

**Efeito de Sistemas de Cultivo com
Cana-de-açúcar sobre a Lixiviação
dos Herbicidas do Grupo das
Triazinas em Região de Recarga do
Aquífero Guarani**

República Federativa do Brasil

Luis Inácio Lula da Silva

Presidente

Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento

Roberto Rodrigues

Ministro

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa

Conselho de Administração

Luís Carlos Guedes Pinto

Presidente

Sílvio Crestana

Vice-Presidente

Alexandre Kalil Pires

Cláudia Assunção dos Santos Viegas

Ernesto Paterniani

Hélio Tollini

Membros

Diretoria Executiva da Embrapa

Sílvio Crestana

Diretor-Presidente

José Geraldo Eugênio de França

Kepler Euclides Filho

Tatiana Deane de Abreu Sá

Diretores-Executivos

Embrapa Meio Ambiente

Paulo Choji Kitamura

Chefe Geral

Ladislau Araújo Skorupa

Chefe-Adjunto de Pesquisa e Desenvolvimento

Maria Cristina Martins Cruz

Chefe-Adjunto de Administração

Ariovaldo Luchiari Junior

Chefe-Adjunto de Comunicação e Negócios



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

ISSN 1516-4675

Outubro, 2005

Boletim de Pesquisa 32 e Desenvolvimento

Efeito de Sistemas de Cultivo com Cana-de-açúcar sobre a Lixiviação dos Herbicidas do Grupo das Triazinas em Região de Recarga do Aquífero Guarani

Antonio Luiz Cerdeira
Manoel Dornelas de Souza
Maria Conceição Peres Young Pessoa
Sonia Claudia Nascimento de Queiroz
Vera Lucia Ferracini
Vera Lucia Lanchote
Regina Helena Costa Queiroz
Denizart Bolonhezi
Carlos Farjani Neto

Jaguariúna, SP
2005

Embrapa Meio Ambiente

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

Comitê de Editoração da Unidade

Presidente: Ladislau Araújo Skorupa
Secretário-Executivo: Sandro Freitas Nunes
Bibliotecário: Maria Amélia de Toledo Leme
Membros: Cláudio César de Almeida Buschinelli; Heloisa Ferreira Filizola;
Manoel Dornelas de Souza; Maria Conceição Peres Young Pessoa; Marta
Camargo de Assis; Osvaldo Machado R. Cabral
Normalização Bibliográfica: Maria Amélia de Toledo Leme
Editoração eletrônica: Silvana Cristina Teixeira

1.ª edição**Todos os direitos reservados.**

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

Efeito de sistemas de cultivo com cana-de-açúcar sobre
a lixiviação dos herbicidas do grupo das triazinas em
região de recarga do Aquífero Guarani / Antonio L.
Cerdeira ... [et al.]. – Jaguariúna : Embrapa Meio
Ambiente, 2005.
25p. – (Embrapa Meio Ambiente. Boletim de Pesquisa
e Desenvolvimento, 32).

1. Herbicidas – Lixiviação. 2. Plantio direto. I.
Cerdeira, A.L. II. Série.

CDD 632.950 42

©Embrapa 2005

Sumário

Resumo.....	6
Abstract.....	8
Introdução.....	9
Material e Métodos.....	11
Resultados e Discussão.....	15
Conclusões.....	21
Referências Bibliográficas.....	22

Efeito de Sistemas de Cultivo com Cana-de-açúcar sobre a Lixiviação dos Herbicidas do Grupo das Triazinas em Região de Recarga do Aquífero Guarani

Antonio Luiz Cerdeira¹

Manoel Dornelas de Souza²

Maria Conceição Peres Young Pessoa³

Sonia Cláudia Nascimento de Queiroz⁴

Vera Lúcia Ferracini⁵

Vera Lucia Lanchonte⁶

Regina Helena Costa Queiroz⁷

Denizart Bolonhezi⁸

Carlos Farjani Neto⁹

Resumo

Algumas práticas agrícolas como o plantio direto pode afetar a lixiviação. Para estudar os efeitos desta prática, foi instalado um experimento de campo na área do Núcleo de Agronomia da Alta Mogiana, Instituto Agronômico de Campinas/Ribeirão Preto, de onde foram coletadas amostras de solos e água para estudos de herbicidas do grupo das triazinas: atrazina, simazina e ametrina. Foi instalado um experimento em área de cana colhida mecanicamente plantada com amendoim em diferentes sistemas de cultivo (plantio direto e plantio convencional) nas quais a cada 10 cm. foram retiradas amostras de solos até atingir 90 cm. Determinaram-se os seguintes parâmetros em laboratório: a) Densidade do solo, b) Porosidade total c) Microporosidade e d) Macroporosidade. Amostras de água coletada a cada três meses em poços da Prefeitura Municipal de Ribeirão Preto foram analisadas por GC-MS (cromatografia gasosa-espectrometria de massa). Não houve efeito dos sistemas de plantio na macro, micro e porosidade total. Houve apenas diferença significativa na densidade, sendo maior na camada superficial nos solos com plantio direto. Em todas as amostras de poços coletadas não foram detectados resíduos de triazinas, no limite de

¹Engenheiro Agrônomo, Ph.D. em Bioquímica, Embrapa Meio Ambiente, Rod. SP 340, Km 127,5 – C.P.69, 13.820-000 Jaguariúna, SP. cerdeira@cnpma.embrapa.br

²Engenheiro Agrônomo, Doutor em Solos e Nutrição de Plantas, Embrapa Meio Ambiente, Rod. SP 340, Km 127,5 – C.P.69, 13.820-000 Jaguariúna, SP. domelas@cnpma.embrapa.br

³Engenheira Elétrica, PhD em Matemática Aplicada, Embrapa Meio Ambiente, Rod. SP 340, Km 127,5 – C.P.69, 13.820-000 Jaguariúna, SP. young@cnpma.embrapa.br

⁴Química, PhD em Química Analítica, Embrapa Meio Ambiente, Rod. SP 340, Km 127,5 – C.P.69, 13.820-000 Jaguariúna, SP. sonia@cnpma.embrapa.br

⁵Química, PhD em Química Orgânica, Embrapa Meio Ambiente, Rod. SP 340, Km 127,5 – C.P.69, 13.820-000 Jaguariúna, SP. veraf@cnpma.embrapa.br

⁶Farmacêutica, Departamento de Análises Clínicas, Toxicológicas e Bromatológicas, Faculdade de Ciências Farmacêuticas, USP, Universidade de São Paulo, 14.040-903 Ribeirão Preto, SP.

⁷Farmacêutica, Departamento de Análises Clínicas, Toxicológicas e Bromatológicas, Faculdade de Ciências Farmacêuticas, USP, Universidade de São Paulo, 14.040-903 Ribeirão Preto, SP.

⁸Engenheiro Agrônomo, Instituto Agronômico de Campinas, Estação Experimental da Alta Mogiana, C.P. 271, 14.001-970 Ribeirão Preto, SP.

⁹Químico, DAERP, Departamento de Águas e Esgotos de Ribeirão Preto, Rua Amador Bueno 22, 14.100-000 Ribeirão Preto, SP.

quantificação de 10 µg/L. Foram também reconstituídos os solos em colunas em laboratório e observou-se o movimento de atrazina e simazina no máximo até 20cm de profundidade. Não foi encontrado nenhum herbicida abaixo dos 20 cm. Para melhor entender os resultados, foi utilizado o simulador CMLS-94 "Chemical Movement in Layered Soils" e observou-se também que praticamente não houve diferença entre os resultados obtidos pelas simulações realizadas para plantios direto e convencional com relação à lixiviação das triazinas e que os valores de simulação indicaram que os produtos alcançam profundidades máximas de um metro, bem mais do que o encontrado nas colunas em laboratório.

Effect of Tillage Systems on Leaching of Triazine Herbicides in Sugarcane Soils of the Recharge Area of Guarany Aquifer in Brazil

Abstract

It is known that some tillage systems such as No-tillage can affect the leaching potential. In order to study the effects of this practice, a field experiment was conducted at the Núcleo de Agronomia da Alta Mogiana, Instituto Agronômico de Campinas/Ribeirão Preto, where soil and water samples were collected to study triazine herbicides, atrazine, simazine and ametryn behavior. The experiment was conducted over an area where sugar cane was mechanically harvested and peanut was sowed just after under conventional and No-tillage systems. Soils samples were collected for each 10 cm. depths down to 90 cm. and determined the following: a) Density, b) Total Porosity c) Microporosity, and d) Macroporosity. Water from wells from the region was also analyzed by GC-MS (Gas Chromatography-Mass Spectrometry) for every three months. There was no effect of tillage systems on the macro, micro, and total porosity. The soil density was higher at the top layer for soils under No-tillage system. No herbicide residue was found in water from wells using the quantification level of 10 µg/L. The soils were taken to columns in laboratory with the same density from the field, submitted to leaching studies and it was detected the movement at maximum depths of 20 cm. for atrazine and simazine. The simulator model CMLS-94 "Chemical Movement in Layered Soils" was also used to evaluate the results and it was found no difference between the two tillage systems. The herbicides leached at maximum depths of one meter, more than the actual data found in columns.

Introdução

A região de Ribeirão Preto, SP, é abastecida com água proveniente do aquífero Guarani, o maior e mais importante lençol de água subterrânea de toda a região centro-sul do país e um dos maiores do mundo. Nesta região, encontram-se pontos de recarga do aquífero, definidos como locais por onde a água das chuvas se infiltra para as camadas profundas do solo, atingindo a zona saturada. A presença de Neossolo Quartzarênico de textura arenosa nessas áreas aumenta a vulnerabilidade da água subterrânea à exposição de agrotóxicos aplicados na superfície, devido às características deste tipo de solo que facilitam o processo de lixiviação.

Risco de ocorrência de agrotóxicos na água subterrânea tem mostrado a necessidade de estudos sobre os processos de transporte desses compostos nos solos, incluindo os horizontes subjacentes até a zona saturada. Tais estudos devem, necessariamente, focar os processos de lixiviação e de escoamento superficial. Em essência, esses processos são interdependentes. Apenas na última década foi detectada a importância da lixiviação de agrotóxicos na contaminação de água subterrânea (Smith et al., 2001), quando até então este risco era considerado nulo (Bouwer, 1990). No entanto, pesquisas conduzidas em aquíferos nos Estados Unidos na última década, mostraram contaminação por vários compostos orgânicos e inorgânicos (Williams et al., 1988).

Sabe-se que a geologia determina as características do sistema de água subterrânea. Os aquíferos são constituídos por poros saturados de água tanto no solo quanto nas rochas, muitas vezes com condutividade hidráulica suficiente para elevar a água naturalmente até a superfície. No entanto, a taxa de movimento da água nos aquíferos é normalmente lenta, havendo algumas exceções quando se trata de arenitos e conglomerados ou rochas carbonatadas, as quais favorecem prontamente a movimentação da água. Apesar desses aspectos, a profundidade do nível do lençol subterrâneo é um dos fatores mais importantes que afetam a vulnerabilidade à contaminação a partir da superfície. Agrotóxicos de alta mobilidade, por exemplo, apresentam tendência potencial para afetar os lençóis subterrâneos sub-superficiais (Pessoa et al., 2003)

A região de Ribeirão Preto, SP, é abastecida com água proveniente do aquífero Guarani, o maior e mais importante lençol de água subterrânea de toda a região centro-sul do país e um dos maiores do mundo. A extensão desse aquífero ultrapassa fronteiras estaduais e internacionais (passa por oito estados brasileiros e partes da Argentina, Uruguai e Paraguai), ocupando área de aproximadamente 1.200.000 km² (Cerdeira et al., 1998). Diante desse cenário, torna-se imprescindível a realização de estudos que abordem de forma integrada os aspectos relacionados à qualidade da água dos lençóis subterrâneos e as práticas agrícolas adotadas na região (Cerdeira et al., 2000). A contaminação de água subterrânea é um problema global (Spalding & Exner, 1993) e comumente associado com a agricultura intensiva, irrigação e áreas altamente industrializadas (Keeney & Bremner, 1996).

Acrescenta-se também que os agrotóxicos são degradados no solo pela combinação dos processos químicos e biológicos. Muitos produtos oriundos da degradação são mais tóxicos do que os originais. Um exemplo disso é a hidroxiatrazina, resultante da hidrólise da atrazina (Skipper et al., 1967) que, em termos de mobilidade, torna-se menor para o metabólito.

A atrazina (2-chloro-4-(ethylamino)-6-(isopropylamino)-s-triazine) é um herbicida utilizado para controle de gramíneas e folhas largas em milho, sorgo e mesmo em cana de açúcar em algumas situações (Exttoxnet, 1988). Atrazina adsorve pouco ao solo conferindo a mesma um alto potencial de lixiviação (Wauchope, 1987). Foi detectada em poços nos Estados Unidos em concentrações superiores ao máximo permitido (Hornsby, 1990).

A ametrina, (2-(ethylamino)-4-isopropylamino-6-methyl-thio-s-triazine), outro membro do grupo das triazinas, é também utilizada para controle de gramíneas e folhas largas em cana de açúcar e milho. (Environmental Protection Agency, 1988). Ametrina, por ser solúvel em água, também se move para as camadas inferiores dos solos (Environmental Protection Agency, 1994; Queiroz et al., 1999)

Simazina (6-chloro-N2,N4-diethyl-1,3,5-triazine-2,4-diamine) outro herbicida do grupo, também foi estudado, e possui potencial de contaminação de aquífero (Extonet, 1988; Missouri Department of Natural Resources, 2002).

No Brasil, existe portaria do Ministério da Saúde limitando a quantidade máxima de atrazina e simazina em água ao valor de 2 µg/L (Brasil, 2000).

Uma avaliação para dimensionar as perdas de agrotóxicos foi realizada por Wauchope (1978), que comparou dados de lixiviação com dados de escoamento superficial de alguns produtos. Normalmente, a perda é de 1 a 2% da massa do produto aplicado, durante uma chuva comum. Ocasionalmente, perdas maiores podem chegar até 4%. Considerando que a principal parte do fluxo de massa no solo ocorre durante a primeira chuva, após a aplicação dos agrotóxicos, a perda por meio da lixiviação durante uma chuva pode ser assumida como sendo comparável à perda por escoamento superficial (Flury, 1996). O caso extremo de perda desses produtos por escoamento superficial pode alcançar valores superiores a 17% para atrazina, segundo Wauchope (1978). Todavia, para lixiviação esse valor é consideravelmente menor. Um caso extremo de lixiviação foi relatado por Flury et al. (1995), onde 4,4 % da atrazina aplicada sofreu lixiviação a profundidades superiores a 0,5 m após 90 mm de infiltração cumulativa e por Hall et al. (1989), onde 8,4 % da simazina e 9,6 % da atrazina sofreram lixiviação até profundidades maiores a 1,22 m.

Algumas práticas agrícolas podem afetar o comportamento de agrotóxicos e fertilizantes químicos com relação a qualidade da água e uma destas, é o plantio direto, considerado eficiente na redução do movimento de agrotóxicos com a enxurrada (Bailey & Wadell, 1979; Kenimer et al., 1987; Christensen et al., 1993). Estimativas sugerem que no ano de 2000, havia de 60 a 90% de plantio direto nos Estados Unidos (Crosson, 1981). Em um estudo de três anos no estado de Ohio, E.U.A comparando o plantio direto com o convencional com relação ao movimento com a enxurrada de duas triazinas, atrazina e

simazina, encontrou-se menor perda no sistema de plantio direto (Triplett et al., 1978). Glenn & Angle (1987), também encontraram redução da perda de atrazina e simazina em milho na área de plantio direto. Resultados semelhantes foram encontrados em trabalhos conduzidos por Edwards et al., 1980 e Christensen et al., 1993.

No entanto, outras pesquisas indicam resultados diferentes, como as de Baker & Johnson (1979), que encontraram resultados opostos, enquanto Logan, 1990 e Smith et al., 2001 não encontraram nenhum efeito. Nesse sentido, Wauchope (1987) concluiu que os resultados, em geral, são inconsistentes e contraditórios, enquanto Logan et al. (1991) considerou esta variação decorrente de diferenças no comportamento hidráulico dos solos estudados.

No caso do Brasil estas diferenças também podem ocorrer. Atualmente tem sido detectada uma nova tendência de colheita mecânica de cana deixando-se restos da cultura sobre o solo, o que poderá interferir com o movimento de solutos com a água. Além disto, também tem sido plantado amendoim, na época de renovação do canavial, sob sistema de plantio direto, o que poderá interferir ainda mais no movimento desses solutos. Com a introdução destas diferentes práticas agrícolas na área de recarga do aquífero Guarani a lixiviação dos herbicidas poderá ser afetada. Entre as triazinas aplicadas na região, encontram-se a ametrina, atrazina e simazina, com uso mais acentuado da ametrina e simazina.

Material e métodos

Experimento de campo

Foi instalado um experimento em área de cana colhida mecanicamente plantada com amendoim em diferentes sistemas de cultivo (plantio direto e plantio convencional) com duas cultivares para experimento de nodulação (C1 e C2). Foi utilizado delineamento experimental de blocos inteiramente casualizados com quatro repetições conforme o desenho na **Fig. 1**.

Procedimentos analíticos das amostras dos solos

Os materiais e métodos adotados durante a coleta e análise das amostras de solo estão descritos em "Methods of Soil Analysis" (Klute, 1986) e em Embrapa (1997). Para estudar o fenômeno de lixiviação dos compostos foram coletadas amostras de solo em diferentes profundidades em área de cana colhida mecanicamente seguida de amendoim plantado em sistemas de plantio direto e convencional. Foram abertas trincheiras com três repetições por tratamento, nas quais a cada 10 cm. foram retiradas amostras de solos até atingir 90 cm. (Fig.2). Determinaram-se os seguintes parâmetros em laboratório:

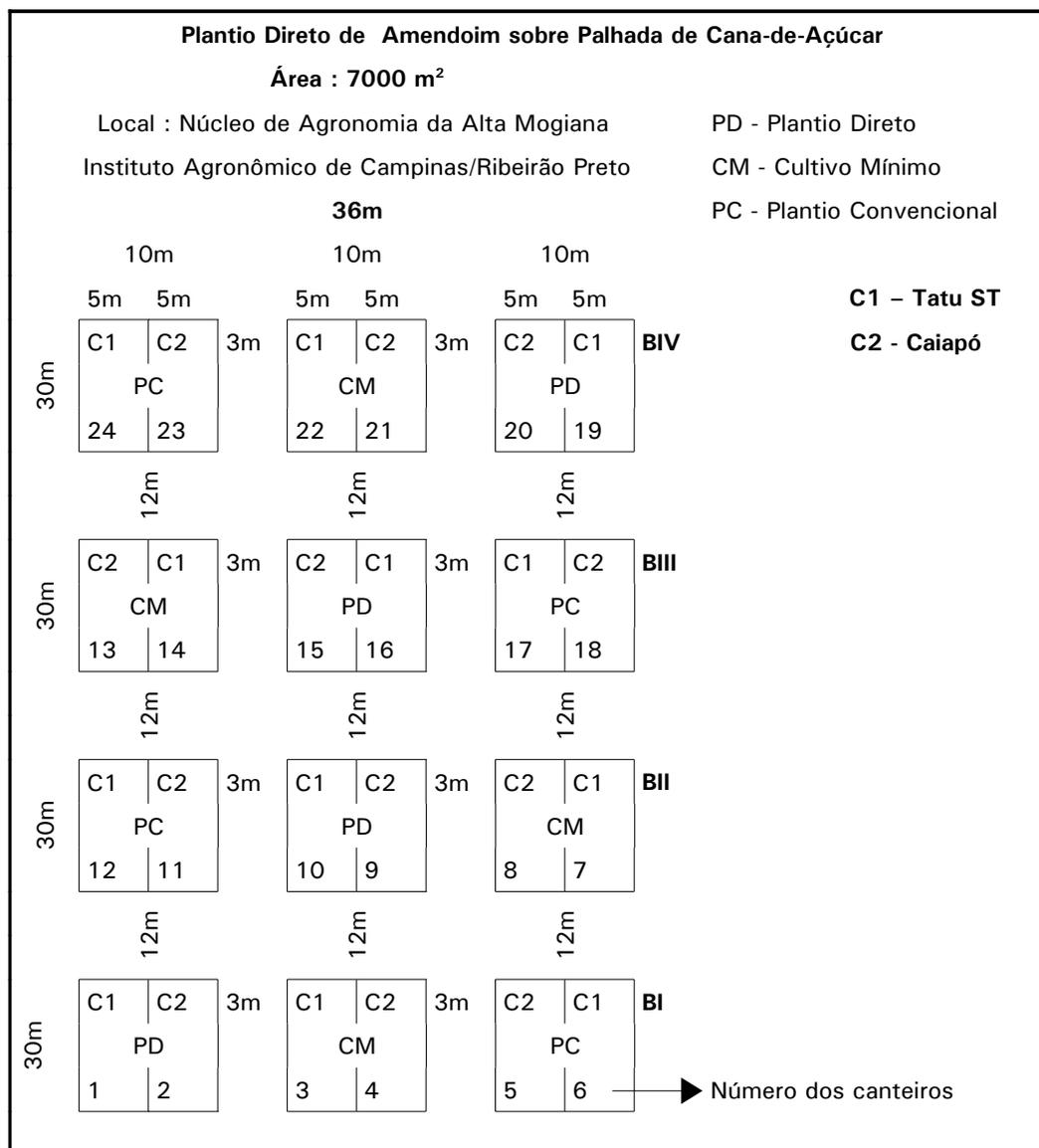


Fig.1. Croqui do experimento de campo instalado no Núcleo de Agronomia da Alta Mogiana Instituto Agronômico de Campinas/Ribeirão Preto. C = Cultivares, BI, II, III e IV = Blocos



Fig.2. Trincheira aberta, Núcleo de Agronomia da Alta Mogiana, Instituto Agronômico de Campinas/Ribeirão Preto de onde foram coletadas amostras.

a) Densidade do solo

A densidade do solo (d_s) é, por definição, a razão entre a massa dos sólidos (m_s) e o volume total (VT) da amostra indeformada. Para determiná-la, amostras indeformadas de solo foram coletadas, em triplicata, com anel de Kopeck, segundo Lemos & Santos (1996). A coleta foi feita em trincheiras com 1,2 metros de profundidade, e de 10 em 10 cm de profundidade até 90 cm.

A densidade do solo foi obtida dividindo-se a massa seca da amostra indeformada pelo volume ocupado (1). A d_s considerada foi a média dos 3 anéis de cada profundidade.

$$D_s = m_s / v_t \text{ (kg/dm}^3\text{)} \quad (1)$$

Porosidade total

A porosidade total do solo (α) representa uma medida do espaço poroso, ou seja, é um índice que quantifica a fração do volume do solo ocupada pelos poros e podendo ser determinada por meio da quantificação da percentagem de saturação da amostra em volume conforme Embrapa (1997) (Equação 2).

$$\alpha = \frac{V_p}{V} = \frac{V_{ag} + V_{ar}}{V} = \frac{V - V_s}{V} \rightarrow (m^3 . m^{-3}) \quad (2)$$

Sendo α a percentagem de poros totais, V_p o volume de poros da amostra composto pelo volume ocupado pela água (V_{ag}) mais o volume ocupado pelo ar (V_{ar}), V é o volume total da amostra e V_s o volume dos sólidos da amostra.

Com a definição de densidades dos sólidos (partículas, d_p) e do solo (d_s), é possível se obter a seguinte expressão para o cálculo da porosidade, denominada calculada (Equação 3).

$$\alpha = \left(1 - \frac{d_s}{d_p} \right) \times 100 \quad (3)$$

Macroporosidade

Foi determinada por meio do método da mesa de tensão, correspondente ao potencial de 0,006 MPa. Depois da pesagem da amostra saturada, e depois de sair da mesa de tensão, obteve-se o volume de macroporos da seguinte forma:

$$\text{Macroporosidade} = 100(m_{\text{sat}} - m_{0,006\text{MPa}})/V_T \quad (4)$$

Onde: m_{sat} é a massa da amostra saturada, $m_{0,006\text{MPa}}$ massa da amostra quando sai da mesa de tensão e V_T é o volume total do anel.

Microporosidade

A microporosidade foi obtida pela diferença entre os valores da porosidade total e os da macroporosidade, conforme a equação (5), correspondendo ao volume do solo, de poros com dimensões menores do que $\leq 0,05$ mm.

$$\text{Microporosidade} = \text{porosidade total} - \text{macroporosidade} \quad (5)$$

Ou ainda pela equação:

$$100(m_{0,006\text{MPa}} - m_s)/V_T \quad (6)$$

Sendo: $m_{0,006\text{MPa}}$ massa da amostra quando sai da mesa de tensão, m_s massa da mostra seca em estufa a 105°C, e V_T é o volume total do anel.

Resíduos de herbicidas do grupo das triazinas em poços na área de recarga do aquífero

De acordo com o método desenvolvido por Lanchote et al., 2000, foram analisadas por GC-MS (cromatografia gasosa-espectrometria de massa) água coletada a cada tres meses, dos seguintes poços da Prefeitura Municipal de Ribeirão Preto, SP, com intervalo de dois meses entre as coletas: Cândido Portinari, Palmares II, Riberânia II, CDHU, Irajá, São José, Juliana, City, Recreio Anhanguera, Recreio Internacional, Parque São Sebastião. Estes poços pertencem ao Departamento de Águas e Esgotos de Ribeirão Preto - DAERP e estão localizados dentro, ou na margem, da área de recarga do aquífero.

Simulação do comportamento dos herbicidas

Para melhor entender os resultados, foi utilizado o simulador CMLS-94 "Chemical Movement in Layered Soils" (Nofziger & Hornsby, 1994) para uma avaliação da tendência de comportamento de triazinas na área de estudo. Os dados demandados como entrada do CMLS-94 foram: a) cultura: Kc (coeficiente cultural) da cultura; data de plantio; b) das triazinas: Koc (coeficiente de partição no carbono orgânico); $t_{1/2}$ (meia vida no solo) ; profundidade e data de aplicação do produto; c) solo (para cada horizonte): profundidade do horizonte; % carbono orgânico; densidade do solo; conteúdo volumétrico de umidade (capacidade de campo, ponto de murcha permanente; saturação); d) climáticos: dados diários de temperaturas máxima e mínima, pluviosidade e demanda de evapotranspiração.

Resultados e Discussão

Os resultados obtidos para macro, micro, porosidade total e densidade para o sistema de plantio direto e plantio convencional são apresentados nas tabelas 1 e 2 respectivamente.

Embora houvesse uma tendência de maior densidade nos solos com o plantio direto (Tabela 3), não houve diferença estatística entre a macro, micro e porosidade total. Houve apenas diferença significativa na densidade, sendo maior na camada superficial nos solos com plantio direto (Tabela 3). De acordo com os valores encontrados, foram produzidas colunas de lixiviação, em laboratório, para estudar o movimento dos herbicidas no solo.

Resíduos de herbicidas do grupo das triazinas em poços na área de recarga do aquífero.

Em todas as amostras coletadas não foram detectados resíduos de triazinas, no limite de quantificação de 10 $\mu\text{g/L}$, o que corresponde ao menor ponto da curva de calibração. Este limite satisfaz os critérios mais rigorosos de avaliação ambiental (Lanchote et al., 2000). Em água superficial, em amostras coletadas em anos anteriores, houve apenas dois resultados que apontaram simazina a 20 $\mu\text{g/L}$ e atrazina a 30 $\mu\text{g/L}$, mas não confirmados pelo GC-MS (Cerdeira et al., 1998). Foram também reconstituídos os solos em colunas em laboratório e observou-se o movimento de no máximo 20cm. de profundidade, para a atrazina e simazina. Não foi encontrado nenhum herbicida abaixo dos 20cm (Tabela 4).

Tabela 1. Macro, micro, porosidade total e densidade do solo das trincheiras do Plantio direto.

Tratamento	Repetição	Profundidade (cm)	Porosidade (%)			Densidade (gcm ³)
			Macro	Micro	total	
Plantio Direto	1	0-10	11,0	46,9	57,9	1,283
		10-20	14,0	48,7	62,7	1,150
		20-30	11,3	47,2	58,5	1,255
		30-40	11,1	48,1	59,2	1,216
		40-50	12,1	50,3	62,3	1,184
		50-60	15,4	49,7	65,0	1,097
		60-70	14,0	48,1	62,1	1,042
		70-80	12,4	49,2	61,6	1,041
		80-90	12,4	49,2	61,5	1,020
	2	0-10	10,2	49,0	59,2	1,169
		10-20	13,2	49,2	62,3	1,245
		20-30	10,6	49,3	59,9	1,376
		30-40	12,8	48,0	60,7	1,202
		40-50	11,8	48,7	60,4	1,107
		50-60	11,3	49,5	60,9	1,058
		60-70	11,5	50,4	61,9	1,054
		70-80	11,4	50,8	62,1	1,052
		80-90	12,9	49,9	62,8	1,029
	3	0-10	10,8	48,2	59,0	1,279
		10-20	9,1	47,8	56,9	1,278
		20-30	9,8	48,6	58,4	1,280
		30-40	10,0	50,8	60,7	1,188
		40-50	13,0	48,4	61,4	1,202
		50-60	11,6	49,8	61,5	1,110
		60-70	11,9	48,8	60,7	1,082
		70-80	15,6	50,4	66,0	1,053
		80-90	11,0	51,8	62,8	1,042

Tabela 2. Macro, micro, porosidade total e densidade do solo das trincheiras do Plantio Convencional.

Tratamento	Repetição	Profundidade (cm)	Porosidade (%)			Densidade (g/cm)
			Macro	Micro	Total	
Plantio Convencional	1	0-10	10,6	52,9	63,5	1,138
		10-20	18,2	47,9	66,1	1,103
		20-30	15,8	45,1	60,9	1,170
		30-40	11,9	47,5	59,4	1,147
		40-50	11,0	47,7	58,6	1,165
		50-60	11,3	51,3	62,7	1,127
		60-70	12,4	49,6	62,0	1,056
		70-80	14,8	50,8	65,6	0,985
	80-90	8,9	53,2	62,1	1,063	
	2	0-10	12,8	50,2	63,0	1,100
		10-20	9,4	53,0	62,4	1,200
		20-30	10,0	52,8	62,8	1,104
		30-40	10,8	49,0	59,8	1,256
		40-50	11,6	49,9	61,5	1,117
		50-60	12,6	51,2	63,9	1,070
		60-70	11,7	51,1	62,7	1,060
		70-80	11,0	51,4	62,3	1,089
	80-90	14,5	49,2	63,7	1,049	
	3	0-10	14,1	49,8	64,0	1,140
		10-20	12,2	50,3	62,6	1,130
		20-30	9,5	47,2	56,8	1,296
		30-40	12,0	48,5	60,5	1,208
		40-50	10,8	48,1	58,9	1,163
		50-60	11,5	49,2	60,7	1,093
60-70		11,7	48,8	60,5	1,027	
70-80		14,9	51,6	66,5	1,061	
80-90	11,2	50,9	62,1	1,074		

Tabela 3. Dados médios das densidades dos solos nas várias profundidades com Plantio Direto e Convencional e respectivos desvios padrão (s_{pd} e s_{pc}).

Profundidades (cm)	Plantio Direto	Desvio padrão (s_{pd})	Plantio Convencional	Desvio padrão (s_{pc})
0-10	1,244	0,05282	1,126	0,01840
10-20	1,224	0,05426	1,144	0,04088
20-30	1,304	0,05216	1,190	0,07965
30-40	1,202	0,01143	1,204	0,04460
40-50	1,164	0,04120	1,148	0,02217
50-60	1,088	0,02210	1,097	0,02341
60-70	1,059	0,01676	1,048	0,01470

Tabela 4. Quantidade máxima ($\mu\text{g}/\text{L}$.) dos herbicidas encontrados de zero a 20 cm em solutos extraídos das colunas.

Herbicidas	Sistemas de Plantio	
	Plantio Direto	Plantio Convencional
Ametrina	ND	ND
Atrazina	85,8	72,6
Simazina	28,5	31,4

ND = Não detectado.

Simulação do comportamento dos herbicidas

Como nem todo os dados relativos às características dos solos da área de coleta foram disponibilizados para a simulação, foram utilizados os dados de densidade e os da caracterização genérica do Latossolo Vermelho Eutroférrico de Ribeirão Preto, (Tabela 5) sob Plantio Direto (três repetições) e Plantio Convencional (três repetições). Cenários base simulados: simulação para 3 anos consecutivos com aplicação dos produtos no primeiro ano (em 10/10); Informações dos herbicidas simulados: simazina : $K_{oc} = 130 \text{ mg/L}$; $t_{1/2} = 60$ dias; dosagem inicial = $3,0 \text{ kg/ha}$; ametrina: $K_{oc} = 300 \text{ mg/L}$; $t_{1/2} = 60$ dias; dosagem inicial = $3,0 \text{ kg/ha}$; atrazina: $K_{oc} = 100 \text{ mg/L}$; $t_{1/2} = 60$ dias; dosagem inicial = $3,0 \text{ kg/ha}$. Os K_{oc} e $t_{1/2}$ utilizados são dados médios de literatura internacional. Informações da cultura simulada: Plantio de cana-de-açúcar tipo soca: 10/09 do primeiro ano; Data final de

simulação: 31/12 do terceiro ano. Dados climáticos de Ribeirão Preto (Pessoa et al., 2003., Tabela 5). Os dados de densidade do solo sob plantio direto (PD1, PD2 e PD3) e plantio convencional (PC1, PC2 e PC3) foram obtidos (Tabelas 1,2 e 3)

Tabela 5. Características do solo simulado: Latossolo Vermelho Eutroférico (LVef) – antigo latossolo Roxo – de Ribeirão Preto.

Profundidades	%CO	CC(%)	PM(%)	S(%)
0-10	1,81	24,8	17,4	52,9
10-20	1,70	28,7	17,7	50,0
20-30	1,63	24,5	17,9	50,6
30-40	1,16	27,8	18,5	46,8
40-50	0,98	28,4	18,9	48,8
50-60	0,75	28,8	19,2	51,1
60-70	0,78	27,6	19,2	51,5

Onde: %CO= porcentagem de carbono orgânico; CC= capacidade de campo; PM= ponto de murcha; S= saturação;

Ao final do período simulado (três anos consecutivos após a aplicação do produto no primeiro ano) observou-se, em plantio direto, que a atrazina apresentou potencial de lixiviação até cerca de 1,9 m, enquanto a simazina até 1,5 m e a ametrina até 0,7 m (Tabela 6, Figura 3). Já no plantio convencional a atrazina alcançou até cerca de 2,0 m, enquanto a simazina até 1,6 m e a ametrina até 0,8 m. Praticamente não houve diferença entre os resultados obtidos pelas simulações realizadas para plantios direto e convencional com relação à lixiviação das triazinas

Tabela 6. Profundidades, em metros, com tendências de serem alcançadas pelas triazinas em Latossolo Vermelho eutroférico sob plantios direto e convencional de cana de açúcar, após três anos da data de aplicação dos produtos.

Herbicidas	Profundidade(m) após 3 anos simulados	
	Plantio Direto	Plantio Convencional
Ametrina	0,728	0,756
Atrazina	1,930	1,963
Simazina	1,528	1,562

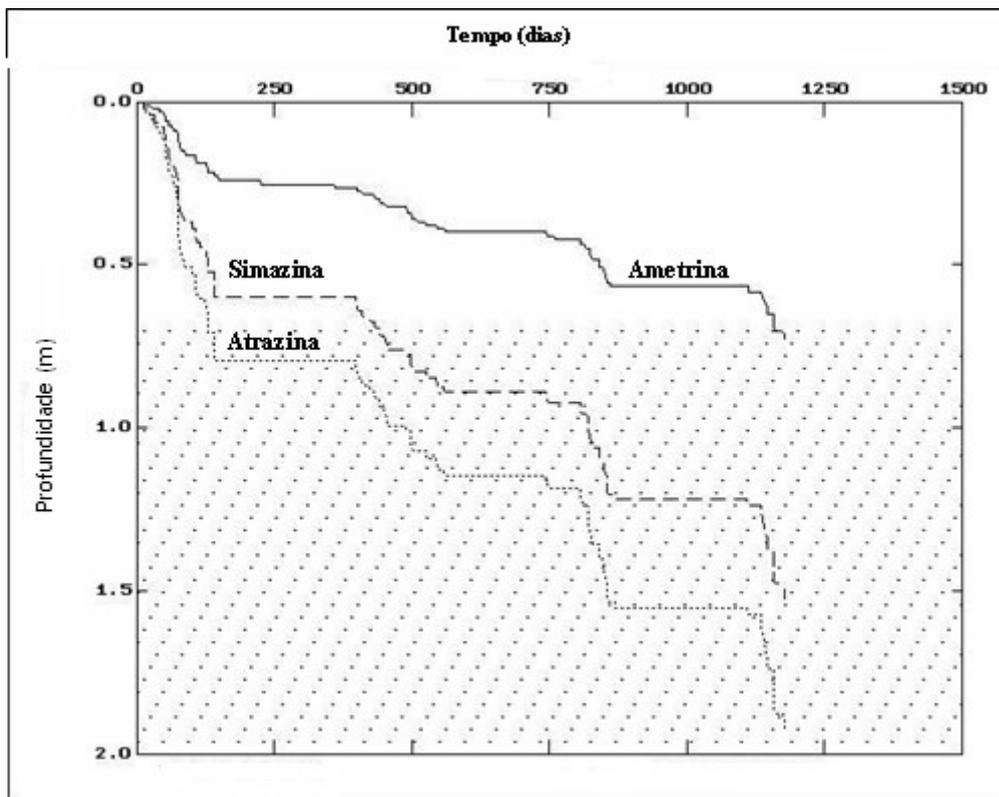


Fig.3. Gráfico dos resultados obtidos pelas simulações após três anos da data da aplicação dos produtos ametrina, atrazina e simazina para Plantio Direto.

Os resultados obtidos para as triazinas, avaliadas na mesma simulação, após um e dois anos, respectivamente nas profundidades 1 e 2 (prof1 e prof2) são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7. Profundidades, em metros, com tendências de serem alcançadas pelas triazinas em Latossolo Vermelho eutroférico sob plantios direto e convencional de cana de açúcar, após um ano e dois anos da data de aplicação dos produtos (respectivamente prof1 e prof2).

Herbicidas	Profundidade (m) simulada após 1 e 2 anos			
	Plantio Direto		Plantio Convencional	
	Prof1	Prof2	Prof1	Prof2
Ametrina	0,28	0,41	0,30	0,45
Atrazina	0,83	1,19	0,86	1,22
Simazina	0,63	0,91	0,66	0,94

Os resultados das concentrações obtidas para a mesma simulação, após um, dois e três anos, encontradas nas profundidades já ressaltadas anteriormente (em m), são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8. Concentrações, em kg/ha, (conc1, 2 e 3) com tendências de serem alcançadas pelas triazinas em Latossolo Vermelho eutroférico sob plantio direto e convencional de cana de açúcar, após um ano, dois e três anos da data de aplicação dos produtos.

Herbicidas	Concentrações simuladas após 1, 2 e 3 anos. (em kg/ha)					
	Plantio Direto			Plantio Convencional		
	Conc1	Conc2	Conc3	Conc1	Conc2	Conc3
Ametrina	$2,9 \times 10^{-2}$	$5,3 \times 10^{-4}$	$3,6 \times 10^{-6}$	$2,9 \times 10^{-2}$	$5,1 \times 10^{-4}$	$3,6 \times 10^{-6}$
Atrazina	$2,9 \times 10^{-2}$	$5,1 \times 10^{-4}$	$3,6 \times 10^{-6}$	$2,9 \times 10^{-2}$	$5,1 \times 10^{-4}$	$3,6 \times 10^{-6}$
Simazina	$2,9 \times 10^{-2}$	$5,4 \times 10^{-4}$	$3,7 \times 10^{-6}$	$2,9 \times 10^{-2}$	$5,4 \times 10^{-4}$	$3,7 \times 10^{-6}$

Considerando que as dosagens iniciais dos produtos foram as mesmas (3,0kg/ha), os valores muito próximos para as concentrações registradas para os períodos após, 1, 2 e 3 anos simulados são explicados pelo fato das triazinas avaliadas possuírem o mesmo valor de $t_{1/2}$ em solo (60 dias). Assim, percebe-se que a partir do segundo ano já não se observam valores significativos dos produtos aplicados presentes no solo estudado (Latossolo Vermelho Eutroférico) mostrando que os produtos permanecem na superfície do solo não apresentando potencial para lixiviação para o cenário considerado neste trabalho.

Conclusões

Dados reais obtidos em colunas de lixiviação mostraram que os herbicidas atrazina, simazina e ametrina se movimentaram bem menos que o esperado pela simulação e pela literatura (Flury, 1996). Ametrina, que o simulador indica com menor tendência de movimentação praticamente não foi encontrada nem na camada superficial nos dois sistemas de produção (Tabela 4). Esses herbicidas, ficaram mais na camada de zero a 10 cm no plantio direto, enquanto que no convencional permaneceram entre 10 e 20cm, sugerindo uma lixiviação maior no plantio convencional do que no plantio direto. Os valores de simulação indicaram que os produtos não alcançam profundidades próximas a um metro, em quantidades ainda significativas para avaliação. Não foram encontrados resíduos de nenhum herbicida do grupo das triazinas em água subterrânea em poços artesianos situados na área de recarga do aquífero Guarani na região de Ribeirão Preto. A simulação de sistemas indica que as triazinas avaliadas nos cenários estudados não oferecem tendências de lixiviação para águas subterrâneas, não ultrapassando 1 m de profundidade.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo apoio financeiro. Projeto Número 2002/05067-1.

Referências Bibliográficas

BAILEY, G.W.; WADELL, T.E. Best management practices for agriculture and silviculture: An integrated overview. In: LOEHR, R.C.; HAITH, D.A.; WALTER, M.F.; MARTON, C.S. (Ed.). **Best management practices for agriculture and silviculture**. Ann Arbor: Ann Arbor Science Publishers, 1979. p.33-56.

BAKER, J.L.; JOHNSON, H.P. The effect of tillage system on pesticides in runoff from small watersheds. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, v.22, p.554-559, 1979.

BOUWER, H. Agricultural chemicals and groundwater quality. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.42, p.184-189, 1990.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria 1469**, 29 de dezembro de 2000. Brasília, 2000.

CERDEIRA, A. L.; LANCHOTE, V. L.; QUEIROZ, R. C.; GOMES, M. A. F.; UETA, J. Resíduos de herbicidas em amostras de solo e água de área de cana-de-açúcar no Brasil. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON SUSTAINABLE AGRICULTURE IN TROPICAL AND SUBTROPICAL HIGHLANDS WITH ESPECIAL REFERENCE TO LATIN AMERICA, 1998, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1998. CD-ROM.

CERDEIRA, A.L.; GOMES, M.A.; PESSOA, M. C. P. Y.; QUEIROZ, R.C.; BONATO, P. S.; LANCHOTE, V. L. Tebuthiuron in soil and groundwater in sugarcane area in Brazil. **Bolletino dei Chimici Igienisti**, v.51, p.51-57, 2000.

CHRISTENSEN, B.J.; MONTGOMERY, M.; FAWCETT, R.S.; TIERNEY, D. **Best management practices to reduce runoff of pesticides into surface water**: a review and analysis of supporting research. West Lafayette: Conservation Technology Information Center, 1993. 42p.

CROSSON, P. **Conservation tillage and conventional tillage**: A comparative assessment. Ankeny: Soil Conservation Society of America, 1981. 35p.

EDWARDS, W.M.; TRIPLETT, G.B.; KRAMER, R.M. A watershed study of glyphosate transport in runoff. **Journal of Environmental Quality**, v.9, p.661-665, 1980.

EMBRAPA - CNPS. **Manual de análise de solos**. 2.ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA- CNPS, 1997. 212p.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Health advisory summary - Atrazine**. Washington: Office of Drinking Water, 1988. p.8-13.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **National primary drinking water standards**. Washington: Office of Drinking Water, 1994. p.8-26.

EXTOXNET. Extension Toxicology Network InfoBase. **Atrazine and alachlor pesticide information profiles**. Disponível em: <<http://ace.orst.edu/info/extoxnet/>>. Oregon State University, 1998.

FLURY, M.J.; LEUENBERG, B.; STUDER, S.; FLUHLER, H. Transport of anions and herbicides in a loamy and a sandy soil. **Water Resources Research**, v.31, p. 823-835, 1995.

FLURY, M.J. Experimental evidence of transport of pesticides through field soils-a review. **Journal of Environmental Quality**, v.25, p.25-45, 1996.

GLENN, S.; ANGLE, J.S. Atrazine and simazine in runoff from conventional and no-till watersheds. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.18, p.273-280, 1987.

HALL, J.K.; MURRAY, M.R.; HARTWIG, N.L. Herbicide leaching and distribution in tilled and untilled soil. **Journal of Environmental Quality**, v.18, p.439-445, 1989.

HORNSBY, A.G. **Pollution and public health problems related to irrigation**. Irrigation of agricultural crops. Madison: ASA/CSSA/ASSA, 1990. p.1173-1186. (ASA/CSSA/ASSA Monograph, 30).

KEENEY, D.; BREMNER, J.M. Comparison and evaluation of laboratory methods of obtaining an index of soil nitrogen availability. **Agronomy Journal**, v.58, p.498-503, 1996.

KENIMER, A.L.; MOSTAGHIMI, S.; YOUNG, R.W.; DILLAHA, T.A.; SHANHOLTZ, V. Effects of residue cover on pesticide losses from conventional and no-tillage systems. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, v.30, p.953-959, 1987.

KLUTE, A. (Ed.) **Methods of soil analysis** - part 1: Physical and mineralogical methods. 2.ed. Madison: ASA/SSSA, 1986. 1188p. (Agronomy Series, 9).

LANCHOTE, V.L.; BONATO, P. S.; CERDEIRA, A.L.; SANTOS, N.A.G.; CARVALHO, D.; GOMES, M.A.F. HPLC screening and GC-MS confirmation of triazine herbicides residues in drinking water from sugar cane area in Brazil. **Water, Air and Soil Pollution**, v.118, p.329-337, 2000.

LEMOS, R.C.; SANTOS, R.D. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 3.ed. Campinas: SBCS; Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS, 1996. 84p.

LOGAN, T.J. Agricultural best management practices and groundwater protection. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.45, p.201-206, 1990.

LOGAN, T.J.; LAL, R.; DICK, W.A. Tillage systems and soil properties in North America. **Soil and Tillage Research**, v.20, p.241-270, 1991.

MISSOURI DEPARTMENT OF NATURAL RESOURCES. **Atrazine, Fact Sheet--PUB2011**. Disponível em: <<http://www.dnr.state.mo.us/deq/tap/pubs.htm>>. Acesso em: 2002.

NOFZIGER, D.L.; HORNSBY, A.G. **CMLS-94: Chemical Movement in Layered Soils**. Oklahoma: University of Florida Department of Agronomy, 1994. 76p.

PESSOA, M.C.P.Y.; GOMES, M.A.F.; NEVES, M. C.; CERDEIRA, A.L.; SOUZA, M.D. Identificação de áreas de exposição ao risco de contaminação de águas subterrâneas pelos herbicidas Atrazina, Diuron e Tebutiuron **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v.13, p.111-122, 2003.

QUEIROZ, R.H.C.; LANCHOTE, V.L.; BONATO, P.S.; TOZZATO, E.; CARVALHO, D.; GOMES, M.A.F.; CERDEIRA, A.L. Determination of ametryn herbicide by bioassay and gas chromatography-mas spectrometry in analysis of residues in drinking water. **Bolletino Chimico Farmaceutico**, v.138, n.5, p.251-254, 1999.

SKIPPER, H.D.; GILMOUR, C.M.; FURTICK, W.T. Microbial versus chemical degradation of atrazine in soils. **Soil Science Society of America Proceedings**, v.31, p.653-656, 1967.

SMITH, S.; JOHNSON, R.; PEPPERMAN, A. B. Formulation and tillage effects on atrazine and alachlor in shallow groundwater in upland corn production. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v.67, p.113-121, 2001.

SPALDING, R.F.; EXNER, M.E. Occurrence of nitrate in groundwater: a review. **Journal of Environmental Quality**, v.22, p.392-402, 1993.

TRIPLETT, G.B.; CONNER, B.J.; EDWARDS, W.M. Transport of atrazine and simazine in runoff from conventional and no-tillage corn. **Journal of Environmental Quality**, v.7, p.77-83, 1978.

WAUCHOPE, R.D. The pesticide content of surface water draining from agricultural fields - a review. **Journal of Environmental Quality**, v.7, p.459-472, 1978.

WAUCHOPE, R.D. Effects of conservation tillage on pesticide loss with water. In: LOGAN, T.J.; DAVIDSON, J.M.; BAKER, J.L.; OVERCASH, M.R. (Ed.). **Effects of conservation tillage on groundwater quality**. Chelsea: Lewis Publishers, 1987. p.205-215.

WILLIAMS, W.M.; HOLDEN, P.W.; PARSONS, D.W.; LORBER, M.N. **Pesticides in groundwater database**: 1988 Interim Report. Washington: US Environmental Protection Agency, 1988. 30p.



Meio Ambiente

Ministério da Agricultura,
Pecuária e Abastecimento

