

REVISTA BRASILEIRA DE  
**AGROCIÊNCIA**

Revista Técnico-Científica



VOLUME 11 - NÚMERO 2

abr-jun. 2005

PELOTAS - RS

EDITORA UNIVERSITÁRIA

R. bras. Agrociência

Pelotas - RS

v.11

n.2

p.123-262

abr-jun. 2005



# MONITORAMENTO DE AGROTÓXICOS E QUALIDADE DAS ÁGUAS EM ÁREA DE AGRICULTURA IRRIGADA

## PESTICIDE AND WATER QUALITY MONITORING IN IRRIGATED FARMING AREA

FILIZOLA, Heloisa F.<sup>1</sup>; FERRACINI, Vera L.<sup>2</sup>; ABAKERLI, Rosângela B.<sup>3</sup>; GOMES, Marco Antônio F.<sup>4</sup>

- NOTA TÉCNICA -

### RESUMO

Avaliou-se a qualidade dos recursos hídricos em uma área de agricultura irrigada na região de Guaira – SP em relação à contaminação por agrotóxicos. Durante dois anos foram coletadas amostras de água subterrânea e superficial, nas quais foi investigada a presença de compostos orgânicos; estes foram selecionados utilizando-se os critérios de “screening” da Environmental Protection Agency – EPA, o índice de GUS – “Groundwater Ubiquity Score” e o método de GOSS. O solo da propriedade selecionada para o estudo - Latossolo Vermelho Distroférrico - é representativo da região, e foi caracterizado por meio de parâmetros físicos, químicos (principalmente carbono orgânico) e hidrodinâmicos relacionados à lixiviação de agroquímicos. Nenhum dos compostos orgânicos selecionados foi detectado nas amostras de água subterrânea. Entretanto, detectou-se captam, 4,4'-dicloro-benzofenona, sulfato de endossulfam e  $\lambda$ -cialotrina na água superficial. Neste estudo os critérios da EPA, o índice de GUS e o método de GOSS não foram eficientes na análise de risco de contaminação das águas por pesticidas.

*Palavras-chave:* resíduos de agrotóxicos, lixiviação, potencial de contaminação.

As áreas agrícolas, embora sejam consideradas como fontes difusas de contaminação ambiental por agrotóxicos, podem representar riscos para o meio ambiente, mais especificamente quanto à contaminação das águas superficiais e subterrâneas.

Na avaliação do impacto causado por agrotóxicos aos recursos hídricos, as variáveis ambientais, como clima e principalmente aquelas relativas aos tipos de solo e declividade da área (SOMASUNDARAM & COATS, 1991) associadas às propriedades dos agentes químicos, bem como às informações sobre o sistema de produção precisam ser analisadas de maneira integrada para se determinar o comportamento dos agrotóxicos na área em estudo (EDWARDS, 1993). A quantidade de matéria orgânica, a textura e a estrutura, que resultam na porosidade de um solo, são fatores de extrema importância. A matéria orgânica, por exemplo, adsorve grande parte dos compostos orgânicos não polares, impedindo que estes alcancem o lençol freático via lixiviação, enquanto que os parâmetros textura e porosidade são determinantes para a capacidade do solo em reter ou não a solução do solo (KHAN, 1980), podendo portanto influenciar o comportamento dos compostos polares presentes nessa solução.

A disponibilidade de solutos na solução do solo, é decorrência de um equilíbrio dinâmico entre a sorção e dessorção que por sua vez são governadas pelo tipo e quantidade de minerais de argila, pH, temperatura, saturação da argila (Fe, Ca ou H), capacidade de troca de cátions (CTC) e a superfície específica. Assim, a maioria dos processos de adsorção ocorre na superfície das argilas e nas substâncias húmicas, as quais têm grande superfície específica por unidade de área. Como consequência a adsorção pode reduzir a velocidade de transporte e as moléculas adsorvidas podem não atingir o lençol freático. Além disso a distribuição e o tamanho dos poros, a estabilidade dos agregados e a composição mineralógica influenciam na retenção da água contra a perda gravitacional (KHAN, 1980).

Outro fator que é influenciado pelas características do solo é a degradação do ingrediente ativo e a extensão da biodegradação, uma vez que esta última só ocorre se o mesmo estiver biodisponível. Assim, a meia vida no solo (DT<sub>50</sub>) é uma grandeza que pode variar de acordo com os parâmetros ambientais (GOSS, 1992).

Várias são as formas de elaborar uma análise de tendência de contaminação, muitas demandam informações detalhadas, como aquelas obtidas por simulações da dinâmica de agrotóxicos no perfil vertical dos solos. Outro modo de se analisar tendências de contaminações é por meio de algumas características dos compostos. Incluem-se aí as análises de tendências de contaminações de águas subterrâneas, obtidas pelos critérios de *screening* da Environmental Protection Agency – EPA (COHEN et al., 1995) e pelo índice de GUS- *Groundwater Ubiquity Score* (GUSTAFSON, 1989).

As análises de tendências de contaminações das águas superficiais também podem ser previstas pelas características dos princípios ativos, utilizando os critérios propostos por GOSS (1992). Esses critérios classificam o risco de contaminação em alto, médio e baixo em função do transporte de agrotóxicos adsorvidos em sedimentos e dissolvidos em água. Para os compostos químicos, os parâmetros utilizados são a meia vida (DT<sub>50</sub>), no solo, o coeficiente de adsorção à matéria orgânica (Koc) e a solubilidade em água. Quanto aos solos os parâmetros utilizados são o teor da matéria orgânica, o potencial de erosão e as propriedades hidráulicas (GOSS, 1992).

Partindo da hipótese que simuladores da dinâmica de agrotóxicos no solo seriam bons previsores de contaminação

<sup>1</sup> Geógrafa, Dra. em Ciências da Terra, Embrapa Meio Ambiente, Rod. SP 340 km 127,5 CP 69 CEP 13820-000 Jaguariúna SP. filizola@cnpmembrapa.br

<sup>2</sup> Química, Dra. em Química Orgânica, Embrapa Meio Ambiente

<sup>3</sup> Químico, Dr. em Química Orgânica, Embrapa Meio Ambiente

<sup>4</sup> Geólogo, Dr. em Solos e Nutrição de Plantas, Embrapa Meio Ambiente

(Recebido para Publicação em 30/08/2004, Aprovado em 23/03/2005)

da água superficial e subterrânea, a mesma foi testada no município de Guaíra, SP, que é a maior área de agricultura irrigada do estado. Assim o objetivo deste trabalho foi de averiguar a hipótese acima, por meio do monitoramento dos níveis de agrotóxicos nas águas superficial e subterrânea.

O município de Guaíra está localizado na região Norte do estado de São Paulo, entre os paralelos 20° 07' 22" e 20° 27' 30" de latitude S e 48° 38' 46" e 48° 08' 45" de longitude W, ocupando uma área de 1.241 Km<sup>2</sup> (Figura 1).

A seleção dos locais, para amostragem de água subterrânea, levou em consideração a continuidade do uso de agrotóxicos por vários anos, portanto com alto grau de probabilidade de contaminação do lençol freático, a representatividade geomorfopedológica e da agricultura para a região e a anuência dos proprietários.

As culturas praticadas na propriedade selecionada assim como o sistema de rodízio das mesmas são: feijão, milho safrinha, tomate, soja e milho, em dois anos, sob sistema de plantio convencional irrigado.

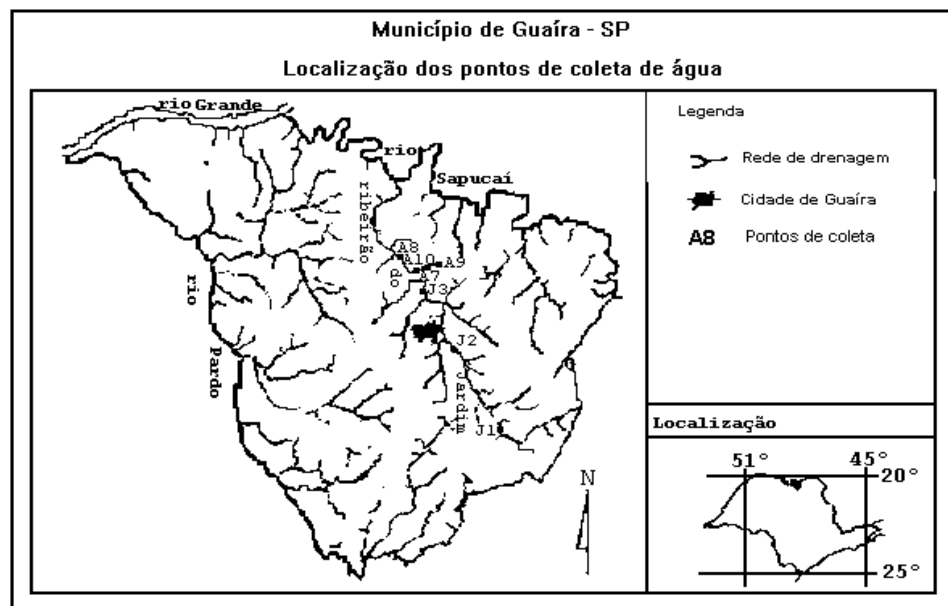


Figura 1 – Localização da área de pesquisa e dos pontos de monitoramento da água.

Para o monitoramento das águas de superfície foi selecionado o Ribeirão do Jardim, uma das fontes de abastecimento de água da cidade e um de seus afluentes, o córrego da Macaúba. Os pontos escolhidos foram selecionados por sua posição hierárquica na rede de drenagem. No Ribeirão do Jardim, a coleta foi realizada em três pontos: J1, ponto de captação de água para abastecimento urbano; J3, localizado à jusante da cidade de Guaíra e A7, localizado à jusante da confluência do Ribeirão do Jardim com o córrego da Macaúba. Nesse tributário de primeira ordem, que atravessa a propriedade, foram selecionados três pontos de coleta, A8, A9 e A10. As amostras foram coletadas de 21 em 21 dias, durante 2 anos, com o auxílio de um amostrador do tipo Van Dorn.

A amostragem das águas do lençol subsuperficial, por meio de três piezômetros instalados na margem esquerda do córrego da Macaúba, foi feita com a mesma periodicidade das águas superficiais. As águas dos poços artesianos e semi-artesianos, provenientes do Aquífero Guarani, localizados na cidade de Guaíra, foram coletadas e analisadas uma vez a cada ano.

A cobertura pedológica foi estudada de maneira contínua, por meio de grandes trincheiras, ou por reconstituição por aproximação geométrica (BOULET, 1988). Como o solo e o uso do mesmo eram similares na microbacia, o estudo da dinâmica de água no solo e a coleta de água do lençol subsuperficial foram executados em uma das vertentes localizada na margem esquerda do córrego da Macaúba. O relevo da área é plano a suave ondulado com declividade menor que 5%.

As medidas de campo da velocidade de infiltração da água no solo foram realizadas por meio de um infiltrômetro de cilindros duplos. Amostras de solo foram coletadas no horizonte A ou Ap, no horizonte compactado e no B1 para as caracterizações físico-químicas necessárias (textura, densidade, porosidade: umidade, curvas de retenção da solução do solo, capacidade de campo, condutividade hidráulica, macronutrientes, pH, CTC e matéria orgânica). As análises foram feitas de acordo com os métodos propostos pela EMBRAPA (1997).

Na base da vertente, foram instalados três piezômetros, que além de fornecer dados sobre a flutuação do lençol subsuperficial, serviam também como pontos de coleta de água para as análises de resíduos dos agrotóxicos.

Os solos da área selecionada foram classificados como Latossolos Vermelhos distroféricos nos topos e vertentes, que gradam para os Latossolos Amarelos distroféricos na porção final destas últimas. Nas várzeas são encontrados os Gleissolos Háplicos.

Os agrotóxicos mais utilizados na região foram identificados a partir da aplicação de um questionário aos produtores. A seleção dos compostos orgânicos monitorados foi obtida a partir da avaliação de risco de contaminação, como exposto a seguir.

Os critérios de "screening" da EPA (COHEN et al., 1995) e o índice de GUS (Groundwater Ubiquity Score) proposto por GUSTAFSON (1989) foram utilizados para avaliar o risco de contaminação de águas subterrâneas. A tendência de contaminação de águas subterrâneas por agrotóxicos, conforme os critérios da EPA, é avaliada segundo as

características do composto nos seguintes aspectos: a) Solubilidade em água > 30 mg mL<sup>-1</sup>; b) Coeficiente de adsorção à matéria orgânica: K<sub>oc</sub> < 300-500 mL g<sup>-1</sup>; c) Constante de Henry: K<sub>H</sub> < 10<sup>-2</sup> Pa m<sup>3</sup> mol<sup>-1</sup>; d) Meia vida no solo (DT<sub>50</sub> no solo): > 14-21 dias; e) Meia vida na água (DT<sub>50</sub> na água) > 175 dias.

Nesse critério também devem ser consideradas as condições de campo, que favorecem a percolação no solo, conforme atendam às seguintes características:

a) Pluviosidade anual > 250 mm; b) Presença de solo poroso; c) Presença de aquífero não confinado;

A análise do índice de GUS é realizada através da equação matemática descrita a seguir:

$$GUS = \log DT_{50} (4 - \log K_{oc})$$

que tem como parâmetros os valores de meia vida do composto no solo (DT<sub>50</sub>) e o coeficiente de adsorção à matéria orgânica do solo (K<sub>oc</sub>). Uma vez determinado o índice de GUS para cada pesticida utilizado, os mesmos são classificados em função dos seguintes critérios:

a) GUS < 1,8 (Não sofre lixiviação); b) 1,8 < GUS < 2,8 (Faixa de Transição); c) GUS > 2,8 (Provável Lixiviação).

Tabela 1 - Critérios utilizados para a avaliação do potencial de contaminação de água superficiais (GOSS, 1992, modificada).

DT <sub>50</sub> no solo (dias)	K <sub>oc</sub> (mL g <sup>-1</sup> )	Solubilidade em água (µg ml <sup>-1</sup> )
• Alto potencial de transporte associado ao sedimento		
≥ 40	≥ 1000	-----
≥ 40	≤ 500	≤ 0,5
• Baixo potencial de transporte associado ao sedimento		
≤ 1	-----	-----
≤ 2	≤ 500	-----
≤ 4 dias	≤ 900	≥ 0,5
≤ 40 dias	≤ 500	≥ 0,5
≤ 40 dias	≤ 900	≥ 2
• Alto potencial de transporte dissolvido em água		
> 35	< 100.000	≥ 1
-----	≤ 700	10 ≤ Solubilidade ≤ 100
• Baixo potencial de transporte dissolvido em água - Critérios		
≤ 1	≥ 1.000	-----
< 35	-----	< 0,5
-----	≥ 100.000	-----

Para avaliar o risco de contaminação de águas superficiais foi utilizado o método de GOSS (1992) que classifica o potencial de contaminação em alto, médio e baixo em função do transporte do composto associado a sedimentos e dissolvido em água como segue na Tabela 1. Ainda segundo esse autor, em solos orgânicos raramente ocorre perda de agrotóxico por *runoff* e lixiviação e, agrotóxicos com K<sub>oc</sub> acima de 300 mL g<sup>-1</sup> são fortemente adsorvidos pela matéria orgânica.

Os compostos não enquadrados em nenhum dos critérios anteriores, são considerados como tendo potencial médio de contaminarem águas superficiais.

A Tabela 2 apresenta as características, significativas para esse trabalho, dos agrotóxicos monitorados, como meia vida no solo (DT<sub>50</sub>), solubilidade em água, constante de Henry (K<sub>H</sub>) e coeficiente de adsorção (K<sub>oc</sub>) obtidos da literatura.

Nas amostras de água foram monitorados os agrotóxicos de persistência média como trifluralina, endossulfam e seus metabólitos, λ-cialotrina, 4,4' diclorobenzofenona (metabólito do

dicofol), clorotalonil e clorpirifós e os agrotóxicos de persistência curta como captam, parationa-metilica e metamidofós.

Os produtos clorpirifós, parationa metilica e metamidofós foram analisados por cromatografia gasosa com detector de fotometria de chama (CG/FPD) enquanto que a trifluralina, o endossulfam, o metabólito de dicofol, o clorotalonil e o captam foram analisadas por cromatografia gasosa com detector de captura eletrônica (CG/ECD). As amostras de água foram extraídas em fase sólida, utilizando-se cartuchos de octadecilsilano (C18). As amostras foram analisadas em duas ou três colunas de diferentes polaridades para confirmação.

As porcentagens de recuperação dos agrotóxicos analisados foram de: trifluralina 68,7±10,6; clorotalonil 96,6 ± 13,6; parationa-metilica 87,4± 13,7; clorpirifós 76,3 ± 6,3; captam 70,3 ± 5,7; α endossulfam 80,0 ± 3,9; β endossulfam 80,2 ± 7,2; endossulfam sulfato 82,6± 5,1; λ-cialotrina 47,1 ± 18,6 e 4,4 dicloro-benzofenona 87,2 ± 20,3. Os valores de recuperação obtidos nas amostras analisadas, exceto para λ-cialotrina, se enquadraram no limite de 80-110% recomendado pelo *Pesticide Analytical Manual* (FDA, 1994) e no intervalo de 70-120%, citado por PARKER (1991). O valor de 47,1 % para λ-cialotrina pode ter sido devido às perdas durante o processo de extração.

O trabalho na escala desta microbacia e o conhecimento tridimensional da cobertura pedológica, permitiu uma primeira avaliação da dinâmica da água no solo. Esse estudo auxiliou no estabelecimento de estratégias corretas de monitoramento que incluíram a escolha dos locais mais adequados à investigação.

Ambos os solos são estatisticamente semelhantes em todos os parâmetros analisados. Tanto o Latossolo Vermelho distroférrico (mata e pontos 1 e 2) como o Latossolo Amarelo distroférrico (ponto 3) são argilosos a muito argilosos (60 % de argila). Apresentam altas taxas de infiltração e de condutividade hidráulica e dada sua estrutura microagregada, são solos extremamente porosos, com grande capacidade de armazenamento de água (Tabela 3).

A água, em situações naturais (mata), percola sem impedimentos; no caso das áreas de lavouras, devido ao manejo convencional do solo, sempre é encontrado um horizonte superior compactado, na profundidade de 30-40cm, o que provoca um retardamento temporário do fluxo de água no solo (Tabela 3). Apesar da camada compactada, ser uma degradação do solo, esta tem um papel importante na redução da infiltração e portanto na lixiviação dos pesticidas pois há uma redução de quase 50% dos macroporos no horizonte compactado. Estes resultados estão conforme os de KERTZMAN (1989), que mostra que os microporos (< 0,1µ de raio) não são afetados pelo uso de maquinário, enquanto que os macroporos entre 1µ e 10 mm, apresentam redução de tamanho e do volume ocupado. CHAUVEL et al. (1991) mostraram que esta degradação da estrutura é particularmente acentuada nos solos com mais de 50% de argila. Esta redução da macroporosidade reflete diretamente na dinâmica da água no solo, como mostram os dados referentes à condutividade hidráulica e às taxas de infiltração (Tabela 3).

Na área avaliada, tanto as características físicas como microporosidade, quantidade de argila, capacidade de retenção de água, em especial, e o teor de Carbono Orgânico (Tabela 3) influenciariam de modo positivo a retenção dos agrotóxicos no solo. Assim, mesmo os compostos que têm meia vida no solo (DT<sub>50</sub>) longa, como a trifluralina, o endossulfam e o dicofol, degradam-se antes de atingir o lençol freático.

Tabela 2 - Características dos agrotóxicos monitorados na região de Guaíra – SP.

Compostos	Solubilidade em água (g L <sup>-1</sup> )	Koc (mL g <sup>-1</sup> )	DT <sub>50</sub> solo (dias)	K <sub>H</sub> (Pa.m <sup>3</sup> .mol <sup>-1</sup> )
captam	3,30	200	1 - 10	1,06x10 <sup>-5</sup>
clorotalonil	0,60	1.380	30 - 90	0,06 x 10 <sup>3</sup>
clorpirifós	2,00	6.070	60 - 120	1,90 x 10 <sup>-6</sup>
dicofol	0,80	5000E	16 - 60	5,3x10 <sup>-5</sup>
endossulfam	0,32	12400	50	2,90 x 10 <sup>-2</sup>
λ- cialotrina	0,005	180.000	4-48	1,9 x 10 <sup>-6</sup>
metamidofós	90	-	6*	1,40 x 10 <sup>-5</sup>
parationa-metílica	55 - 60,00	5.100	5	8,70 x 10 <sup>-3</sup>
trifluralina	<1	8000	45 - 240	4,02

E: valor estimado. Os valores de solubilidade em água, Koc e DT<sub>50</sub> foram retirados de EXTTOXNET-PIP (2003), WORTHING & HANCE (1991) e WAUCHOPE et al. (1992). A maioria dos valores da constante de Henry (K<sub>H</sub>) foram calculados pela fórmula: K<sub>H</sub> (Pa m<sup>3</sup> mol<sup>-1</sup>) = Pressão de vapor (Pa) x Peso molecular do composto (g mol<sup>-1</sup>) / Solubilidade (g m<sup>-3</sup>), por não terem sido encontrados na literatura. \* média dos valores para diferentes tipos de solos

Tabela 3 – Resultado das medidas da taxa de infiltração (I), da condutividade hidráulica avaliada em laboratório (K), da macro e microporosidade, da densidade (ρ), da capacidade de campo, do teor de Carbono Orgânico (C.O.) e da quantidade de argila.

Identificação	I (mm h <sup>-1</sup> )*	K (mm h <sup>-1</sup> )*	macropor. %*	micropor. %*	ρ* g cm <sup>-3</sup>	Capacidade de campo %	C.O. g dm <sup>-3</sup>	Argila dag kg <sup>-1</sup>
<b>mata</b>								
Horiz. A	223	519,4	40,30	33,61	0,94	25,50		51,85
Horiz. BI	123	532,1	38,08	39,88	0,98	26,83		63,25
<b>ponto 1</b>								
Horiz. A	102		25,50	35,47	1,11	23,54	18,8	56,75
Horiz. comp	14	28,3	16,55	38,62	1,38	23,72	14,7	53,55
Horiz. BI	103	240,6	29,72	36,82	1,09	26,06	11,7	57,45
<b>ponto2</b>								
Horiz. A	113		29,29	33,32	1,09	21,97	18,8	58,25
Horiz. comp	32	45,5	18,01	38,08	1,35	24,15	14,1	61,70
Horiz. BI	133	266,1	31,59	36,82	1,07	24,62	12,3	64,30
<b>ponto 3</b>								
Horiz. A	184		23,65	36,35	1,14	23,63	18,8	59,85
Horiz. comp	12	33,4	18,93	37,66	1,42	22,04	14,7	62,95
Horiz. BI	150	264,4	30,75	37,26	1,09	24,28	8,8	67,45

\*Média de cinco avaliações por ponto.

A análise dos critérios da EPA mostra que o coeficiente de adsorção, a meia vida no solo, a solubilidade em água e constante de Henry (K<sub>H</sub>) são as propriedades físico-químicas dos agrotóxicos mais relevantes no resultado final para a classificação dos mesmos em relação a contaminação das águas subterrâneas.

Considerando estes critérios, verificou-se que os compostos captam, clorotalonil, dicofol, λ-cialotrina, metamidofós, parationa-metílica e trifluralina apresentam propriedades potenciais de contaminação de águas subterrâneas na região (Tabela 4).

Comparando-se os resultados da análise do potencial de contaminação de águas subterrâneas, baseadas nos critérios da EPA, com o índice de GUS, o número de compostos com potencial contaminação das águas subterrâneas é reduzido para um: o metamidofós (Tabela 5). No entanto, as análises da água do lençol subsuperficial, coletada nos piezômetros, e da água do aquífero Guarani, coletada em poços artesianos, não mostraram, durante os dois anos de monitoramento, resíduos desse composto.

O clorpirifós e o endossulfam foram considerados como não contaminantes de águas subterrâneas, no cruzamento dos critérios da EPA e do índice de GUS. Com relação aos demais, os resultados não são conclusivos, pois a avaliação segundo a EPA e GUS são conflitantes, portanto estes índices devem ser considerados apenas indicativos.

Segundo COHEN et al. (1995), os compostos classificados na faixa de transição e de lixiviação provável, de acordo com o índice de GUS, requerem investigação adicional usando métodos mais detalhados. Ainda segundo esses autores, os princípios ativos classificados como improváveis de sofrerem lixiviação podem, seguramente, ser considerados como não contaminantes de águas subterrâneas.

Apesar dos critérios da EPA e do índice de GUS indicarem alguns agrotóxicos como potenciais contaminantes, o fato da água subterrânea não estar contaminada por agrotóxicos, deve-se provavelmente à conjugação de vários fatores como: a) solos muito espessos; b) solos argilosos a muito argilosos, d) solos com grande capacidade de armazenamento de água, que não são levados em conta neste tipo de avaliação de risco de contaminação.

Tabela 4 - Avaliação de risco de contaminação de águas subterrâneas conforme critérios da EPA e GUS.

Ingrediente ativo	Solubilidade em água	Koc	DT <sub>50</sub> solo	K <sub>H</sub>	Crítérios EPA	GUS
captam	N	S	N	S	PC	0,68 (NC)
clorotalonil	N	N	S	S	PC	1,27 (NC)
clorpirifós	N	N	S	N	NC	0,32 (NC)
dicofol	N	N	S	S	PC	0,49 (NC)
endossulfam	N	N	S	N	NC	0,16 (NC)
λ-cialotrina	N	N	S	S	PC	1,85 (T)
metamidofós	S	S	N	S	PC	2,57 (T)
parationa-metílica	S	N	N	S	PC	0,20 (NC)
trifluralina	N	N	S	S	PC	0,43 (NC)

N : não atende ao critério; S : composto atende ao critério com potencial perigoso; NC : não contaminante; PC : contaminante em potencial; T: transição;

De acordo com os critérios de GOSS (1992), usados para avaliar se um agrotóxico apresenta potencial de transporte, e consequentemente atingir águas superficiais, os compostos são classificados em dois grupos: aqueles que podem ser transportados dissolvidos em água e aqueles que são transportados associados ao sedimento em suspensão.

De acordo com estes critérios, dentre os agrotóxicos selecionados, o clorpirifós, o endossulfam, o dicofol e a trifluralina têm alto potencial de contaminação das águas superficiais, sejam associados ao sedimento em suspensão, sejam dissolvidos na água. Na propriedade monitorada, o terraceamento para contenção foi bem dimensionado, não existindo possibilidade de transporte dos produtos aplicados por escoamento superficial para os corpos de água. Com efeito, durante todo o período de monitoramento só foram observados resíduos de agrotóxicos entre março e maio do segundo ano, no córrego da Macaúba (pontos A8, A9 e A10). Os principais resíduos detectados foram dos metabólitos do dicofol e do endossulfam, captam, e lambda-cialotrina (Tabela 6). Resíduos destes compostos não foram encontradas no ponto A7, à jusante da confluência do córrego com o ribeirão, provavelmente por que houve a diluição dos compostos, já que a vazão média do ribeirão do Jardim é de 130m<sup>3</sup> dia<sup>-1</sup>, dez vezes maior que o do córrego da Macaúba (12m<sup>3</sup> dia<sup>-1</sup>).

Tabela 5 - Avaliação de risco de contaminação de águas subterrâneas comparando os critérios da EPA e o índice de GUS.

Ingrediente ativo	GUS	EPA	Categoria que atende a ambos
captam	NC	PC	Inconclusivo
clorotalonil	NC	PC	Inconclusivo
clorpirifós	NC	NC	NC
dicofol	NC	PC	Inconclusivo
endossulfam	NC	NC	NC
λ-cialotrina	NC	PC	Inconclusivo
metamidofós	T	PC	PC
parationa-metílica	NC	PC	Inconclusivo
trifluralina	NC	PC	Inconclusivo

PC: contaminante em potencial; NC : não contaminante; T: faixa de transição.

Pelo fato de ter sido um evento restrito, no espaço e no tempo, e ter abrangido tanto agrotóxicos com alto como com baixo potencial de contaminação, levantou-se a hipótese de contaminação da água por lavagem de embalagens de agrotóxicos ou tanques de aplicação, confirmada depois pelo administrador da fazenda monitorada.

Tabela 6 - Concentração dos resíduos dos agrotóxicos encontrados nas amostras de água superficial.

Ponto de coleta	Captam µg L <sup>-1</sup>	4,4'-dicloro-benzofenona* µg/L	Endossulfam (µg L <sup>-1</sup> )			λ- (µg L <sup>-1</sup> ) cialotrina
			Alfa	Beta	So4	
A9	nd	nd	nd	nd	nd	nd
A10	0,78	nd	<0,2	0,2	<0,2	nd
A8	1,29	0,47	<0,2	<0,2	0,65	nd
A9	<0,2	nd	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
A10	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	0,2
A8	<0,2	0,63	<0,2	<0,2	0,76	5,66
A9	0,31	0,22	<0,2	<0,2	<0,2	nd
A10	0,7	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	nd
A8	nd	nd	nd	nd	nd	nd

nd = não detectado. Limite de detecção do método: 0,02 µg L<sup>-1</sup>.

Limite de quantificação: 0,2µg L<sup>-1</sup>. \* Metabólito do dicofol

Apesar do uso de agrotóxicos na área monitorada, as análises da água subsuperficial e subterrânea mostraram que estas não estão contaminadas pelos produtos monitorados.

O uso de índices ou de critérios como os utilizados neste trabalho deve ser utilizado somente como indicação dos agrotóxicos a serem monitorados em água, não devendo ser decisivos em uma análise de risco, pois, dos pesticidas monitorados, aqueles indicados pelos índices de GUS e da EPA como contaminantes em potencial da água subterrânea não foram detectados.

Assim, a ocorrência ocasional de resíduos de agrotóxicos no córrego da Macaúba foi consequência da lavagem de tanques de aplicação e de embalagens desses produtos e não em decorrência do uso contínuo dos mesmos

#### ABSTRACT

*The quality of hydric resources in an area of irrigated farming in the region of Guaira county (SP) was evaluated in relation to pesticide contamination. During two years, groundwater and surface water samples have been collected and analyzed for organic compounds, all of which were selected according to the screening criteria of the U.S. Environmental Protection Agency (EPA), the GUS index, "Groundwater Ubiquity Score", and the Goss method. The soil of the farm selected for the study - "Latossolo Vermelho Distroférrico" (Ferralsol) - is representative of the region, and was characterized by physical, hydrodynamic, and chemical parameters (mainly organic carbon content) related to pesticide leaching. None of the selected pesticides were detected in the groundwater. But, it was detected captan, 4,4'-dicloro-benzofenona, endosulfan sulfate, and  $\lambda$ -cyhalothrin in the surface water. In this study, the EPA criteria, the GUS index and the GOSS method were not effective in the risk analysis for water contamination with pesticides.*

*Key words: agrochemicals residues, leaching, potential of contamination.*

#### REFERÊNCIAS

- BOULET, R. Análise estrutural da cobertura pedológica e a experimentação agrônômica. In: I CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 21, 1987, Campinas. **A responsabilidade social da ciência do solo...** Campinas: Sociedade brasileira de ciência do solo, 1988. p.431-446.
- CHAUVEL A.; GRIMALDI M. ; TESSIER D. Changes in soil pore-space distribution following deforestation and revegetation: An example from the Central Amazon Basin, Brazil. **Forest Ecology and Management**, n. 38, p. 259-271, 1991.
- COHEN, S., Z.; WAUCHOPE R., D.; KLEIN, A, W. E. et al. Offsite transport of pesticides in water - mathematical models of pesticide leaching and runoff. **Pure and Applied Chemical**. v.67, p.2109-2148, 1995.
- EDWARDS, C.A. The impact of pesticides on the environment. In: PIMENTEL, D.; LEHMAN, H. (eds.). **The pesticide question: environment, economics and ethics**. New York: Chapman & Hall, 1993. p. 13-46.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA) **Manual de métodos de análise de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA – Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. 212p.,
- FDA. Food and Drug Administration. **Pesticide analytical manual: multiresidue methods**. 3. ed. Washington, 1994. v.1, p. 103-302b.
- GOSS, D.W. Screening Procedure for Soils and Pesticides for Potential Water Quality Impacts. **Weed Technology**, v.6, p.701-708, 1992.
- GUSTAFSON, D., I. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. **Environmental Toxicology Chemical**, v. 8, p. 339-357, 1989.
- KHAN, S.U. **Pesticides in the soil environment**. Amsterdam: Elsevier Scientific Publishing Company, 1980. 240p.
- KERTZMAN, F.F. **Modification de la structure et des proprietes physique des couches superficielles d'un "Latossolo Roxo" (Guaira, São Paulo, Brasil) soumis a une irrigation par aspersion**. Rennes: Universite Pierre et Marie Curie – LSS, 1989. 51p.
- PARKER, G.A. Validation of methods used in the Florida department of agricultura and consumer services chemical residue laboratory. **Journal of Association of Official Analytical Chemists**, Arlington, v. 74, n. 5, p. 868-871, Sept./Oct. 1991.
- SOMASUNDARAM, L.; COATS, J.R. Pesticide transformation products in the environment. In: SOMASUNDARAM, L.; COATS, J.R. Eds. **Transformation Products. Fate and Significance in the Environment**. Washington, DC: American Chemical Society, 1991. p.2-9.
- The EXTension TOXicology NETwork (EXTOXNET) Pesticide Information Profile. Disponível em: <<http://ace.orst.edu/info/extoxnet/pips/ghindex.html>> acesso em: 12/2003
- WAUCHOPE, R.D., BUTTLER, T.M., HORNSBY, A.G. et al. The SCS/ARS/CES Pesticide Properties Database for Environmental Decision-Making. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 123, p. 1-164, 1992.
- WORTHING, C. R., HANCE, R. J. Ed: **The Pesticide Manual**. 9.ed. New York: The British Crop Protection Council, 1991. 1140 p.