

Capítulo 10

Estimativa da contaminação do Aquífero Guarani por agrotóxicos e avaliação dos riscos à saúde humana

*Cláudio Aparecido Spadotto
Marco Antonio Ferreira Gomes
Marcus Bariffouse Matallo
Luís Carlos Luchini*

O uso de agrotóxicos no Brasil

Aproximadamente 2,5 milhões de toneladas de agrotóxicos são usados no mundo anualmente. No Brasil o consumo anual de agrotóxicos 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 40 anos, enquanto a área agrícola aumentou 78 % nesse período (SPADOTTO et al., 2004).

O consumo desses produtos difere nas várias regiões do país, nas quais se misturam atividades agrícolas intensivas e tradicionais, sendo que estas últimas não incorporaram o uso intensivo de produtos químicos. Os agrotóxicos têm sido mais usados nas regiões Sudeste (cerca de 38 %), Sul (31 %) e Centro-Oeste (23 %). O consumo de agrotóxicos na região Norte é, comparativamente, muito pequeno (pouco mais de 1 %), enquanto na região Nordeste (aproximadamente 6 %) o uso está principalmente concentrado nas áreas de agricultura irrigada, nas quais grandes quantidades de agrotóxicos são usadas. O consumo de agrotóxicos na região Centro-Oeste aumentou nas décadas de 1970 e 1980 devido à ocupação do Cerrado e continua crescendo pelo aumento da área plantada de soja e algodão naquela região. Destacam-se quanto à utilização de agrotóxicos os estados de São Paulo (25 %), Paraná (16 %), Minas Gerais (12 %), Rio Grande do Sul (12 %), Mato Grosso (9 %), Goiás (8 %) e Mato Grosso do Sul (5 %). Quanto ao consumo de agrotóxicos, por unidade de área cultivada, a média geral no Brasil passou de 0,8 kg i.a. ha⁻¹, em 1970, para 7,0 kg i.a. ha⁻¹, em 1998. Em termos de quantidade total de ingredientes ativos, as culturas agrícolas brasileiras nas quais mais se utilizam agrotóxicos são: soja, milho, citros, cana-de-açúcar, conforme pode ser observado na Tabela 1. Com a atual expansão das áreas com cultura de cana-de-açúcar, o perfil de consumo de agrotóxicos no Brasil vem se modificando rapidamente.

Pela quantidade total elevada de agrotóxicos usados, algumas culturas agrícolas merecem atenção, não por esses produtos serem aplicados intensivamente por unidade de área cultivada, e sim por essas culturas ocuparem extensas áreas no Brasil, como é o caso da soja, do milho e da cana-de-açúcar. Essas culturas apresentam-se como fontes potenciais de contaminação pelo uso de agrotóxicos em grandes áreas. Outras culturas

agrícolas, apesar de ocuparem áreas pouco extensas, destacam-se pelo uso intensivo de agrotóxicos por unidade de área cultivada, como as culturas de tomate e batata (Tabela 2).

Tabela 1. Consumo de agrotóxicos em algumas culturas agrícolas no Brasil, em quantidade de ingredientes ativos, 1998.

Cultura agrícola	Quantidade (ton)	Participação (%)
Soja	42.015	32,6
Milho	15.253	11,8
Citros	12.672	9,8
Cana-de-açúcar	9.817	7,6
Café	8.780	6,8
Batata	5.122	4,0
Algodão	4.851	3,8
Arroz irrigado	4.241	3,3
Feijão	4.199	3,3
Tomate	3.359	2,6
Total	128.712	

Fonte: Sindicato Nacional da Indústria de Produtos para Defesa Agrícola (SINDAG).

Tabela 2. Consumo de agrotóxicos por unidade de área em algumas culturas agrícolas no Brasil, em quantidade de ingredientes ativos, 1998.

Cultura	Quantidade (kg ha ⁻¹)
Tomate	52,5
Batata	28,8
Citros	12,4
Algodão	5,9
Café	4,2
Cana-de-açúcar	2,0
Soja	3,2
Geral	2,9

Fonte: dados básicos para os cálculos: Sindag (2006) e IBGE (1985).

Avaliação de riscos dos agrotóxicos ao meio ambiente e à saúde humana

O Comitê Técnico de Assessoramento para Agrotóxicos, instituído pelo Decreto 4.074/2002, tem como atribuição 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.

A avaliação de risco já era definida em 1983 pelo Conselho Nacional de Pesquisa dos EUA (National Research Council – NRC) 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”. 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 (NRC, 1996), entretanto no presente trabalho adota-se a definição dada por Westman (1985), que usou o termo avaliação 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 especificamente da avaliação de risco à saúde humana decorrente da contaminação da água subterrânea. 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.

É senso comum que a avaliação de risco 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 plenamente probabilística, apesar da natureza estocástica do risco. A adoção da avaliação de riscos pode representar um avanço metodológico na consideração dos possíveis problemas ambientais e à saúde humana 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.

Por definição geral aplicada ao contexto deste capítulo, o termo perigo indica o potencial de dano à saúde humana, enquanto risco é a probabilidade ou possibilidade de ocorrência de um certo dano. Perigo diz respeito à toxicidade (efeitos sobre o ser humano), e risco é uma função da exposição e do perigo (Fig.1). Quanto maior a exposição de organismos e o perigo intrínseco do agrotóxico, maior é o risco.

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.

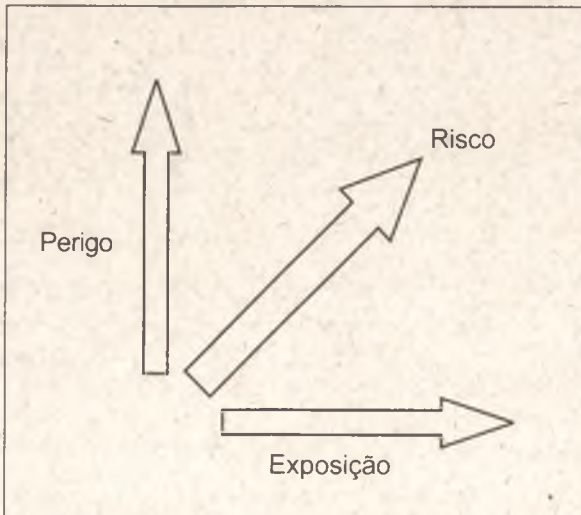


Fig. 1. Representação esquemática do risco como função da exposição e do perigo (efeito adverso).

Nos Estados Unidos, o Conselho Nacional de Pesquisa (NRC, 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: (1) identificação do problema, (2) análise do risco: análise da exposição e dos efeitos e (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 coocorrência (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 com a descrição da magnitude e das 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 são recomendáveis, 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 seqüenciais (WWF, 1992; SUTER, 1993; SOLOMON, 1996a, 1996b; EPA, 1998; AMERICAN CROP PROTECTION, 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).

Qualquer proposta de avaliação dos riscos dos agrotóxicos deve considerar os esquemas existentes, incorporando seus principais componentes, levar em conta as particularidades das condições brasileiras, especialmente a escassez de meios necessários para a avaliação de riscos baseada diretamente em esquemas trazidos diretamente de países desenvolvidos. 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 (Fig. 2).

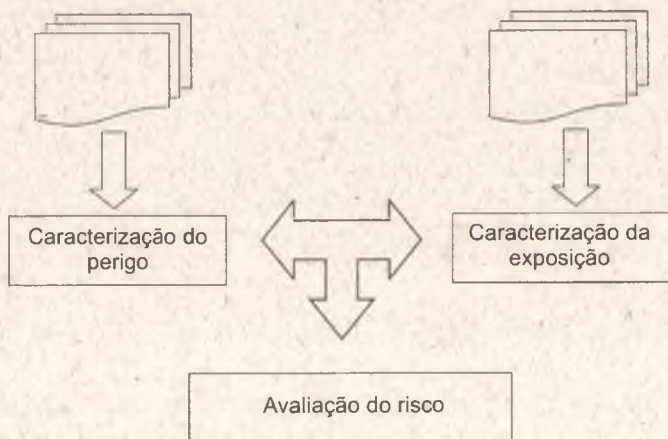


Fig. 2. Etapas da avaliação de risco de agrotóxicos.

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, 1996a, 1996b), 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 de agrotóxicos na água subterrânea

Na caracterização da exposição, 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 por lixiviação de menos de 1 % até 5 %, com relação à quantidade aplicada. No entanto, Matallo et al. (2005), ao trabalhar em lisímetros, determinaram 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 (Neossolos Quartzarênico) durante um ano. Baseado nos dados experimentais, um modelo matemático prevê que 96 % da quantidade aplicada do herbicida passaria pelos primeiros 12 cm (profundidade na qual seu efeito desejado de controle das plantas daninhas é esperado) em 67 dias.

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

$$C = \frac{100 M}{p \cdot d \cdot A} \quad (1)$$

onde M é a massa prevista do agrotóxico chegando até o lençol freático (kg), p representa a porosidade do aquífero ($v.v^{-1}$) e d é a profundidade de mistura dentro do corpo d'água subterrâneo (m), considerando uma área (a) de 1 ha (10.000 m²).

Assim, uma 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, resultaria em $5 \mu\text{g L}^{-1}$. Porém, se elevarmos a perda estimada para 50 % da quantidade aplicada teríamos uma CAE de $50 \mu\text{g L}^{-1}$.

Um modelo simples 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:

$$AF = \exp(-tr \cdot k) \quad (2)$$

onde tr representa o tempo de percurso, e k a constante da taxa de degradação do agrotóxico no solo. Como visto anteriormente, a concentração (C) do agrotóxico em água subterrânea pode ser estimada através da equação (1).

Esse conjunto de equações, depois de devidamente desenvolvido, pode ser utilizado nos níveis iniciais da caracterização da exposição humana à água subterrânea contaminada. Modelos matemáticos são importantes ferramentas para estimativa das concentrações ambientais de diferentes agrotóxicos em várias condições ambientais e de uso. Assim sendo, devem levar em consideração os resultados obtidos e as expressões matemáticas desenvolvidas, mais recentemente, por Paraíba e Spadotto (2002), Spadotto et al. (2003), Spadotto e Hornsby (2003), Matallo et al. (2005) e Spadotto et al. (2005) para condições climáticas e de solos do Brasil.

Exemplo de aplicação

Para fins de exemplo, foram selecionadas as condições da Microbacia do Córrego do Espreado por estar localizada em área representativa do monocultivo de cana-de-açúcar, que ocupa 67 % da área total da microbacia e, ainda, por possuir áreas consideradas vulneráveis do ponto de vista da

contaminação da água subterrânea e reconhecidas como áreas de recarga direta ou de afloramento do Aquífero Guarani, com uma extensão de 16.000 km. A Microbacia do Córrego do Espriado possui uma área de 4.463 ha, estando localizada à sudeste da Cidade de Ribeirão Preto, SP, na divisa entre os municípios de Ribeirão Preto, Cravinhos e Serrana, pertencendo à Bacia Hidrográfica do Rio Pardo, e apresenta solos semelhantes a outras áreas de recarga no Estado de São Paulo. Por sua vez, o tebutiuron (N-(5-(1,1-dimetiletil)-1,3,4-tiadiazol-2-il)-N,N'-dimetilureia) é um herbicida do grupo dos derivados da uréia recomendado para uso na cultura da cana-de-açúcar.

As propriedades do solo de textura arenosa (Neossolo Quartzarênico) e do tebutiuron foram as mesmas obtidas e utilizadas por Matallo et al. (2005). Abaixo de 50 cm até as diferentes profundidades da zona saturada foram usados valores médios das propriedades do solo e do material rochoso (Arenito Botucatu) na região de estudo. A taxa de recarga hídrica líquida de 442 mm ano⁻¹ foi estimada como a diferença entre chuva e evapotranspiração na microbacia.

Os valores do coeficiente de sorção (K_d) foram 0,4; 0,2 e 0,1 mL g⁻¹, respectivamente, nas profundidades até 12 cm, de 12 cm a 22 cm e maior que 22 cm. Segundo resultados apresentados por Matallo et al. (2005), os dados do estudo de degradação do tebutiuron em laboratório, mesmo no horizonte superficial do solo (0 cm a 12 cm), ajustaram-se melhor à função bi-exponencial, o que significa que sua degradação inicialmente é rápida ($t_{1/2} = 1,3$ dias) e posteriormente lenta ($t_{1/2} = 1.386$ dias). Assim, para os cálculos realizados neste trabalho, a dose de tebutiuron foi considerada pela metade e, concomitantemente, foi usada a meia-vida mais longa. Isso porque se não houver ocorrência de chuvas logo após a aplicação, o tebutiuron permanecerá na superfície do solo, onde será rapidamente degradado até metade da sua massa inicialmente aplicada, sendo posteriormente degradado lentamente. Por outro lado, se houver chuvas logo após a aplicação, o herbicida será lixiviado rapidamente para as camadas mais profundas do solo, onde a degradação é mais lenta.

A previsão da lixiviação do herbicida até a zona saturada foi baseada no conjunto de equações do AF, considerando as várias camadas do solo. Para efeito da estimativa da concentração no aquífero, foi usada a equação [1], considerando uma área de 1 ha (10.000 m²), sendo assumido que a profundidade de mistura é de 2 m e a porosidade do aquífero de 30 %.

As concentrações estimadas, considerando diferentes profundidades do topo do aquífero, a partir da superfície do solo, estão representadas na Fig. 3. A concentração do tebutiuron na água subterrânea é reduzida exponencialmente conforme a profundidade do topo do aquífero aumenta, e a concentração que atende o padrão de qualidade de água para consumo humano da Comunidade Européia ($0,1 \mu\text{g L}^{-1}$) ocorreria quando o aquífero estivesse a cerca de 53 m de profundidade. A média regional das profundidades das áreas de recarga é de 42 m, enquanto que na área da Microbacia do Corrégo do Espriado somente com a cobertura de Neossolo Quartzarênico, a profundidade é de 10 m em média, onde a concentração estimada seria de $23,0 \mu\text{g L}^{-1}$. É importante notar que neste trabalho não se considerou a eventual presença de camadas de impedimento e de lençóis freáticos suspensos.

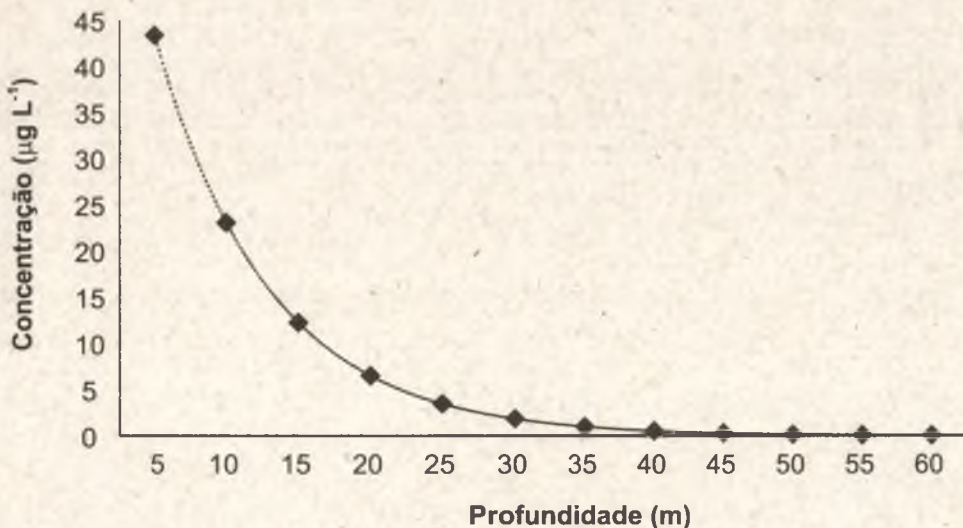


Fig. 3. Concentrações estimadas de tebutiuron no Aquífero Guarani, considerando diferentes profundidades do topo do aquífero, a partir da superfície do solo.

Na condição da área de recarga na Microbacia do Corrégo do Espriado com cobertura de Latossolo Vermelho de textura média, a profundidade média do aquífero é de 20 m. Nesse caso, o aquífero estaria mais protegido pelo Latossolo, no qual a lixiviação do tebutiuron encontrada por Matallo et al. (2005) foi bem menor que no Neossolo. No entanto, seguindo-se das

partes mais altas da microbacia em direção ao Córrego do Espraiado, essa cobertura diminui até chegar somente no Neossolos (próximo ao córrego), diminuindo também a distância entre a superfície do solo e a zona saturada. Deve-se lembrar de que nesse trabalho não foi considerado o eventual transporte do tebutiuron por escoamento superficial. Se ocorrer, esse transporte poderia levar o herbicida aplicado em outras áreas para aquelas de Neossolos.

A aplicação do tebutiuron na área do Neossolos apresenta alto potencial de contaminação do Aquífero Guarani, podendo ultrapassar o padrão da Comunidade Européia para consumo humano. Entretanto, o uso desse herbicida fora das áreas com Neossolo, restringindo-se às áreas com Latossolos na Microbacia do Córrego do Espraiado, pode diminuir seu potencial de contaminação da água subterrânea, tanto pela maior distância até o aquífero, quanto pela maior proteção ou barreira imposta pelos Latossolos. A manutenção, ou a recuperação, da mata ciliar ao longo do Córrego do Espraiado seria uma medida ambientalmente adequada, assim como legalmente requerida.

Assim, fica claro que a adoção de boas práticas agroambientais, além de diminuir as perdas de agrotóxicos e de melhorar a eficiência agrônômica, pode levar à diminuição dos riscos ambientais e à saúde humana.

Caracterização dos riscos à saúde humana

No caso mais simples, a proporção de organismos respondendo com um efeito particular ou específico é uma função da concentração (ou dose em elementos da dieta dos organismos). Assim, a determinação dos efeitos envolve a consideração da concentração (ou dose) do agrotóxico e da duração da exposição, levando em conta a resposta dos organismos. Essas substâncias químicas podem ser diferentemente tóxicas a vários organismos (toxicidade aguda e crônica, sistêmica e tópica). Os agrotóxicos podem ser agentes mutagênicos, teratogênicos, carcinogênicos, e afetar a reprodução de mamíferos.

Alguns organismos possuem grande capacidade de bioacumular substâncias químicas, caracterizando o processo de bioacumulação ou bioconcentração. Esse fenômeno, no entanto, depende de dois fatores básicos: (a) da presença de um mecanismo de absorção ou sorvedouro representado principalmente pelos lipídios do organismo e (b) das propriedades físico-

químicas do agrotóxico que podem favorecer ou não sua entrada no organismo.

Determinados produtos químicos são rapidamente decompostos no solo, enquanto outros não são degradados tão facilmente. Algumas moléculas são moderadamente persistentes, e seus resíduos podem permanecer no solo durante um ano inteiro, outras podem persistir por mais tempo. No ambiente aquático, além da hidrólise e da fotólise, os agrotóxicos podem também sofrer a degradação biológica e, ainda, a bioacumulação e a biomagnificação (bioacumulação em níveis elevados da cadeia trófica), diferenciando apenas os microrganismos nesse ambiente em relação àqueles presentes no solo.

Além da molécula original, os metabólitos ou produtos de degradação dos agrotóxicos devem ser considerados no monitoramento. O comportamento ambiental e a toxicidade e eco-toxicidade dos produtos de degradação do agrotóxico podem diferir enormemente da molécula-mãe. Alguns produtos de degradação podem ser mais tóxicos que o ingrediente ativo original. Na Tabela 3, os produtos de degradação ou metabólitos de importância ambiental de alguns agrotóxicos são apresentados.

Tabela 3. Produtos de degradação ou metabólitos de alguns agrotóxicos.

Agrotóxico (ingrediente ativo)	Produto de degradação ou metabólito
Atrazina	desetil atrazina (DEA), desisopropil atrazina (DIA)
Benomil	carbendazim, 2-aminobenzimidazólio
Carbendazim	2-aminobenzimidazólio
Carbofurano	3-hidroxi-carbofuram
Carbosulfam	carbofurano, 3-hidroxi-carbofuram
Endossulfam (isômeros α e β)	sulfato de endossulfam
Glifosato	ácido aminometil fósfônico (AMPA)

Se o interesse é caracterizar os riscos para a saúde humana com respeito à potabilidade da água para consumo, pode-se usar o padrão geral de qualidade de água para consumo humano da Comunidade Européia, que é de $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$ para cada agrotóxico e de $0,5 \mu\text{g L}^{-1}$ para o conjunto de agrotóxicos encontrados. Outro indicador de risco pode ser o valor máximo permitido específico para alguns agrotóxicos segundo a Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde (Tabela 4).

Tabela 4. Padrões de potabilidade de água para consumo humano de alguns agrotóxicos⁽¹⁾.

Agrotóxico	Valor máximo permitido ($\mu\text{g L}^{-1}$)
2,4-D	30
Alaclor	20
Atrazima	2
Bentazona	300
Endossulfam	20
Glifosato	500
Metolaclor	10
Molinato	6
Pendimetalina	20
Permetrina	20
Propanil	20
Simazina	2
Trifluralina	20

⁽¹⁾Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde.

A *Environmental Protection Agency* (EPA) dos EUA apresentou limites máximos permitidos de contaminação de água (*Maximum Contaminant Level – MCL*), como padrões obrigatórios para consumo humano de alguns agrotóxicos (EPA, 2001), que são mostrados na Tabela 5; na qual estão também os níveis aceitáveis (*Health Advisory – HA*) baseados em informações sobre efeitos na saúde humana para outros agrotóxicos (EPA, 1989). O *HA* aqui considerado é a concentração do agrotóxico na água a qual se espera não causar efeitos adversos à saúde humana em uma exposição dentro da expectativa de vida de 70 anos. Assim, esses valores podem ser usados como indicadores de risco.

Considerações finais

As características físicas das áreas de recarga do Aquífero Guarani favorecem uma situação de alto potencial de contaminação, principalmente para produtos químicos que apresentam elevada capacidade de lixiviação em solos tropicais, a exemplo dos agrotóxicos quimicamente neutros ou básicos. Assim, para a proteção das áreas em questão e, conseqüentemente do Aquífero Guarani a partir das mesmas, torna-se necessária a adoção de

Tabela 5. Padrões e níveis aceitáveis de alguns agrotóxicos nos EUA quanto à potabilidade da água de abastecimento (EPA, 1989, 2001).

Agrotóxico	Padrão MCL ⁽¹⁾ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Nível aceitável HA ⁽²⁾ ($\mu\text{g L}^{-1}$)
2,4-D	70	N.N.
Alaclor	2	N.N.
Ametrina	N.E.	60
Atrazina	3	3
Bentazona	N.E.	20
Butilate	N.E.	350
Carbofurano	40	N.N.
Dicamba	N.E.	200
Diquat	20	N.N.
Diuron	N.E.	10
Glifosato	700	N.N.
Linuron	N.E.	10
Metolaclor	N.E.	100
Metribuzin	N.E.	200
Oxifluorfem	N.E.	20
Paraquate	N.E.	30
Pendimetalin	N.E.	300
Permetrina	N.E.	400
Picloram	500	N.N.
Simazina	4	N.N.
Trifluralina	N.E.	5

⁽¹⁾ *Maximum Contaminant Level*: limite máximo de um contaminante que é permitido em água para consumo humano (padrão obrigatório).

⁽²⁾ *Health Advisory*: nível aceitável de um contaminante em água para consumo humano (consultivo). N.E.: não estabelecido; N.N.: não necessário, pois existe o padrão obrigatório estabelecido.

práticas agrícolas e de manejo que promovam o uso racional de agroquímicos, quando então os riscos de contaminação da água subterrânea e de saúde serão minimizados ou mesmo extintos. Para tanto, há necessidade de uma política de proteção das áreas de recarga dos aquíferos brasileiros, com destaque para o Guarani, como também a necessidade de avanço na definição de limites de concentração, em relação ao padrão de potabilidade, para um número maior de agrotóxicos. Tais conhecimentos, sem dúvida, trarão benefícios expressivos para as comunidades que utilizam água do Aquífero Guarani, como também para toda a sociedade brasileira, pois novos padrões de potabilidade constituem referenciais de maior rigor nas questões relacionadas à saúde da população.

Referências

- AMERICAN CROP PROTECTION. European Crop Protection. **Framework for the ecological risk assessment of plant protection products**. Washington: American Crop Protection: European Crop Protection, 1999. 52 p. (ACP/ECP. Technical Monograph, 21).
- EPA. Environmental Protection Agency. **Drinking water health advisory**: pesticides. Chelsea: United States Environmental Protection Agency, Office of Drinking Water Health Advisories: Lewis Publishers, 1989. 819 p.
- 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).
- EPA. Environmental Protection Agency. **National primary drinking water standards**. Washington: United States Environmental Protection Agency, Office of Water, 2001. 6 p. (EPA 816-F-01-007). Disponível em: www.epa.gov/safewater. Acesso em: 28 out. 2007.
- IBGE. **Sinopse preliminar do censo agropecuário**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1985. 91 p.
- MATALLO, M. B.; SPADOTTO, C. A.; LUCHINI, L. C.; GOMES, M. A. F. Sorption, degradation, and leaching of tebuthiuron and diuron in soil columns. **Journal of Environmental Science and Health**, New York, v. 40, n. 1, p. 39-43, 2005.
- NRC. National Research Council. **Understanding risk**: informing decisions in a democratic society. Washington, DC: National Academy Press, 1996. 264 p.
- NRC. National Research Council. **Risk assessment in the federal government**: managing the process. Washington, DC: National Academy Press, 1983. 191 p.
- PARAÍBA, L. C.; SPADOTTO, C. A. Soil temperature effect in calculating attenuation and retardation factors. **Chemosphere**, Oxford, v. 48, n. 9, p. 950-912, 2002.
- 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, 1976, Tucson. **Proceedings...** Tucson: EPA, 1976. p.235-241. (EPA-600/19-76-015).
- RAO, P. S. C.; HORNSBY, A. G.; JESSUP, R. E. Indices for ranking the potential for pesticide contamination of groundwater. **Proceedings of the Soil and Crop Science Society of Florida**, Belle Glade, v. 44, p.1-8, 1985. .
- SCS. Soil Conservation Service. **National engineering handbook**. Washington: USDA, 1972. (Section 4: Hydrology).

SINDAG. **Sindicato Nacional da Indústria de Produtos para Defesa Agrícola**. Disponível em: <www.sindag.com.br> . Acesso em: 3 jun. 2006

SOLOMON, K. R. **Avaliação de riscos ecotoxicológicos dos produtos fitossanitários**. Guelph: Universidade de Guelph, 1996a. 76 p.

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

SPADOTTO, C. A. Comportamento de pesticidas em solos brasileiros. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, SP, v. 27, n. 2, p. 19-22, 2002.

SPADOTTO, C.A.; HORNSBY, A.G. Soil sorption of acidic pesticides: Modeling pH effects. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 32, n. 3, 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**, Curitiba, 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**, New York, v. 40, n. 1, p. 29-37, 2005.

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

WESTMAN, W. E. **Ecology: impact assessment and environmental planning**. New York: John Wiley, 1985. 544 p.

WWF. World Wildlife Foundation. **Improving aquatic risk assessment under FIFRA: report of the aquatic effects dialogue group**. Washington, D.C.: WWF, 1992. p. 23-24.