S.; YATES, S. R.; REEVES, G. L.; SMELT, J. H.; VAN DER LINDEN, A. M. A. Emission of pesticides into the air. *WATER AIR SOIL POLL*, v. 115, p. 195-218, 1999.
- VAN JAARSVELD, J. H. A.; VAN PUL, W. A. J. Modeling of atmospheric transport and deposition of pesticides. *WATER AIR SOIL POLL*, v. 115, p. 167-182, 1999.

Avanços na Tecnologia de Aplicação de Produtos Fitossanitários

Editores:

Prof. João Paulo Arantes Rodrigues da Cunha

Prof. Ulisses Rocha Antuniassi

Prof. Cleyton Batista de Alvarenga



Botucatu SP – 2015

Todos os direitos reservados. Nenhuma parte desta publicação pode ser reproduzida sem a autorização prévia da FEPAF e dos autores.

Agência Brasileira do ISBN

ISBN 978-85-98187-79-2



9 788598 187792

Catálogo na Fonte:

FICHA CATALOGráfICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E TRATAMENTO DA INFORMAÇÃO - DIRETORIA TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - UNESP - FCA - LAGEADO - BOTUCATU (SP)

Avanços na tecnologia de aplicação de produtos fitossanitários [recurso eletrônico] / João Paulo Arantes Rodrigues da Cunha, Ulisses Rocha Antuniassi, Cleyton Batista de Alvarenga, editores. - Botucatu : FEPAF, 2015
109 p. : fots. color., grafs., ils. color., tabs.

e-Book

ISBN 978-85-98187-79-2

1. Defensivos vegetais - Tecnologia de aplicação. 2. Defensivos agrícolas - Aspectos ambientais. 3. Agrotóxicos. 4. Herbicidas. 5. Segurança ambiental. I. Cunha, João Paulo Arantes Rodrigues da. II. Antuniassi Ulisses Rocha. III. Alvarenga, Cleyton Batista de. IV. Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais. V. Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (Câmpus de Botucatu). Faculdade de Ciências Agrônômicas. VI. Título.

CDD 23.ed. (632.95)