

Avaliação de Riscos Ambientais de Agrotóxicos em Condições Brasileiras



ISSN 1516-4691

Dezembro, 2006

*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Centro Nacional de Pesquisa de Monitoramento e Avaliação de Impacto Ambiental
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento*

Documentos 58

Avaliação de Riscos Ambientais de Agrotóxicos em Condições Brasileiras

Claudio Aparecido Spadotto

Jaguariúna, SP
2006

Exemplares dessa publicação podem ser solicitados à:

Embrapa Meio Ambiente
Rodovia SP 340 - km 127,5 - Tanquinho Velho
Caixa Postal 69 13820-000, Jaguariúna, SP
Fone: (19) 3867-8750 Fax: (19) 3867-8740
sac@cnpma.embrapa.br
www.cnpma.embrapa.br

Comitê de Publicação da Unidade

Presidente: *Ladislau Araújo Skorupa*

Secretário-Executivo: *Sandro Freitas Nunes*

Bibliotecária: *Maria Amélia de Toledo Leme*

Membros: *Heloisa Ferreira Filizola, Manoel Dornelas de Souza,*
Cláudio César de Almeida Buschinelli, Maria Conceição Peres
Young Pessoa, Osvaldo Machado R. Cabral e Marta Camargo
de Assis

Normalização Bibliográfica: *Maria Amélia de Toledo Leme*

Editoração Eletrônica: *Sandro Freitas Nunes*

1ª edição eletrônica
(2006)

Todos os direitos reservados.

A reprodução não-autorizada desta publicação, no seu todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610).

Spadotto, Claudio Aparecido

Avaliação de riscos ambientais de agrotóxicos em condições
brasileiras / Claudio Aparecido Spadotto. – Jaguariúna:

Embrapa Meio Ambiente, 2006.

20 p. — (Embrapa Meio Ambiente. Documentos; 58)

1. Agrotóxico – Impacto ambiental. 2. Agrotóxico – Avaliação
de risco. I. Título. II. Série.

CDD 363.7384

© Embrapa 2006

Autor

Claudio Aparecido Spadotto

Engenheiro Agrônomo, *Ph.D.* em Ciências de Solo e Água,
Pesquisador da Embrapa Meio Ambiente,
Rodovia SP 340 - km 127,5
13.820-000, Jaguariúna, SP.
e-mail: spadotto@cnpma.embrapa.br

Sumário

Introdução	05
Conceitos e definições	05
Etapas da avaliação de riscos ambientais	07
O esquema geral de avaliação de riscos ambientais proposto	09
Estimativas das concentrações ambientais	11
Considerações adicionais	15
Referências	17

Avaliação de Riscos Ambientais de Agrotóxicos em Condições Brasileiras

Claudio Aparecido Spadotto

Introdução

O consumo anual de agrotóxicos no Brasil tem sido superior a 300 mil toneladas de produtos comerciais. Expresso em quantidade de ingrediente-ativo (i.a.), são consumidas anualmente no país cerca de 130 mil toneladas; representando um aumento no consumo de agrotóxicos de 700% nos últimos quarenta anos, enquanto a área agrícola aumentou 78% nesse período (SPADOTTO et al., 2004).

Além dos perigos aos seres humanos, nos aspectos ocupacionais, alimentares e de saúde pública, sabe-se que a introdução de agrotóxicos no ambiente pode provocar efeitos indesejáveis, tendo como consequência mudanças no funcionamento do ecossistema afetado.

De acordo com o Decreto 4.074/2002, é competência do Comitê Técnico de Assessoramento para Agrotóxicos (nele instituído) elaborar “rotinas e procedimentos visando à implementação da avaliação de risco de agrotóxicos e afins”. O referido Decreto define as competências de órgãos federais e estaduais no processo de registro de novos produtos e de reavaliação dos produtos já registrados, onde a avaliação de risco ambiental aparece como alternativa à avaliação de impacto ambiental propriamente dita.

Conceitos e Definições

A avaliação de risco já era definida em 1983 como “o uso de bases reais para definir os efeitos à saúde da exposição de indivíduos ou populações a material

perigoso ou situação de perigo”, de acordo com o Conselho Nacional de Pesquisa dos EUA (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1983).

Deve-se salientar que, apesar de aparecerem como sinônimos em alguns trabalhos, existem controvérsias quanto ao uso dos termos “análise de risco” e “avaliação de risco”. A avaliação de risco pode ser tida como o processo de definição dos componentes de um risco em termos quantitativos (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1996), entretanto no presente trabalho adota-se a definição dada por Westman (1985), que usou o termo avaliação como o mais amplo. Nesse caso, o termo análise é usado de maneira mais restrita para se referir às técnicas quantitativas de estimativa do risco ambiental, considerando seus componentes: perigo (ou efeitos) e exposição.

O mesmo acontece com os termos “avaliação de risco ecológico” e “avaliação de risco ambiental”, que às vezes são usados como sinônimos. No entanto, alguns autores já incluem os aspectos relacionados à saúde humana no risco ecológico, outros preferem o termo risco ambiental como o mais abrangente. Nesse trabalho tratamos da avaliação de risco ambiental, incluindo a problemática da contaminação dos compartimentos ambientais e seus efeitos sobre os organismos nativos expostos e aos seres humanos, distintamente. Porém, aqui não são considerados os riscos ocupacionais do uso de agrotóxicos. Na segurança do trabalho, riscos ambientais são caracterizados pela exposição do trabalhador (ocupacional) a perigos do meio, enquanto aqui nosso interesse é avaliar quais os riscos ao meio ambiente o uso de produtos químicos apresenta.

É senso comum que a avaliação de risco ambiental deve ser feita para o produto formulado do agrotóxico, considerando-se os dados do produto técnico com suas impurezas e dos produtos de degradação relevantes. Componentes da formulação dos agrotóxicos podem também ser levados em conta na avaliação.

Alguns autores apregoam que toda e qualquer avaliação de risco tem que ser probabilística em todas as suas etapas, no entanto, defende-se aqui a importância de se realizar a avaliação de risco mesmo que não seja probabilística na sua plenitude (apesar da natureza estocástica do risco). A adoção da avaliação de riscos ambientais pode representar um avanço metodológico na consideração dos possíveis problemas ambientais associados aos agrotóxicos e a outros “estressores”. Isso é particularmente importante em países ainda em desenvolvimento, onde a carência de dados e recursos pode limitar a adoção da avaliação e do gerenciamento de riscos ambientais.

Vale salientar que o termo perigo indica o potencial de dano para o meio ambiente, enquanto risco é a possibilidade (ou probabilidade) de ocorrência de um certo dano. Perigo diz respeito à toxicidade (efeitos sobre o ser humano e/ou

efeitos sobre organismos terrestres e aquáticos), e risco é uma função da exposição e do perigo (Figura 1). Quanto maior a exposição de organismos (ou compartimentos ambientais) e o perigo intrínseco do agrotóxico, maior é o risco.

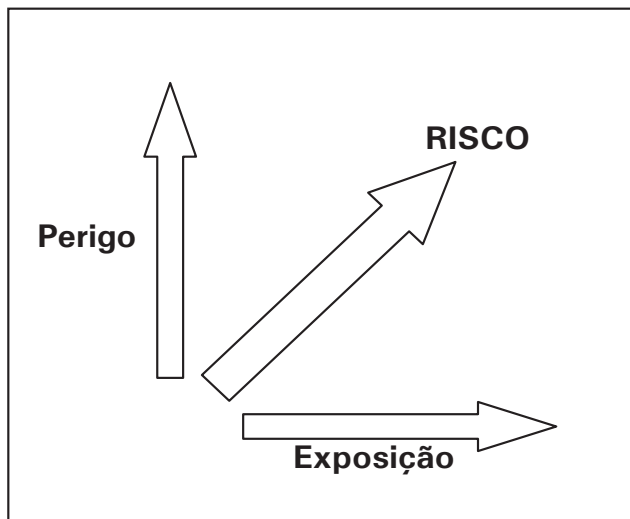


Fig. 1. Representação esquemática do risco como função da exposição e do perigo (efeito adverso).

Etapas da Avaliação de Riscos Ambientais

Em 1989, a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO, 1989) publicou um guia sobre critérios ambientais para o registro de produtos para proteção de plantas (agrotóxicos), apresentando os princípios de como a avaliação de risco ambiental deveria ser conduzida.

Nos Estados Unidos, o Conselho Nacional de Pesquisa (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1983) desenvolveu um esquema geral de avaliação de risco, o qual foi posteriormente modificado pela Agência de Proteção Ambiental – EPA e, então, adotado oficialmente pela EPA em 1998 (EPA, 1998). O esquema da EPA adicionou aos princípios apresentados pela FAO o conceito de três etapas formais de avaliação de risco ambiental que deveriam ser realizadas, como segue:

Etapa 1: Identificação do problema

Etapa 2: Análise do risco: análise da exposição e dos efeitos

Etapa 3: Caracterização do risco.

Identificação do problema

A identificação do problema consiste na formulação de uma hipótese, relativa à ocorrência de efeitos ambientais adversos e o perigo a certos organismos provocados pelo agrotóxico em estudo. Nessa etapa são determinadas as finalidades específicas da avaliação e é feita explicitamente a identificação do perigo, que é a determinação da natureza intrínseca da toxicidade do agrotóxico.

Análise do risco

Na etapa de análise do risco, as caracterizações da exposição e dos perigos devem ser executadas de forma integrada para garantir que os efeitos ecológicos caracterizados sejam relacionados com as rotas de contaminação dos compartimentos ambientais e organismos identificados na caracterização da exposição.

A exposição pode ser expressa como co-ocorrência (presença nos *habitats* dos organismos ou compartimento ambiental) ou como contato (sobre ou em organismos), dependendo do agrotóxico e dos organismos. Um perfil de exposição pode então ser desenvolvido que descreve a magnitude e as distribuições espacial e temporal da exposição para a modalidade de uso do agrotóxico em estudo. Exposição depende da concentração do agrotóxico no compartimento ambiental, da sua biodisponibilidade e da biologia do organismo. Caracterização da exposição é a identificação das várias quantidades e durações da exposição a um dado químico, via todas as rotas possíveis de contaminação.

A caracterização da exposição e a estruturação de toda a avaliação de riscos ambientais com a utilização de modelos matemáticos é recomendável; lembrando que um modelo é uma representação de um sistema real. Assim como um modelo físico, um modelo matemático apresenta algum grau de simplificação e abstração, e pode representar um ou mais processos (SPADOTTO, 2002).

A caracterização dos perigos (efeitos) envolve a consideração dos resultados dos testes de laboratório, nos quais se variam a concentração e a duração da exposição, levando em conta a resposta dos organismos. No caso mais simples, a proporção de organismos respondendo com um particular efeito é uma função da concentração. Essa relação é não-linear, porém pode ser analisada por um modelo linear onde a concentração é expressa na forma logarítmica e a porcentagem de organismos respondendo como uma probabilidade. Trata-se dos estudos de dose-resposta, que são caracterizações quantitativas da relação entre a magnitude da exposição e a incidência de efeitos tóxicos.

Caracterização do risco

Na caracterização do risco, os efeitos (em grande parte dados de toxicidade média ou valores limites) sobre os diferentes organismos são comparados com as concentrações ambientais estimadas (previstas) em compartimentos ambientais relevantes ou em elementos da dieta de espécies de organismos.

Portanto, na caracterização do risco as concentrações estimadas em compartimentos ambientais são consideradas para determinar se e como a exposição ao agrotóxico pode ocorrer – a caracterização da exposição – e, uma vez ocorrida essa exposição, qual é a magnitude e o tipo de efeitos ambientais que podem ser esperados ou observados – a caracterização dos efeitos ecológicos (ou biológicos). Ambos fazem parte da etapa de análise e são elementos essenciais para a caracterização do risco, que é o processo de comparação e interpretação dos resultados da exposição (concentrações estimadas) com os dados e as informações dos efeitos ecológicos adversos caracterizados por estudos laboratoriais toxicológicos (toxicidade aguda e crônica) previamente realizados.

A avaliação de risco pode ser usada tanto para rejeitar como para quantificar os efeitos potencialmente danosos, com respeito à sua natureza, magnitude, importância, abrangência, duração, assim como quanto ao potencial de recuperação do meio.

O processo de avaliação de risco, contemplando as três etapas, pode ser ordenado em níveis sequenciais (WWF, 1992; SUTER, 1993; SOLOMON, 1996; EPA, 1998; ACP/ECP, 1999). O primeiro nível é planejado para permitir a identificação rápida daqueles agrotóxicos que não apresentam risco significativo para o ambiente. Nesse nível os cálculos das concentrações ambientais invariavelmente superestimam a exposição, resultando em uma avaliação conservadora.

Conforme a avaliação é refinada, com estimativas mais prováveis das concentrações ambientais, critérios menos conservadores e mais realistas podem ser usados, culminando, se necessário, com uma etapa de monitoramento (SPADOTTO et al., 2004).

O Esquema Geral de Avaliação de Riscos Ambientais Proposto

Os esquemas existentes foram considerados para formar uma proposta geral de avaliação de riscos ambientais que incorpore os principais componentes e considere as particularidades das condições brasileiras, levando-se em conta, especialmente, a escassez de meios necessários para a avaliação de riscos

ambientais baseada diretamente em esquemas trazidos diretamente de países desenvolvidos. Além disso, todo o trabalho foi condicionado, por um lado, pelo aproveitamento, mesmo que parcial, do “Modelo de Análise para Classificação de Periculosidade Ambiental de Agrotóxicos” do IBAMA e, por outro, pelo atendimento ao que dispõe o Decreto 4.074/2002 quanto à necessidade da avaliação de risco ambiental.

Conforme estabelecido pela Instrução Normativa nº. 84/1996 do IBAMA, a classificação de periculosidade ambiental baseia-se nos parâmetros transporte, persistência, bioacumulação, toxicidade a diversos organismos e potencial mutagênico, teratogênico e carcinogênico, obedecendo a seguinte classificação:

Classe I – Produto altamente perigoso;

Classe II - Produto muito perigoso;

Classe III – Produto perigoso; e

Classe IV – Produto pouco perigoso.

O que se propõe aqui é separarmos os parâmetros do comportamento ambiental do agrotóxico daqueles relativos à toxicidade. Assim, a caracterização e a classificação do perigo – Figura 2 - seria feita com base nos resultados de laboratório sobre:

- Toxicidade a organismos do solo (testes com microrganismos e minhocas).
- Toxicidade a organismos aquáticos (testes com microcrustáceos, algas e peixes).
- Toxicidade a aves e abelhas.
- Toxicidade sistêmica para mamíferos (DL_{50} e CL_{50} oral, dérmica e inalatória).
- Toxicidade tóxica para mamíferos (irritação/corrosão dérmica e ocular).
- Mutagenicidade, teratogenicidade, carcinogenicidade e efeitos na reprodução.

Assim, poderia se aproveitar os dados gerados, os métodos desenvolvidos e a experiência adquirida e acumulada ao longo de anos de uso do esquema do IBAMA de classificação da periculosidade ambiental.

Por sua vez, a caracterização da exposição dos diferentes organismos seria feita a partir das estimativas das concentrações (ou doses) nos diferentes compartimentos ambientais (ou em elementos da dieta dos organismos), com base na modalidade de uso e nos dados de transporte, persistência e bioacumulação (Figura 2).

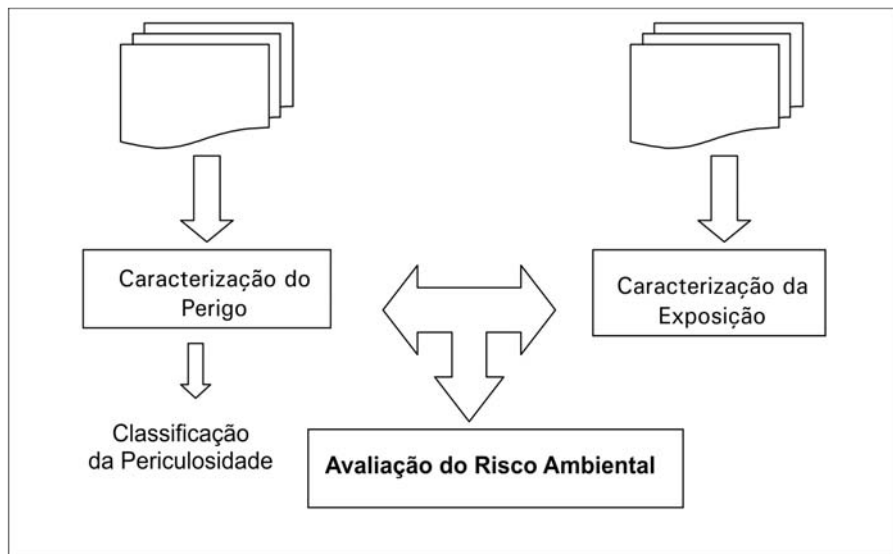


Fig. 2. Etapas da avaliação de risco ambiental, compatibilizadas com a classificação de periculosidade.

Como visto anteriormente, na caracterização do risco o que se faz é a comparação dos resultados da exposição com os dados dos efeitos adversos sobre os organismos considerados. Um procedimento simples para integrar ambos (exposição e perigo) é o Método do Quociente (SOLOMON, 1996), no qual divide-se a concentração ambiental estimada (CAE) pelo dado toxicológico agudo ou crônico. O Quociente de Risco (QR) obtido é então comparado ao nível aceitável e ao nível crítico.

Estimativa das Concentrações Ambientais

A estimativa das concentrações nos diferentes compartimentos ambientais é um componente fundamental da avaliação de risco. Em um levantamento de dados de literatura, Carter (2000) encontrou, para a classe de herbicidas, perdas, com relação à quantidade aplicada, de menos de 0,001% até 0,25% por carreamento superficial e de menos de 1% até 5% por lixiviação.

No entanto, dados preliminares de monitoramento a campo no Brasil têm mostrado que, das quantidades de agrotóxicos aplicados, até 2 a 3% são perdidos adsorvidos às partículas de solo carreado e até cerca de 1% é perdido em solução na água escoada superficialmente.

Nos primeiros níveis da avaliação de risco, a estimativa das concentrações dos agrotóxicos na água superficial pode ser feita considerando um cenário conforme definido por Parker et al. (1995), ou seja, uma área cultivada de 10 ha ao redor de um “lago padrão” de 1 ha e 2 m de profundidade. Nesse cenário a precipitação que incide na área cultivada contribui, através do escoamento superficial, para o abastecimento do lago. Apesar de ter sido concebido para estimar as concentrações dos agrotóxicos no “lago padrão”, esse cenário tem se mostrado útil também para prever concentrações mais elevadas em pequenos córregos (EFFLAND et al., 1999).

Assim, a aplicação de um agrotóxico usado na dose de 1 kg i.a. ha⁻¹ no cenário definido por Parker et al. (1995), assumindo uma perda total por carreamento superficial de 0,25% da quantidade aplicada, resultaria em uma concentração ambiental estimada (CAE) no “lago padrão” de 1,25 µg L⁻¹. No entanto, uma perda de 3 a 4% implicaria em uma concentração aproximada de 15 a 20 µg/L.

Trabalhando em lisímetros, Matallo et al. (2005) determinou que 52% da quantidade aplicada de um herbicida usado na cultura de cana-de-açúcar no Brasil lixiviou abaixo de 50 cm em um solo arenoso, durante um ano. Baseado nos dados experimentais, um modelo matemático prevê que 96% da quantidade aplicada passa dos primeiros 12 cm (profundidade na qual seu efeito desejado de controle das plantas daninhas é esperado), em 67 dias.

Se fizermos a estimativa preliminar da concentração ambiental (CAE) na água subterrânea de um agrotóxico aplicado a 1 kg i.a. ha⁻¹, sendo 5% perdidos por lixiviação (valor levantado por CARTER, 2000), chegando em um aquífero com 50% de porosidade, considerando 2 m de profundidade de mistura, teríamos 5 µg L⁻¹. Porém, se elevarmos a perda estimada para 50% da quantidade aplicada teríamos uma CAE de 50 µg L⁻¹.

Como proposta, um modelo simples de carreamento dos agrotóxicos na superfície do solo e para estimativa das concentrações no corpo d’água superficial (na coluna d’água e no sedimento de fundo), nos primeiros níveis da avaliação de risco, pode ser baseado na adaptação de um método para determinar o volume de escoamento superficial considerando o Método do Número da Curva, desenvolvido pelo Serviço de Conservação de Solo dos EUA (SCS, 1972), assim como pode-se basear na Equação Universal de Perda de Solo, originalmente apresentada por Wischmeier & Smith (1965), e deverá levar em consideração a distribuição de cada agrotóxico entre as fases solúvel na água escoada e adsorvida às partículas do solo carreado.

O Método do Número da Curva pode ser usado para estimar a lâmina de escoamento superficial, que é o volume de água por unidade de área, a partir de

dados de precipitação, umidade antecedente do solo e do complexo hidrológico solo-cobertura. A precipitação excedente, que resulta em escoamento superficial, é determinada pela equação (USBR, 1977):

$$E = \frac{(P - 0,2 \cdot S)^2}{P + 0,8 \cdot S} \quad (\text{para } P > 0,2 \cdot S) \quad [1]$$

em que:

$$S = \frac{25400}{CN} - 254 \quad [2]$$

sendo E a precipitação excedente (mm), P a precipitação total (mm), S a infiltração potencial (mm) e CN o número da curva de escoamento superficial, cujo valor pode variar entre 1 e 100 (adimensional) e depende do grupo de solo, do seu uso e manejo, da sua condição hidrológica e umidade anterior.

A Equação Universal de Perda de Solo foi revisada por Wischmeier & Smith (1978). No Brasil os trabalhos iniciais sobre a equação de perdas de solo foram desenvolvidos por Bertoni et al. (1975), utilizando os dados existentes para as condições do estado de São Paulo, e mais recentemente, Bertoni & Lombardi Neto (1990) modificaram a equação que pode ser expressa como:

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot Pc \quad [3]$$

em que, A representa a perda de solo ($t \text{ ha}^{-1}$), R a erosividade das chuvas ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$), K a erodibilidade do solo ($t \text{ h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$), LS é o fator topográfico (adimensional), C o fator de uso e manejo do solo (adimensional), e Pc o fator de práticas conservacionistas de solo (adimensional).

Por sua vez, um modelo matemático de lixiviação de agrotóxicos na água subterrânea poderá ter como base o conjunto de equações apresentadas por Rao et al. (1976) e Rao et al. (1985), o qual estima o "Attenuation Factor" (AF), que representa a fração da quantidade do agrotóxico que chega na superfície do solo e que lixivia através de uma dada profundidade. Poderá ser usada sua forma generalizada para solos com várias camadas (ou horizontes), a qual deve ser

modificada para considerar o comportamento de agrotóxicos em solos brasileiros e em nossas condições climáticas.

A expressão apresentada por Rao et al. (1985) é:

$$AF = \exp(-tr \cdot k) \quad [4]$$

onde, tr representa o tempo de percurso (ano), e k a constante da taxa de degradação do agrotóxico no solo (ano^{-1}).

A concentração (C ; $\mu\text{g L}^{-1}$) de um agrotóxico em água subterrânea pouco profunda (aquífero não confinado) pode ser estimada através da expressão:

$$C = \frac{100 \cdot M}{p \cdot d \cdot a} \quad [5]$$

onde, M é massa prevista do agrotóxico chegando até o lençol freático (kg), p representa a porosidade do aquífero ($v \text{ v}^{-1}$) e d é a profundidade de mistura dentro do corpo d'água subterrâneo (m), considerando uma área a de 1 ha (10.000 m^2).

Os modelos usados devem levar em consideração os resultados obtidos e as expressões matemáticas desenvolvidas, mais recentemente, por Paraiba & Spadotto (2002), Spadotto et al. (2003), Spadotto & Hornsby (2003), Matallo et al. (2005) e Spadotto et al. (2005) para condições climáticas e de solos do Brasil.

Por sua vez, a concentração de um agrotóxico no solo pode ser estimada considerando sua distribuição uniforme em, por exemplo, 3 cm de profundidade. Assim, um agrotóxico usado na dose de 1 kg i.a. ha^{-1} , de solo com densidade de 1,2 g cm^{-3} , resultaria aproximadamente em 2,8 mg kg^{-1} de solo. Particularmente para produtos granulados aplicados na superfície do solo o cálculo da CAE é muito simples. Como exemplo, um agrotóxico usado na dose de 1 kg i.a. ha^{-1} resultaria em 100 mg m^{-2} logo após a aplicação (HOERGER & KENAGA, 1972; FLETCHER et al., 1994; PFLEEGER et al., 1996).

Um caso mais complexo é o da volatilização, visto que pode ocorrer durante e após a aplicação, a partir da superfície das plantas, na superfície e na matriz do solo, assim como na superfície e na coluna d'água. Além disso, as estimativas das concentrações ambientais têm que considerar também os processos de transporte na atmosfera e a deposição no solo, na vegetação e em corpos d'água. Carter (2000) encontrou, para a classe de herbicidas, perdas, com relação à quantidade aplicada, de menos de 2% até 90% por volatilização.

Similarmente, a estimativa das concentrações ambientais a partir da deriva na pulverização é difícil e depende do método de aplicação usado. Na literatura técnica há recomendação para se considerar até 5% de deriva no caso de pulverização por equipamento terrestre, no entanto, Chaim (2004) relatou 35% de deriva em uma cultura de tomate com 40 cm de altura.

As propostas aqui apresentadas, depois de devidamente desenvolvidas, podem ser utilizadas nos níveis iniciais da caracterização da exposição. Modelos matemáticos são importantes ferramentas para estimativa das concentrações ambientais de diferentes agrotóxicos em várias condições ambientais e de uso. Nesse caso, devem ser modelos funcionais que incorporem um tratamento adequadamente simplificado dos processos envolvidos.

Considerações Adicionais

A aceitação ou não de um risco depende de como o risco é entendido e percebido, além de ter caráter relativo, pois pode ou deve depender de uma análise risco/benefício, tendo, portanto, um forte componente subjetivo e pessoal. Se um risco é considerado inaceitável em qualquer nível é necessário o refinamento da avaliação e/ou medidas de diminuição da exposição podem ser propostas.

Todas as ações tomadas para eliminar ou reduzir os riscos a um nível aceitável são coletivamente referidas por gerenciamento de risco. No gerenciamento dos riscos ambientais é necessário que se considere também os possíveis benefícios, assim a caracterização dos possíveis ganhos sociais, econômicos, ecológicos, etc., deve ser incorporada na avaliação.

No caso do risco ser aceitável, mesmo assim, outras etapas têm que ser cumpridas. Precisa haver a comunicação do risco, lembrando-se que não se deve abrir mão do gerenciamento de riscos ambientais, mesmo que aceitáveis. A avaliação de riscos ambientais não deve ser considerada apenas como uma técnica isolada, mas sim como uma dimensão do gerenciamento, pois os riscos podem ser reduzidos pela limitação da exposição.

Todos devem estar cientes das numerosas incertezas encontradas em cada estágio da avaliação de risco. De acordo com Rao et al. (1988), alguns dos fatores que contribuem para as incertezas são:

- Deficiências de dados de toxicidade e dose-resposta.
- Deficiências de dados sobre comportamento do químico no ambiente.
- Não conhecidas, mas prováveis, interações de efeitos tóxicos resultantes da exposição a múltiplos químicos.

- Validade dos modelos de exposição e dos pontos assumidos na extrapolação a partir de testes com animais para humanos e de altas para baixas doses.
- Variação na magnitude do(s) efeito(s) tóxico(s) expressa entre e dentro de grupos da população de idades diferentes, a partir da exposição a um dado químico.
- Dificuldades em estimar a duração e a intensidade da exposição pelo tempo de vida a vários químicos.

A legislação brasileira trata, além da necessidade de comprovação da eficiência agrônômica, das garantias da minimização dos perigos ao ser humano (seja de caráter ocupacional, alimentar ou de saúde pública) e das ameaças ao meio ambiente provenientes dos agrotóxicos.

O Decreto nº 4.074/2002 adotou os critérios de equivalência, quanto aos perfis químico (pureza/impurezas), toxicológico e ecotoxicológico, definidos no manual da Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação – FAO. Segundo esse Decreto, produto formulado equivalente é “produto que, se comparado com outro produto formulado já registrado, possui a mesma indicação de uso, produtos técnicos equivalentes entre si, a mesma composição qualitativa e cuja variação quantitativa de seus componentes não o leve a expressar diferença no perfil toxicológico e ecotoxicológico frente ao do produto em referência”.

Os critérios de equivalência do manual da FAO são para produtos técnicos e se concentram mais no perfil toxicológico e pouca consideração, se alguma, é dada aos aspectos do comportamento ambiental dos agrotóxicos, necessários para a caracterização da exposição ambiental. Agrotóxicos, como produtos formulados, são obtidos a partir de produtos técnicos ou de pré-misturas. Produtos técnicos, por sua vez, têm nas suas composições teores definidos de ingredientes (ou princípios) ativos e de impurezas, podendo conter ainda estabilizantes e produtos relacionados. Não considerar todos os componentes originais e os respectivos produtos de degradação com importância ambiental pode levar a erros na avaliação dos riscos ambientais.

Como etapa integrante e conseqüente da avaliação de risco ambiental, o monitoramento pode ser ferramenta importante no gerenciamento de risco e pode também ser planejado e executado em três fases: identificação do problema; análise do risco; e caracterização do risco (SPADOTTO et al. 2004). Enquanto nas outras etapas da avaliação se faz as estimativas das concentrações nos diferentes comportamentos ambientais (CAEs), no monitoramento se busca determinar as concentrações ambientais (CADs). Assim como nas outras etapas da avaliação, no

monitoramento as caracterizações da exposição e dos efeitos ecológicos devem ser executadas de forma integrada para garantir que os efeitos ecológicos caracterizados sejam relacionados com as rotas de contaminação e os organismos identificados na caracterização da exposição.

Referências

ACP/ECP. American Crop Protection, European Crop Protection. **Framework for the ecological risk assessment of plant protection products**. [S.l.]: ACP/ECP, 1999. 52p. (ACP/ECP. Technical Monograph, 21).

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 3.ed. São Paulo: Icone, 1990. 355p.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F.; BENATTI JR., R. **Equação de perdas de solo**. Campinas: Instituto Agrônômico, 1975. 25p. (Instituto Agrônômico. Boletim Técnico, 21).

EFFLAND, W.R.; THURMAN, N.C.; KENNEDY, I. **Proposed methods for determining watershed-derived percent cropped areas and considerations for applying crop area adjustments to surface water screening models**. USEPA Office of Pesticide Programs. Presentation to FIFRA Science Advisory Panel, 1999.

EPA. Environmental Protection Agency. **Guidelines for ecological risk assessment**. Risk Assessment Forum. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency, 1998. (EPA/630/R-95/002F).

FLETCHER, J.S.; NELLESSEN, J.E.; PFLEEGER, T.G. Literature review and evaluation of the EPA food-chain (Kenaga) nomogram, an instrument for estimating pesticide residues on plants. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.13, n.9, p.1383-1391, 1994.

HOERGER, F.D.; KENAGA, E.E. Pesticide residues on plants: correlation of representative data as a basis for estimation of their magnitude in the environment. In: COULSTON, F.; KORTE, F. (Ed.). **Environmental quality and safety: Chemistry, toxicology, and technology**. Stuttgart: Georg Thieme Publishers, 1972. p. 9-28.

LOMBARDI NETO, F.; PRUSKI, F.F.; TEIXEIRA, A. de F. **Sistema para o cálculo da erosividade da chuva para o estado de São Paulo**. Viçosa: UFV, 2000. (CD-ROM).

MATALLO, M.B.; SPADOTTO, C.A.; LUCHINI, L.C.; GOMES, M.A.F. Sorption, degradation, and leaching of tebutiuron and diuron in soil columns. **Journal of Environmental Science and Health**, v. B40, p. 39-43, 2005.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Risk assessment in the federal government: Managing the process**. Washington, DC: National Academy Press, 1983. 191p.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Understanding risk: Informing decisions in a democratic society**. Washington, DC: National Academy Press, 1996.

PARAÍBA, L.C.; SPADOTTO, C.A. Soil temperature effect in calculating attenuation and retardation factors. **Chemosphere**, v.48, p.950-912, 2002.

PARKER, R.D.; JONES, R.D.; NELSON, H.P. GENECC: A screening model for pesticide environmental exposure assessment. In: INTERNATIONAL EXPOSURE SYMPOSIUM ON WATER QUALITY MODELING, Orlando, 1995. **Proceedings...** Orlando: American Society of Agricultural Engineers, 1995. p. 485-490.

PFLIEGER, T.G.; FONG, A.; HAYES, R.; RATSCH, H.; WICKLIFF, C. Field evaluation of the EPA (Kenaga) nomogram, a method for estimating wildlife exposure to pesticide residues on plants. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 15, n. 4, p.535-543, 1996.

RAO, P.S.C.; DAVIDSON, J.M.; HAMMOND, L.C. Estimation of nonreactive and reactive solute front locations in soils. In: HAZARDOUS WASTES RESEARCH SYMPOSIUM, Tucson, 1976. **Proceedings...** Washington: EPA, 1976. p. 235-241. (EPA-600/19-76-015).

RAO, P.S.C.; RAO, M.P.; ANDERSON, B.S. **Organic pollutants in groundwater: 2. Risk assessment**. Gainesville: Florida Cooperative Extension Service: IFAS: University of Florida, 1988. 6p. (Soil Science Fact Sheet, SL-55).

SCS. Soil Conservation Service. **National engineering handbook**. [S.l.]: USDA-United States Department of Agriculture, 1972. (Section 4: Hydrology).

SOLOMON, K.R. **Ecotoxicological risk assessment of pesticides**. Guelph: University of Guelph, 1996. 76p.

SPADOTTO, C.A. Comportamento de pesticidas em solos brasileiros. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 19-22, 2002.

SPADOTTO, C.A.; HORNSBY, A.G. Soil sorption of acidic pesticides: Modeling pH effects. **Journal of Environmental Quality**, v. 32, p. 949-956, 2003.

SPADOTTO, C.A.; MATALLO, M. B.; GOMES, M.A.F. Sorção do Herbicida 2,4-D em solos brasileiros. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 13, p. 103-110, 2003.

SPADOTTO, C.A.; GOMES, M.A.F.; LUCHINI, L. C.; ANDREA, M. M. de. **Monitoramento do risco ambiental de agrotóxicos: princípios e recomendações**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 29 p. (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 42).

SPADOTTO, C.A.; HORNSBY, A.G.; GOMES, M.A.F. Sorption and leaching potential of acidic herbicides in Brazilian soils. **Journal of Environmental Science and Health**, v. B40, p. 29-37, 2005.

SUTER, G.W. **Ecological risk assessment**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1993. 538p.

USBR. U.S. Bureau of Reclamation - United States Department of the Interior. **Design of small dams**. México, D.F.: Companhia Editorial S.A., 1977. 639 p.

WESTMAN, W.E. **Ecology: Impact assessment and environmental planning**. New York: John Wiley & Sons, 1985.

WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. **Predicting rainfall erosion losses from cropland East of the Rocky Mountains**. Washington, D.C.: USDA, 1965. 47p. (USDA. Handbook, 282).

WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide planning**. Washington, D.C.: USDA, 1978. 58p. (USDA. Handbook, 537).

WWF. World Wildlife Foundation. **Improving aquatic risk assessment under FIFRA**: Report of the Aquatic Effects Dialogue Group, 1982. p. 23-24.

Embrapa

Meio Ambiente

**Ministério da Agricultura,
Pecuária e Abastecimento**

