

### **3º PAINEL – INTEGRAÇÃO HERBICIDAS X AMBIENTE**

**MODERADORA – Jussara B. Regitano, CENA/USP, SP**

#### **MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DE IMPACTOS DE HERBICIDAS NO AMBIENTE**

**Claudio A. Spadotto<sup>1</sup>**

##### **Introdução**

O consumo de herbicidas no Brasil foi de cerca de 174 mil toneladas de produtos formulados (comerciais) em 2000. Expresso em quantidade de ingrediente-ativo (i.a.), representa mais de 81 mil toneladas. O consumo desses produtos difere nas várias regiões do país, onde se misturam atividades agrícolas intensivas e tradicionais.

Os herbicidas têm sido mais usados nas regiões Sul (38,9% em 2000), Centro-Oeste (29,9%) e Sudeste (22,8%). O consumo de herbicidas na região Norte é, comparativamente, muito pequeno (2,0%), enquanto na região Nordeste (6,3%) o uso está principalmente concentrado nas áreas de agricultura irrigada e de cana-de-açúcar. O consumo de herbicidas na região Centro-Oeste aumentou nas décadas de 70 e 80 devido à ocupação dos Cerrados e continua crescendo pelo aumento da área plantada de soja e algodão naquela região. Destacam-se quanto à utilização de herbicidas os Estados: Paraná (18,5%), Rio Grande do Sul (16,8), São Paulo (14,1%), Mato Grosso (12,7%), Goiás (10,1%) Minas Gerais (7,4%), e Mato Grosso do Sul (7,0%). Quanto ao consumo de herbicidas por unidade de área cultivada, a média geral no Brasil foi de 3,8 kg p.c./ha, em 2000. Em termos de quantidade total de ingredientes-ativos, foram consumidos no Brasil 81,8 mil toneladas de herbicidas em 2000 e as culturas agrícolas nas quais mais se utiliza esses produtos são: soja (39,8%), milho (23,5%), cana-de-açúcar (12,9%), café (4,4%) e arroz irrigado (3,7%).

Pela elevada quantidade total de herbicidas usados, algumas culturas merecem atenção por ocuparem extensas áreas no Brasil, como é o caso da soja, do milho e da cana-de-açúcar que foram cultivadas, respectivamente, em 13,6; 11,6 e 4,9 milhões de hectares em 2000. O consumo geral de herbicidas por unidade de área foi de 1,8 kg i.a./ha,

---

<sup>1</sup> Pesq. da Embrapa Meio Ambiente, C. Postal 69, Jaguariúna (SP), 13.820-000, tel. (19) 3867-8700, fax (19) 3867-8740, E-mail: spadotto@cnpma.embrapa.br

sendo de 3,5 kg i.a./ha em cultura de algodão, 2,4 kg i.a./ha em soja, 2,2 kg i.a./ha em cana-de-açúcar, 1,7 kg i.a./ha em citros e 1,6 kg i.a./ha em café.

O potencial de impacto ambiental proveniente do uso de um herbicida, depende da sua toxicidade ao ser humano e da sua ecotoxicidade (a outros organismos), assim como, das suas concentrações atingidas nos diferentes compartimentos ambientais (solo, água, planta e atmosfera). As concentrações, por sua vez, dependem da carga contaminante e do comportamento e destino do herbicida no meio ambiente.

### **Comportamento e destino ambiental de herbicidas**

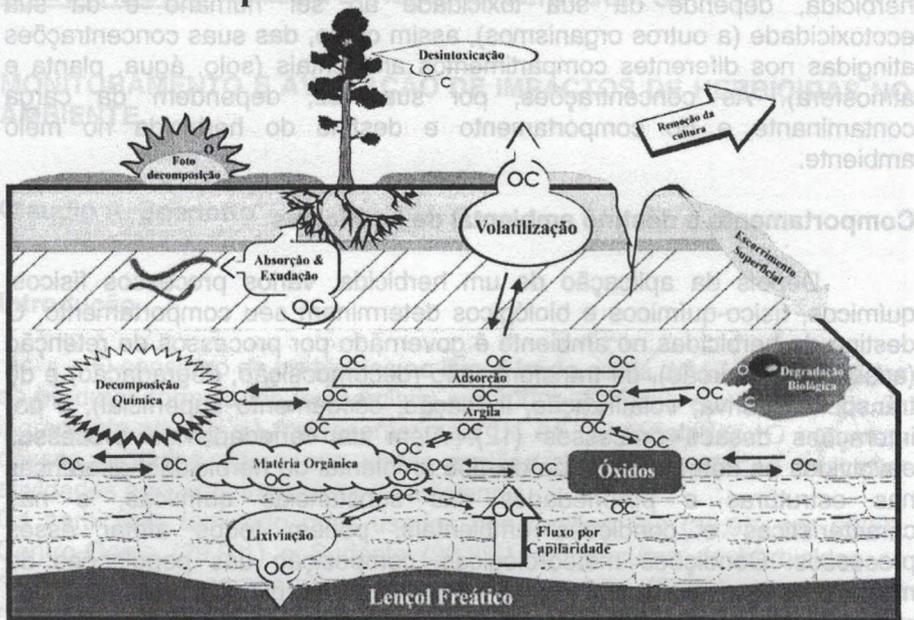
Depois da aplicação de um herbicida, vários processos físicos, químicos, físico-químicos e biológicos determinam seu comportamento. O destino de herbicidas no ambiente é governado por processos de retenção (adsorção, absorção), de transformação (decomposição, degradação) e de transporte (deriva, volatilização, lixiviação, escoamento superficial), e por interações desses processos (12). Além da variedade de processos envolvidos na determinação do destino ambiental de herbicidas, diferenças nas estruturas e propriedades das substâncias químicas, e nas características e condições ambientais, podem todos afetar esses processos. Condições meteorológicas, composição das populações de microrganismos no solo, presença ou ausência de plantas, localização do solo na topografia, e práticas de manejo dos solos podem também afetar o destino de herbicidas no ambiente. Além disso, a taxa e a quantidade de água movendo na superfície e através do perfil do solo têm um grande impacto no movimento do herbicida.

Um entendimento dos processos de retenção, transformação e transporte de herbicidas no ambiente, particularmente em condições brasileiras, é essencial para direcionar trabalhos de monitoramento e avaliação de impactos ambientais, nos quais é imprescindível que os atributos e indicadores ambientais de alteração e de impacto sejam conhecidos para que a avaliação seja possível.

A variedade de herbicidas usados representa muitas diferentes classes de substâncias químicas orgânicas. Os tipos de interações desses compostos com diferentes componentes do ambiente são enormes. Considerando os processos de transporte entre compartimentos ambientais, com os quais os herbicidas estão relacionados depois de aplicados em áreas agrícolas, a lixiviação e o escoamento superficial merecem destaque. O escoamento superficial favorece a contaminação das águas superficiais, com o herbicida sendo carregados adsorvidos às partículas do solo erodido ou em solução. A lixiviação dos herbicidas através do solo tende a resultar em contaminação das águas subterrâneas e neste caso, as substâncias químicas são carregados em solução juntamente com a água que alimenta

os aquíferos. A permanência dos herbicidas no solo agrícola é inversamente dependente da taxa de ocorrência dos processos de transporte (10).

## Comportamento e Destino Ambiental



Adaptado de Weber e Miller (12).

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. Parâmetros são valores para propriedades físico-químicas e de comportamento ambiental, tais como, solubilidade em água, pressão de vapor, coeficientes de distribuição entre compartimentos e tempo de meia-vida de degradação ou dissipação. O uso de índices tem sido também muito difundido para se estimar, por exemplo, o potencial de perdas de agrotóxicos por lixiviação e por escoamento superficial.

Modelos matemáticos para monitoramento são modelos funcionais que incorporam tratamento simplificado do fluxo de água e do transporte de solutos. Um modelo é uma representação de um sistema real que leva em consideração um ou vários processos. Um modelo matemático tem algum nível de simplificação e abstração, e o uso de modelos em trabalhos de monitoramento apresenta muitas etapas. Inicialmente o propósito do

monitoramento condicionará o uso de modelos e é necessário explicitamente definir o problema e os objetivos, assim como as escalas espacial e temporal. A informação requerida tem que ser especificada, e um levantamento inicial de modelos existentes é fortemente recomendado. Se nenhum modelo existente é adequado para o propósito do monitoramento, um trabalho de modelagem tem que ser conduzido.

Há uma variedade de diferentes modelos ambientais para pesticidas. Por exemplo, CREAMS é um modelo geral e flexível para avaliar efeitos relativos de práticas de manejo sobre qualidade de água. O modelo GLEAMS avalia efeitos de sistemas de manejo agrícola sobre o movimento de compostos químicos na e através da zona de raiz do solo. A finalidade do modelo OPUS é estudar efeitos de condições meteorológicas e práticas de manejo no movimento de água e contaminantes em pequenas bacias hidrográficas. PRZM é um modelo dinâmico para simular movimento de compostos químicos na zona vadosa do solo. O modelo LEACHM simula transporte e destino de substâncias químicas em condições de campo, assim como em colunas de laboratório, e tem uma sub-rotina (LEACHP) que estima o transporte de pesticidas. CMLS é um modelo que estima o movimento de compostos químicos em resposta à percolação da água no solo, e também estima a degradação e a quantidade remanescente no perfil do solo.

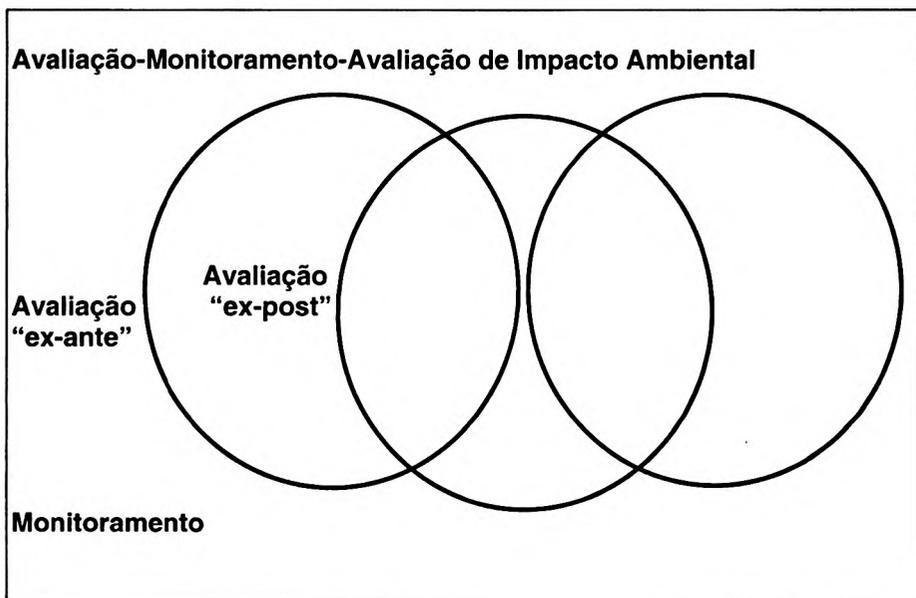
### **Classificação dos impactos ambientais**

Impacto ambiental pode ser definido como qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causado por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que direta ou indiretamente, afetam a saúde, a segurança e o bem estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota e a qualidade dos recursos ambientais. Esta definição exclui o aspecto significância, já que considera como impacto ambiental “qualquer alteração...”, independente de ser ou não significativa (5).

Avaliação de impactos ambientais é um instrumento de política ambiental, formado por um conjunto de procedimentos, capaz de assegurar, desde o início do processo, que se faça um exame sistemático dos impactos ambientais de uma ação proposta e de suas alternativas (6). Esta definição evidencia que a avaliação de impactos ambientais subsidia o processo de tomada de decisão e se atém às ações propostas – políticas, planos, programas, novas tecnologias. No entanto, não contempla o que é o desafio dos técnicos sobre o assunto, ou seja, a avaliação de impactos ambientais de ações repetitivas ou contínuas, já em transcurso, como as atividades da agricultura.

Assim, a avaliação de impactos ambientais pode ocorrer em dois momentos: antes da ação potencialmente impactante – avaliação “ex-ante”,

e depois dela – “ex-post”. A avaliação “ex-ante” de impactos ambientais de herbicidas é feita, por exemplo, quando do processo de registro de um novo produto, enquanto a avaliação “ex-post” pode ser feita depois do seu uso. A avaliação “ex-ante” para fins de registro de agrotóxicos vem sendo discutida e conduzida há anos e está agora sendo revisada com enfoque em análise de risco ambiental. O monitoramento ambiental pode ser parte integrante dos processos de avaliação. Nesse texto discutimos o monitoramento e avaliação “ex-post” de impactos ambientais de herbicidas, particularmente na sua dimensão ecológica.



Os métodos de avaliação de impactos ambientais são instrumentos utilizados para coletar, analisar, avaliar, comparar e organizar informações qualitativas e quantitativas sobre os impactos ambientais originados de uma determinada atividade modificadora do meio ambiente (1, 3, 4, 7). A avaliação de impactos ambientais não deve ser considerada apenas como uma técnica, mas como uma dimensão política de gerenciamento, educação da sociedade e coordenação de ações impactantes (2).

Magnitude e importância constituem os pontos principais dos impactos ambientais, uma vez que informam sobre a significância dos mesmos. A magnitude é a grandeza de um impacto em termos absolutos, podendo ser definida como a medida de alteração de um atributo ambiental, em termos quantitativos ou qualitativos. A importância é a ponderação do grau de significância de um impacto em relação ao fator ambiental afetado e

a outros impactos. Pode ocorrer que um certo impacto, embora de magnitude elevada, não seja importante quando comparado com outros, no contexto de uma dada avaliação de impacto ambiental (6).

Os impactos ambientais podem ser classificados qualitativamente segundo seis critérios: valor, ordem, espaço, tempo, dinâmica e plástica (9). Assim, o uso de herbicidas pode causar impactos diretos e indiretos; locais, regionais e/ou globais; imediatos, de médio ou longo prazo; temporários, cíclicos ou permanentes; reversíveis ou irreversíveis. Em áreas agrícolas, os impactos podem ainda ser de fonte difusa, causados pela contaminação proveniente da aplicação regular, ou pontual, quando ocorre descarga (acidental ou não) durante o transporte e manuseio dos herbicidas. Os impactos podem ocorrer nos meios físico-químico (abiótico), biótico e sócio-econômico, portanto a avaliação de impactos ambientais dos herbicidas deve contemplar, sempre que possível, os aspectos ecológicos, sociais e econômicos mantendo estreita relação com o conceito de sustentabilidade agrícola (11).

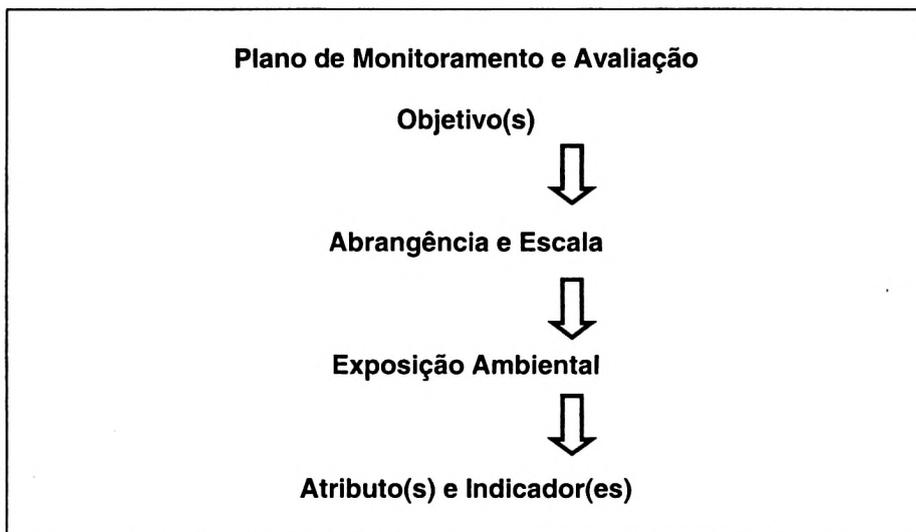
Os impactos, na dimensão ecológica, podem ser classificados segundo o compartimento afetado: solo, água, planta e atmosfera. No que diz respeito à classificação quantitativa dos impactos, é importante compreender que a mesma é feita para se ter uma visão da magnitude do impacto, ou seja, do grau de alteração de um atributo ambiental, em termos quantitativos. Porém, além da classificação dos impactos pela apresentação de informações exclusivamente numéricas, as avaliações de impactos ambientais podem apresentar informações que possibilitam a visão de magnitude. Assim sendo, o impacto do uso de herbicida pode ser inexistente, desprezível, pequeno, médio, alto, muito alto.

Os impactos ambientais provocados pelo uso de herbicidas podem ainda ser intrínsecos e extrínsecos. Como exemplo de impacto intrínseco negativo de herbicidas pode ser citado o problema de residual prolongando no solo comprometendo a sucessão de culturas agrícolas. Quanto aos impactos extrínsecos, pode ser citada como exemplo, a contaminação de águas superficiais e subterrâneas usadas para abastecimento populações urbanas.

### **Plano de monitoramento e avaliação**

Antes de se executar um plano de monitoramento e avaliação dos impactos ambientais de agrotóxicos é necessário que sejam definidos os objetivos e a abrangência e escala do trabalho que, já no seu início, deve ter os compartimentos ambientais mais expostos identificados e os atributos e indicadores estabelecidos. Os objetivos do trabalho precisam ser claramente definidos. É de fundamental importância definir qual, ou quais os compartimentos ambientais ou recursos naturais de interesse, e alguns questionamentos são necessários como, por exemplo, se pretende-se

estudar a contaminação de corpos d'água superficiais com respeito a potabilidade e/ou toxicidade a organismos aquáticos.



A abrangência, tanto geográfica como temporal, e as respectivas unidades básicas, precisam ser previamente definidas, assim como, a escala de trabalho. Outra necessidade é a definição da frequência de coleta de dados e/ou informação. Por exemplo, um monitoramento anual feito abrangendo toda uma grande bacia hidrográfica em escala 1:100.000 não terá o mesmo detalhamento de um trabalho de frequência mensal feito em uma microbacia em escala 1:10.000.

A identificação inicial dos compartimentos ambientais e dos locais naturalmente mais vulneráveis e mais expostos à contaminação pelo uso real ou potencial de cada herbicida de interesse precisa ser feita. Para tanto, o levantamento das propriedades e condições do meio (solo, geologia, clima etc), assim como a estimativa da carga potencialmente contaminante pelo uso de herbicidas, e o conhecimento de suas propriedades físico-químicas, ambientais, toxicológicas e ecotoxicológicas são fundamentais.

Também logo no início do trabalho de monitoramento é imprescindível que os atributos e indicadores ambientais de alteração e de impacto sejam conhecidos para que a avaliação seja possível. Por exemplo, os resultados analíticos de um monitoramento de resíduos de herbicidas em um corpo d'água podem não dar uma idéia de sua significância sem os indicadores de impacto ambiental.

## Indicadores de impactos ambientais

Depois que os compartimentos ambientais de interesse e seus atributos forem conhecidos, é necessária a definição dos indicadores de alterações e de impactos ambientais. Por exemplo, se a água superficial é escolhida como o compartimento de estudo e a ocorrência de herbicidas como seu atributo, os níveis de herbicidas na água podem ser considerados como indicadores de alteração e de impacto.

Para distinguir entre indicadores de alteração e indicadores de impacto é necessário se estabelecer padrões ou limites para cada herbicida em cada compartimento ambiental segundo o objetivo do monitoramento e baseados em dados toxicológicos e/ou ecotoxicológicos. Assim, por exemplo, se o interesse é monitorar a potabilidade de água para consumo humano o indicador de impacto pode ser o valor máximo permitido para cada herbicida segundo o Ministério da Saúde.

### Padrões de potabilidade de água para consumo humano

---

	Valor Máximo Permitido ( $\mu\text{g/L}$ )
Alaclor	20
Atrazina	2
Bentazona	300
2,4-D	30
Glifosato	500
Metolaclo	10
Molinato	6
Pendimetalina	20
Propanil	20
Simazina	2
Trifluralina	20

---

Fonte: Portaria 1469/2000 do Ministério da Saúde.

Por outro lado, se o interesse é monitorar a qualidade da água para organismos aquáticos pode-se usar padrões químicos para esse fim como os propostos pela FWR Foundation (UK), que propôs, por exemplo, valores de 0,1 e 1,0  $\mu\text{g/L}$  como padrões provisórios para trifluralina com respeito a toxicidade crônica e aguda, respectivamente. O padrão provisório de qualidade ambiental (PpQA) de cada agrotóxico é proposto baseado na aplicação de um fator de segurança à concentração de não-efeito para uma espécie aquática sensível com dados ecotoxicológicos disponíveis para

aquela substância química. O fator de segurança é arbitrário e leva em consideração a possível maior sensibilidade de outros organismos aquáticos. Os valores de PpQA podem ser expressos como concentrações médias anuais, baseadas em dados de toxicidade crônica, e como concentrações máximas para proteger contra eventos de pico de concentração, baseadas em dados de toxicidade aguda. Dados ambientais ainda insuficientes estão disponíveis para confirmar os padrões provisórios apresentados, e os limites analíticos de detecção que podem ser atualmente atingidos são inadequados para monitorar alguns agrotóxicos.

Indicadores biológicos também podem ser usados em trabalhos de monitoramento e avaliação de impacto ambiental de herbicidas. Assim, por exemplo, organismos aquáticos como crustáceos e peixes podem ser selecionados como bioindicadores de alteração e de impacto, e suas populações podem ser monitoradas a campo. No entanto, cuidado especial deve ser tomado pois mudanças nas populações desses organismos podem ser causadas por outros contaminantes e por diversos fatores ambientais como temperatura e pH da água, disponibilidade de alimento e outros. Na prática, a combinação de indicadores químicos e biológicos é sempre recomendável em programas de monitoramento e avaliação e na formação de um sistema de informação de impactos ambientais de herbicidas e demais agrotóxicos.

### **Literatura citada**

CANTER, L. **Environmental impact assessment**. New York: McGraw Hill, 1997. 331 p.

CLAUDIO, C. F. B. R. Implicações da avaliação de impacto ambiental. **Ambiente**, v. 1, p. 159-162, 1987.

FIRKOWSKI, C. Metodologias e técnicas para avaliação de impactos ambientais. In: SEMINÁRIO SOBRE AVALIAÇÃO E RELATÓRIO DE IMPACTO AMBIENTAL, 1., 1990, Curitiba. **Anais...** Curitiba: FUPEF/UFPR, 1990. p. 18-27.

HARDT, L. P. A.; LOPES, J. A. U. Interpretação e síntese de resultados em estudos e relatórios de impacto ambiental. In: SEMINÁRIO SOBRE AVALIAÇÃO E RELATÓRIO DE IMPACTO AMBIENTAL, 1., 1990, Curitiba. **Anais...** Curitiba: FUPEF/UFPR, 1990. p. 162-165.

LIMA, R. E. Estudos geomorfológicos na avaliação de impacto ambiental. In: SEMINÁRIO SOBRE AVALIAÇÃO E RELATÓRIO DE IMPACTO AMBIENTAL, 1., 1990, Curitiba. **Anais...** Curitiba: FUPEF/UFPR, 1990. p. 73-80.

MOREIRA, I. V. D. **Avaliação de impacto ambiental**. Rio de Janeiro: FEEMA, 1985. 34 p.

MUNN, R. E. **Environmental impact assessment - principles and procedures, SCOPE 5**. Toronto, 1979. 190 p.

RUEGG, E. F.; PUGA, F. R.; SOUZA, M. C. M. de; ÚNGARO, M. T. S.; FERREIRA, M. de S.; YOKOMIZO, Y.; ALMEIDA, W. F. Impactos dos agrotóxicos sobre o ambiente e a saúde. In: MARTINE, G.; GARCIA, R.C. (Ed.). **Os impactos sociais da modernização agrícola**. São Paulo: Caetés, 1987. p. 171-207.

SILVA, E. **Avaliação qualitativa de impactos ambientais do reflorestamento no Brasil**. 1994. 309 p. Tese (Doutorado) - UFV, Viçosa, 1994.

SPADOTTO, C. A.; GOMES, M. A. F.; RODRIGUES, G. S. Uso de agrotóxicos nas diferentes regiões brasileiras: subsídio para a geomedicina. **Pesticidas**: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente, v. 8, p. 111-126, 1998.

SPADOTTO, C. A.; LIGO, M. A. V. Classificação dos impactos ambientais de herbicidas. In: CONGRESO LATINOAMERICANO DE MALEZAS, 12., 1995, Montevideo. **Conferencias y Trabajos...** Montevideo: ALAM: INIA, 1995. p. 389-391. Editado por A. Rios e G. Fernández.

WEBER, J.B.; MILLER, C.T. Organic Chemical Movement over and through soil. In:SAWHNEY, B.L.; BROWN, K. (Ed.). **Reactions and movement of organic chemicals in soils**. (SSSA special publication; nº 22), Madison: SSSA/ASA, 1989. p. 305-334.