



POTENCIAL DE CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL DE HERBICIDAS UTILIZADOS NA CULTURA DO MILHO

D. Karam¹

J. A. A. Silva²; M. A. Santos³; S. C. Lopes⁴; M. B. Cruz⁵

1 - Pesquisador, Embrapa Milho e Sorgo, Rodovia MG - 424 Km 65, Sete Lagoas, 35701 - 970, Minas Gerais, Brasil 2 - Centro Universitário de Sete Lagoas, Avenida Marechal Castelo Branco n^o 2765, Santo Antônio, Sete Lagoas, 35701 - 242, Minas Gerais, Brasil. 3 - Universidade Norte do Paraná-Unidade Sete Lagoas, Rua Coronel Randolfo Simões n^o 281, Boa Vista, Sete Lagoas, 35700 - 102, Minas Gerais, Brasil 4 - Faculdades Sete Lagoas de MG, Avenida Prefeito Alberto Moura n^o 15 Nova Cidade, 35702 - 383, Sete Lagoas, Minas Gerais, Brasil. 5-Universidade Federal de Viçosa. Depto. Biologia Vegetal. Av. PH Rolf, s/n, Centro, 36570 - 000, Viçosa, Minas Gerais, Brasil. Phone number: 55 31 3027 1135-karam@cpms.embrapa.br

INTRODUÇÃO

A cultura do milho ocupa posição de destaque na economia brasileira, e em decorrência da área plantada e do volume produzido, totalizou na safra 2007/2008, uma produção de 58,6 milhões de toneladas (Conab, 2009). Todavia, sabe-se que as perdas de produção ocasionadas pela ocorrência de plantas daninhas nesta cultura podem atingir prejuízos da ordem de 85%, variando em função da espécie, do grau de infestação, tipo de solo e das condições climáticas, além do estágio de desenvolvimento da cultura em relação ao clima (Pires *et al.*, 2005).

Dentre os métodos disponíveis para o controle de plantas daninhas no cultivo do milho, o químico ainda é o mais utilizado. Estima-se que o uso de herbicidas abranja aproximadamente, 65% de toda área cultivada com milho no Brasil (Karam *et al.*, 2008).

Atualmente, há junto ao Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento (MAPA), registros de 35 ingredientes ativos para a cultura do milho, constituintes de formas isoladas ou misturas de 129 produtos formulados, podendo esses serem aplicados em pré - emergência (diretamente sobre o solo) ou em pós - emergência em aplicação direta sobre plantas (MAPA, 2009; ANVISA, 2009).

Vários métodos têm sido desenvolvidos para o estudo e a previsão do comportamento e destino ambiental de agrotóxicos, e particularmente de herbicidas, que vão desde o uso de parâmetros pré - estabelecidos até modelos matemáticos. O uso de parâmetros, índices e modelos orientam tanto os trabalhos a campo como as análises laboratoriais (Spadotto, 2002).

O modelo EIQ (quociente de impacto ambiental), descrito por Kovach *et al.* (1992), mensura os impactos ambientais advindos do uso de agrotóxicos e pode ser definido como uma medida composta de vários parâmetros que contribuem ao impacto líquido e ambiental de um único ingrediente

ativo (James, 2003). Os fatores utilizados na determinação do EIQ para um ativo específico são a degradação no solo, o potencial de lixiviação, a perda superficial potencial, a LD50 dermal para mamíferos, a LD50 oral aguda para pássaros, peixes e artrópodes, a LC50 aguda para minhocas e peixes; além de componentes referentes à toxicidade crônica para diversos animais, sistemicidade, exposição e contaminação do manuseador, consumidor, entre outros.

Na escolha do herbicida, o conhecimento do modo e mecanismo de ação na planta, de sua degradação e persistência no solo, bem como níveis de toxicidade e possíveis riscos de contaminação da água, de alimentos e do próprio homem, são fundamentais para o monitoramento de seu impacto ambiental.

OBJETIVOS

Este trabalho teve o propósito de avaliar o potencial de contaminação dos principais herbicidas utilizados na cultura do milho no Brasil conforme seus efeitos toxicológicos de impacto ambiental.

MATERIAL E MÉTODOS

Consulta em base de dados

A coleta de informações sobre os parâmetros constituintes do quociente de impacto ambiental deu-se, primeiramente por meio de pesquisa em diferentes bases de dados e trabalhos científicos dos quais se recolheram informações sobre variáveis ecotoxicológicas acerca dos 20 ingredientes ativos selecionados.

Do AGROFIT (MAPA, 2009), foram extraídas informações sobre os principais herbicidas registrados para a cultura do milho bem como nomenclatura dos ativos com respectivos grupos químicos.

Os dados referentes a fisicoquímica, toxicologia, ecotoxicologia e comportamento ambiental dos ativos foram obtidos em bancos de dados da PPDB (Pesticide Properties Database, AERU, versão 2009), AGRITOX (AFSSA, 2009), EXTOXNET (University of California - Davis, 2009), Safety Sheets (MSDS), e das publicações Inoue et. al. (2002), Oliveira Júnior et. al. (2007), e Rodrigues & Almeida (2005). que abrangeram:

(1) - Dados gerais incluindo características gerais dos compostos, identidade da substância, composição estrutural, molecular descrição química, nomenclatura usual, sinônimos.

(2) - Propriedades físicas e químicas referentes ao destino ambiental das substâncias e o transporte desses produtos químicos (com alguns índices de destino): persistência, comportamento no solo, mobilidade, comportamento em sistemas água - sedimento, potencial de contaminação de águas superficiais e comportamento na planta.

(3) - Informações ecotoxicológicas da substância ativa para níveis de toxicidades aguda e crônica na fauna e flora (LD50, LC50, NOEC ou CSEO).

(4) - Saúde humana, incluindo riscos e informações sobre segurança, parâmetros de toxicidade, limites de exposição, questões de saúde, DDA (dose diária aceitável), DAR (dose aguda de referência), NAEQ (nível aceitável de exposição para o operador) com também informações sobre o coletor.

(5) - Informações sobre produtos comerciais, marcas, empresas que utilizam ou vendam a substância ativa, substâncias associadas (outros ativos, adjuvantes e materiais inertes utilizados junto ao produto) informações sobre formulações e aplicação.

(6) - Regulamentação e classificação toxicológica quanto ao limite máximo de resíduos.

Após coleta de informações, os herbicidas foram agrupados por família química, a fim de se poder utilizar a média dos dados dos constituintes de um mesmo grupo.

Determinação do EI_Q

O índice EI_Q foi determinado para cada herbicida por meio de vários componentes de risco ambiental. As variáveis empregadas foram: (DT) toxicidade dermal para mamíferos, dada na unidade LD50, (C) toxicidade crônica para mamíferos, unidade valor de NOEC, (SY) sistemicidade-sistêmica ou não, (F) toxicidade oral aguda para peixes LC50, (L) potencial de lixiviação (GUS), (R) risco de deslocamento horizontal (Koc), (D) toxicidade oral aguda para pássaros, LD50, (S) meia - vida no solo, DT50, (Z) toxicidade oral aguda para abelhas (LD50), (B) toxicidade para outros artrópodes benéficos, LC50, e (P) meia - vida na planta.

Esses componentes foram divididos em três categorias: risco humano, riscos sobre consumidores e risco ecológicos. A padronização dos dados consultados foi feita por meio de escala conforme gradação dos riscos, sendo: 1-baixo risco, 3-médio risco e 5-alto risco, para as variáveis DT, C, F, D, R, S, Z, B, e P. Na variável SY, a segregação foi feita: 1-para ativos não - sistêmicos e 5 - para sistêmicos. Na variável L foi utilizado o próprio valor consultado. A fórmula utilizada para cálculo do quociente de impacto ambiental foi:

$$EIQ = C[(DT*5) + (DT*P)] + [(C*((S+P)/2)*SY) + (L)] + [(F*R) +$$

$$(D*((S+P)/2)*3) + (Z*P*3) + (B*P*5)]/3 >$$

Onde o risco à saúde humana do trabalhador agrícola é definido como a soma dos riscos de exposição do aplicador (DT * 5) e coletoras (DT * P) vezes possíveis efeitos crônicos (C). O risco de exposição do aplicador é representado pela toxicidade cutânea vezes 5, que simboliza riscos associados à manipulação de pesticidas concentrados, enquanto o risco ao coletor (DT * P), é representado pela toxicidade cutânea vezes a meia vida do ativo na superfície da planta. Este é multiplicado pelos efeitos crônicos potenciais (C). A toxicidade crônica de um determinado pesticida, é dada pela média dos efeitos em longo prazo a partir de vários testes laboratoriais efetuados em pequenos mamíferos. Estes testes são realizados para determinar potenciais efeitos reprodutivos (capacidade de produzir descendente), efeitos teratogênicos (anomalias fetais), efeitos mutagênicos (mudanças permanentes no material hereditário, como genes e cromossomos), e efeitos oncogênicos (crescimento tumoral). O fator de risco aos consumidores é dado pela soma do risco de exposição dos potenciais consumidores (C * ((S + P) / 2) * SY) e riscos de lixiviação dos ativos (L), correlacionando as variáveis toxicidade crônica, meia - vida na planta, meia - vida no solo e sistemicidade do ingrediente.

A componente ecológica do índice é dada pela soma dos efeitos das substâncias químicas sobre biótopos aquático e terrestre: (F * R) multiplicação entre riscos de intoxicação aguda oral para peixes e deslocamento superficial da substância, (D * ((S + P) / 2) * 3) riscos de intoxicação oral aguda para aves vezes a média da soma da meia - vida do ingrediente ativo no solo e nas plantas, multiplicado pelo coeficiente 3. O risco para abelhas e artrópodes benéficos é representado por (Z * P * 3) e (B * P * 5). Esses, relacionam os fatores toxicidade aguda oral para abelhas e artrópodes, meia - vida na planta e os coeficientes 3 e 5. O impacto ambiental de pesticidas em sistemas aquáticos é determinado pela multiplicação da toxicidade química do pesticida multiplicado pelo potencial de perda deste por escorrimento superficial.

RESULTADOS

Os herbicidas selecionados para cálculo de quociente de impacto ambiental foram: 2,4 - D, alachlor, ametryn, amicarbazono, atrazine, bentazone, carfentrazone, foramsulfuron, glyphosate, imazapic, imazapir, iodosulfuron, isoxaflutole, mesotrione, nicosulfuron, pendimethalin, simazine, s - metolachlor, tembotrione e trifluralin, sendo 5 recomendados para aplicação em pré - emergência, 9 em pós - emergência e 5 para ambos casos. Para Christoffoleti & Mendonça (2001), os programas de manejo de plantas daninhas na cultura de milho que utilizam herbicidas pós - emergentes têm aumentado bastante nos últimos anos. Isso pode ser função do fato de herbicidas aplicados em pré - emergência terem sua eficiência comprometida em situação de umidade reduzida e alta quantidade de palha no solo, resultando no aparecimento de plantas daninhas ainda durante o período crítico de interferência (Karam et. al, 2008). A partir do cálculo do índice EI_Q, os herbicidas avaliados foram classificados decrescentemente: imazapic (94),

imazapyr (90,7), foramsulfuron (83), nicosulfuron (67), iodosulfuron (65,3), glyphosate (60,3), s - metolachlor (46,7), mesotrione (44,7), tembotrione (43,3), alachlor (35,3), carfentrazone (33,3), trifluralin (32,3), 2,4 - D (32), amicarbazone (27,3), pendimethalin (26,3), bentazon (25,3), simazine (23), atrazine (20), ametryn (17,3) e isoxaflutole (16,3). Os herbicidas utilizados na cultura do milho até há pouco tempo restringiam - se, basicamente, às triazinas, devido à seletividade que estas possuem em relação às plantas de milho e, também, devido à eficiência no controle de plantas daninhas, sobretudo dicotiledôneas, além de poderem ser aplicadas tanto em pré como em pós - emergência, enquanto outros compostos, como acetochlor, alachlor, metolachlor e pendimethalin, são aplicados, fundamentalmente, na modalidade de pré - emergência(Souza et. al, 2004).

Os herbicidas imazapic e imazapyr (imidazolinonas), apresentaram os maiores índices de impacto 94 e 90,7, detendo maiores valores isolados para as categorias risco à saúde do trabalhador, ao consumidor e ecológicos: 120, 105 e 57 para o imazapic e 120, 55 e 97 para o imazapyr, respectivamente. Estes produtos, em mistura formulada, são recomendados em pós - emergência para controle de plantas daninhas de folhas largas, folhas estreitas e ciperáceas que infestam as lavouras de milho tolerante a esses produtos - sistema "Clearfield"(Penckowski et. al, 2004). Seu uso, no entanto, é de menor expressão se comparado a outros compostos inibidores de acetolactato sintase (ALS) como nicosulfuron.

O ingrediente ativo de menor EIQ foi isoxaflutole (17,3), pertencente à família isoxazol, com participação de 5,27%. Esse composto apresentou menores valores de risco ao consumidor (6) e ecológicos (25) entre todos os ingredientes ativos avaliados e o terceiro menor valor do fator risco ao trabalhador (18). Kovach et. al. (1992), obteve EIQ para a mesma substância de 22,7. Tal diferença pode estar associado à consultas de dados em fontes distintas.

As famílias químicas sulfoniúreas e triazinas representaram 15,8% cada, na participação dos ativos avaliados. O ingrediente foramsulfuron, componente das sulfoniúreas, ocupou a 3ª posição no "ranking" e os outros dois constituintes dessa família (iodosulfuron e nicosulfuron), foram classificados na 5ª e 6ª posição respectivamente. Atrazine e ametryn tiveram quocientes da ordem de 20 e 17,3, situando - se na 18ª e 19ª posição. Dentro dos ativos mais utilizados para o milho, as sulfoniúreas e triazinas, representaram com nicosulfuron e atrazine 30 e 65% de toda área brasileira cultivada com esta cultura em que se utilizou herbicida na safra 2007/2008 (Karam et.al, 2008). Embora o quociente de impacto observado para nicosulfuron seja cerca de três vezes maior que o encontrado para atrazine, deve - se salientar que a utilização dessa triazina ocorre em escala exponencial em todo o mundo na forma isolada ou em associações, inclusive com nicosulfuron, além disso, o atrazine é altamente persistente nos solos e tem mobilidade considerada de moderada a alta em solos com pouco conteúdo de argila ou matéria orgânica (Cerdeira et.al, 2002).

Tembotrione (24 e 13) e mesotrione (24 e 15) - grupo químico tricetonas - apresentaram riscos ao trabalhador e ao consumidor relativamente baixos, o fator risco ecológico, porém, para ambos foi de 97, situando - os na primeira

posição dentre todos, nessa categoria.

O glyphosate, constituinte da família química aminoácidos fosfonados, apresentou quociente de impacto de 60,3; sendo o 6º colocado na classificação. Amarante Júnior et. al, (2002), cita esta molécula como sendo de pouca toxidez, embora existam evidências de efeitos deletérios provenientes desse ativo no ambiente, principalmente devido à resistência adquirida por algumas espécies de ervas, após o uso prolongado. Essa substância tem uso crescente no Brasil, onde, segundo dados do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis-Ibama (2003) -, o consumo anual passou de 36 mil toneladas, em 1998, para 44,5 mil toneladas do ingrediente ativo, em 2001, um acréscimo de 23% em apenas 3 anos (Siqueira et. al, 2004).

CONCLUSÃO

A determinação do quociente de impacto ambiental permitiu observar que os ingredientes ativos imazapic e imazapyr, indicados para a cultura do milho, possuem maior potencial de impacto ao meio ambiente, segundo seus possíveis riscos ambientais e ao homem.

O uso de métodos que permitam avaliar o comportamento de produtos fitossanitários no ambiente são de grande valia no que tange a tomada de decisão do agricultor sobre a escolha do produto químico a ser aplicado, permitindo que este, faça escolhas mais conscientes.

REFERÊNCIAS

- PPDB (2009). The Pesticide Properties Database(PPDB). Desenvolvido pela Agricultura & Environment Research Unit(AERU), da Universidade Hertfordshire, financiada pelo Reino Unido Nacional e União Européia. Projeto(FP6 - SSP - 022704).
- Spadotto, C.A. Comportamento e Destino Ambiental de Herbicidas. 2002. Comitê de Meio Ambiente, Sociedade Brasileira da Ciência das Plantas Daninhas. [online] Disponível: <<http://www.cnpma.embrapa.br/herbicidas>>Acessado em 25/04/2009.
- AFSSA, 2009. Agence Francaise de Sécurité Sanitaire des Aliments. AGRITOX: base de données sur les substances actives phytopharmaceutiques. Disponível em: <http://www.dive.afssa.fr/agritox/index.php>. Acesso em: 29/04/2009.
- Christoffoleti, P. J.; Mendonça, C. G. Controle de plantas daninhas na cultura de milho: Enfoque atual. In: FANCELLELLI, A.L.; DOURADO - NETO, D. (Coords.). Milho: tecnologia e produtividade. Piracicaba: ESALQ,2001. p. 60 - 95.
- ANVISA, 2009. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. SIA: sistema de informações sobre agrotóxicos. Disponível em: <http://www4.anvisa.gov.br/agrosia/asp/default.asp>. Acesso em: 29/04/2009.
- ARS - USDA. 2009. Agricultural Research Service of United States Department of Agriculture. CROP SYSTEM: the ARS pesticide properties database. Disponível em: <http://www.ars.usda.gov/services/docs.htm?docid=14199>. Acesso em: 29/04/2009.

- EXTOXNET - EXtension Toxicology NETwork. 2009. University of California - Davis. Disponível em: <http://extoxnet.orst.edu/>. Acesso em: 29/04/2009.
- Amarante Junior, O. P. de; Santos, T. C. R. dos; Brito, N. M.; Ribeiro, M. L. 2002. Glifosato: propriedades, toxicidade, usos e legislação. *Quím. Nova* [online]. 25(4): 589 - 593.
- CONAB. Acompanhamento da safra brasileira: grãos: quinto levantamento. Brasília. Mar. 2009.
- Pires, J. A. A. 2005. Plantio de milho com braquiária. integração lavoura pecuária-ILP. 2005. Informativo. EMATER - MG. Viçosa. 5p.
- Karam, D. & Gama, J. C. M., 2008. Radiografia dos herbicidas. *Cultivar; grandes culturas*. 63: 24 - 27.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária E Abastecimento. Consulta de produtos formulados. Disponível em: <http://extranet.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons > Acesso em: 15 abr. 2009.
- IBAMA. Relatórios de consumo de ingredientes ativos de agrotóxicos e afins no Brasil - anos 1998 a 2001. Brasília, 2003.
- James, C. Global status of commercialized transgenic crops: 2003. Ithaca: ISAAA, 2003. (ISAAA. Briefs, 30).
- Siqueira, J. O.; Trannin, I. C. B; Ramalho, M. A. P.; Fontes, E. M. G. 2004. Interferências no agrossistema e riscos ambientais de culturas transgênicas tolerantes a herbicidas e protegidas contra insetos. *Cadernos de Ciência & Tecnologia*. 21(1): 11 - 81.
- Penckowski, L.H.; Podolan, M.J. and Lopez - ovejero, R.F. 2004. Tolerância de milho tratado com inseticidas a herbicidas do grupo das imidazolinonas. *Planta Daninha* [online]. 22 (2): 307 - 313.
- Rodrigues, R. N.; Almeida, F.S. Guia de herbicidas. 5. ed. Londrina: Ed. Dos autores, 2005.
- Cerdeira, A. L. ; Pessoa, M. C. P. Y. ; Santos, N. A. G. ; Lanchote, V. L. 2005 . Lixiviação de atrazina em solo em área de recarga do aquífero Guarani. *Revista Brasileira de Herbicidas*. 2: 99 - 101.
- Souza, J. R. P. ; Almeida, J. C. V. de ; Ulbrich, A. V. ; Leite, C. R .F . 2004. Eficácia de imazapic + imazapyr no controle de tiririca (*Cyperus rotundus*) em milho (*Zea mays*) tolerante às imidazolinonas. *Planta Daninha*. 22(1): 151 - 156.
- Oliveira, M. F. de . Comportamento de Herbicidas no Ambiente. In: Rubem Silvério de Oliveira Junior; Jamil Constantin. (Org.). *Plantas Daninhas e seu Manejo*. 1 ed. Guaíba: Livraria e Editora Agropecuária Ltda., 2001, v. 1, 362 p.
- Kovach, J.; Petzoldt, C.; Tette, J. 1992. A method to measure the environmental impact of pesticides. *New York's Food and Life Sciences Bulletin*, 139: 1 - 8