

# ESTIMATIVA DA CARGA CONTAMINANTE DE PESTICIDAS E NITRATO PARA AS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NO ESTADO DE SÃO PAULO

GERALDO STACHETTI RODRIGUES \*  
LOURIVAL COSTA PARAÍBA \*  
CLÁUDIO CÉSAR BUSCHINELLI \*

Apresenta método simplificado para estimar a carga contaminante de águas subterrâneas do Estado de São Paulo, por pesticidas e nitrato, empregando dados secundários. As variáveis foram sistematizadas em base anual por cultura e município, integrando área cultivada, produtividade, insumos associados, tipo de solo, pluviosidade e características de mobilidade dos produtos. Os dados referentes a 563 municípios, 37 culturas, 128 princípios ativos e nitrato foram trabalhados em programa especialmente formulado para classificação dos municípios, em uma escala de carga contaminante potencialmente aplicada, permitindo a definição de regiões prioritárias para monitoramento, principais produtos a serem determinados e culturas associadas. Os resultados podem ainda ser úteis para a indicação de produtos com menores riscos para emprego em áreas vulneráveis.

## 1 INTRODUÇÃO

Diante da crescente demanda hídrica para abastecimento urbano e industrial, aliada ao forte direcionamento para ampliação das áreas irrigadas na agricultura, o Estado de São Paulo vem sentindo necessidade cada vez maior de explorar seus mananciais subterrâneos. Isto decorre não somente da relativa escassez atual de mananciais superficiais de boa qualidade nas áreas de maior consumo, como também pela tendência de aumento nos custos e dificuldades para obtenção e tratamento deste recurso (10).

\* Pesquisadores do Centro Nacional de Pesquisa de Monitoramento e Avaliação de Impacto Ambiental, CNPMA/EMBRAPA, Jaguariúna, SP.

Por outro lado, alguns estudos registram o comprometimento dos lençóis subterrâneos em várias regiões do Estado. Em escala pontual há exemplos, como o de Porto Feliz, com contaminação de aproximadamente 10 ha em área adjacente ao derramamento de solventes orgânicos (21); problemas em áreas de cemitérios em São Paulo e Santos (28), além de contaminação em áreas de depósitos de lixo em Novo Horizonte (9) e Taubaté (18). Já em escala regional de bacia hidrográfica foram estudados lixões e pesticidas na Bacia do Rio Pardo (43) e contaminação por poluentes orgânicos cancerígenos originários de aterro industrial em São Vicente (3). Todos estes estudos representam resultados de monitoramentos em áreas sabidamente sujeitas a efeitos de fontes pontuais de poluição para as águas subterrâneas.

Crescente preocupação está sendo direcionada para a contaminação de extensas áreas por fontes difusas, melhor representadas pelo uso de fertilizantes e pesticidas na agricultura (8, 31, 35, 38, 39). A partir do início da década de 70, a agricultura brasileira, e em particular a paulista, sofreu drásticas mudanças tecnológicas, com queda acentuada na participação de mão-de-obra, substituída por máquinas e especialmente insumos químicos. Naquele período, o consumo de pesticidas ultrapassou 78.000 toneladas anuais de princípio ativo aplicado, ou aproximadamente 2,5 kg/ha colhido (23), quadro que tem sido mantido com pequenas oscilações, dependendo do mercado e da economia agrícola (14).

A dependência da agricultura de insumos químicos tem contribuído para o comprometimento da qualidade das águas superficiais do Estado e mesmo havendo estudos disponíveis, em escala compatível com a dimensão do problema, estes são direcionados aos pesticidas organoclorados (6).

Nos EUA já em 1977 foi aprovado o "Clean Water Act", incluindo emenda que estabelecia o "Rural Clean Water Program", que embora controvertido (22), espelha a importância do problema. Embora se reconheça já há algumas décadas o impacto ambiental da agricultura nas águas superficiais, devido aos evidentes e prontamente correlacionáveis eventos de erosão e assoreamento/contaminação, a problemática de conservação das águas subterrâneas é muito mais recente, e no Brasil incipiente. Tal fato pode ser explicado em parte porque geralmente a contaminação das águas subterrâneas é um evento extremamente dispendioso para análise, tornando os programas de monitoramento praticamente inviáveis.

É muito difícil a obtenção de dados consistentes para áreas extensas, já que muitos fatores relacionam-se com a dinâmica dos pesticidas e nitratos no solo. A profundidade da zona saturada, as características físico-químicas e biológicas do solo, a declividade do terreno e o regime hídrico, o uso agrícola e as formas de manejo, além

das características próprias de degradabilidade, volatilidade adsorbabilidade de cada produto, fazem com que o próprio planejamento experimental de um estudo de tal natureza torne-se complexo problema de pesquisa (2, 13). Por força destas dificuldades, diferentes estratégias têm sido adotadas quando se busca avaliar a contaminação de águas subterrâneas. Os extensos e dispendiosos programas de monitoramento realizados nos EUA têm apresentado resultados alarmantes, com mais de 70 pesticidas detectados em águas subterrâneas de 38 Estados, sendo que em mais de dezessete destes, acima de limites aceitáveis (35, 39).

Outra forma de acompanhamento para o problema relaciona-se com estudos de mobilidade e fluxo de produtos selecionados, em solos bem caracterizados e em condições precisamente conhecidas e controladas (20, 36, 37, 44), além do desenvolvimento de modelos matemáticos. Em última análise, estes modelos resultam da interrelação entre as duas estratégias citadas, e do conhecimento teórico sobre as variáveis condicionantes dos processos de movimento e destino dos solutos no ambiente (46, 47). A principal questão é o entendimento dos sistemas físicos e biológicos, e de suas interrelações, como forma de se prever os processos de distribuição e transporte dos contaminantes. Para executar tal tarefa é necessário o desenvolvimento de três etapas. A primeira diz respeito a teoria dos fenômenos de transporte de solutos, segunda refere-se a modelagem do transporte, e a terceira envolve o estudo dos parâmetros dos modelos. Para cada etapa há muitas possibilidades de abordagem e problemas associados (26), assim como de melhoria no entendimento dos processos.

Ocorre que as formas de abordagem geralmente restringem a abrangência dos resultados, devido à necessidade de se ajustarem às variáveis em faixas aceitáveis aos limites dos modelos, ao estabelecimento de premissas por vezes incompatíveis com escala espaço-temporais mais elásticas, ou ainda exigência de fornecimento de informações mais detalhadas do que as disponíveis para muitas situações (33). Em síntese, de uma grande quantidade de modelos matemáticos disponíveis (7), poucos têm sido os desenvolvidos no Brasil (34).

O objetivo deste trabalho é apresentar um método desenvolvido especificamente com a finalidade de produzir zoneamento das principais áreas agrícolas de risco de contaminação de águas subterrâneas para o Estado de São Paulo e os princípios ativos que apresentam maior potencial de associação com estes riscos, de acordo com o atual quadro agropecuário no Estado.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

Uma forma lógica para a definição do risco de contaminação de águas subterrâneas consiste na consideração de dois fatores concorrentes:

a) a carga contaminante aplicada, caracterizada segundo o tipo de contaminante, intensidade, duração de descarga e forma de disposição;

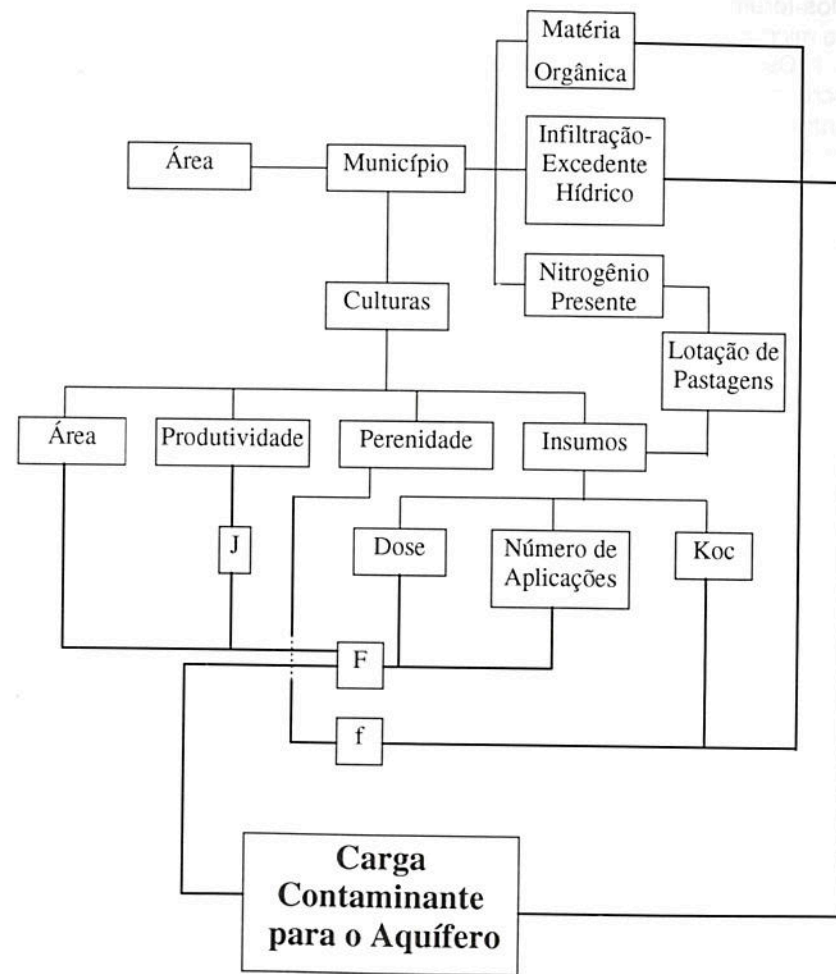
b) a vulnerabilidade do aquífero, resultante das características naturais dos estratos que o separam da superfície (15).

No presente estudo, este segundo fator será considerado, mais precisamente, como a capacidade de atenuação dos solos, visando obter informações sobre a liberação de contaminantes por lixiviação a partir de áreas agrícolas, na forma de carga contaminante para o aquífero. Com base nesta premissa foi desenvolvido um sistema de interrelação de variáveis que, além de serem condicionantes de um dos fatores descritos acima, estivessem disponíveis na literatura, ou pudessem ser estimados ou determinados por métodos exequíveis (Figura 1). A unidade espacial básica para a integração das variáveis foi o município, definido segundo sua área (ha), taxa de lotação de pastagens (cabeças/ha), principais culturas (todas com pelo menos 50 ha) (41), além de informações sobre a média do teor de carbono orgânico presente nos solos (importante fator na adsorção de pesticidas), média do teor de nitrogênio total presente nos solos (componente para estimativa de carga natural lixiviada como nitrato) (17) e taxa de infiltração de água no solo, na forma de excedente hídrico (40).

Para cada cultura, sempre em escala de município, computou-se a área cultivada (ha), a produtividade (kg/ha), posteriormente transformada em uma constante de nível tecnológico (J) para ponderação da proporção de insumos recomendados possivelmente utilizada; a perenidade das culturas (importante para caracterização das práticas agrícolas adotadas em cada cultura), os insumos recomendados (1, 12, 29, 42); e uma taxa de incorporação de nitrogênio resultante da pecuária, constando de média de excreção de nitrogênio, por cabeça (5).

Finalmente, para cada pesticida considerado (128 princípios ativos) definiu-se a dose, o número médio de aplicações e a constante de partição dos diferentes princípios ativos entre a matéria orgânica do solo e a água (Koc) (25), considerado um dos fatores mais explicativos da adsorção e, conseqüentemente, de distribuição de moléculas orgânicas em solos (2, 27).

FIGURA 1 - ESQUEMA METODOLÓGICO PARA ESTIMATIVA DA CARGA CONTAMINANTE DE PESTICIDAS E NITRATO PARA O AQUIFERO



J = Produtividade ponderada.  
F = Carga contaminante aplicada.  
f = Capacidade de atenuação do solo.

Estas variáveis condicionantes foram então sistematizadas em equações dimensionadas para expressar as concentrações de pesticidas em partes por bilhão (ppb) e nitrato em partes por milhão (ppm) para cada município e produto considerado. Estas equações (Anexo 1) foram ajustadas com base em dados experimentais disponíveis na literatura. Os dados foram introduzidos em programa codificado na linguagem Pascal, para microcomputadores IBM-PC, conforme Figura 1.

Os resultados foram trabalhados por procedimentos de estatística descritiva univariada (SAS), definindo-se classes de risco conforme a distribuição de freqüência dos valores obtidos. Este procedimento permitiu a elaboração de análises específicas conforme a classe de produtos. Desenvolveu-se tratamentos para a carga contaminante total, a carga contaminante de herbicidas, principalmente relacionada à cultura canaveira, a carga contaminante associada a fruticultura, especialmente citricultura (devido à sua importância no cenário paulista) e a carga contaminante de nitrato.

### 3 RESULTADOS

Estimou-se os valores de concentração (ppb) de cada pesticida indicado, nas águas que atravessam a zona não saturada dos solos de cada município. De acordo com a construção definida para as equações propostas para estas estimativas, os valores finais obtidos encontram-se na mesma ordem de grandeza daqueles encontrados na literatura, para situações semelhantes. Para os pesticidas com informações disponíveis, é possível comparar os resultados estimados no presente trabalho (Tabela 1) com aqueles apresentados em revisões recentes.

**TABELA 1 - VALORES ESTIMADOS DE CONCENTRAÇÃO DE PESTICIDA (PPB) ATRAVÉS DO MÉTODO PROPOSTO, EM COMPARAÇÃO COM CONCENTRAÇÕES REGISTRADAS EM ÁGUAS SUBTERRÂNEAS POR MÉTODOS ANALÍTICOS**

Produto	Estimativa pelo método presente (ppb)		Resultados obtidos por análise de águas subterrâneas (ppb)			
	Máximo	Mínimo	Máximo <sup>1</sup>	Mínimo	Máximo <sup>2</sup>	Mínimo
Atrazina	0,99	0,12	88,0	0,50	40,0	0,50
Alaclor	0,99	0,11	16,6	0,02	113,0	0,9
Metolaclor	1,00	0,11	----	0,50	32,3	0,40
Simazina	1,32	0,17	3,50	0,01	----	0,50
2,4-D	5,33	0,61	----	----	4,00	----

<sup>1</sup> RITTER, 1990 (35).

<sup>2</sup> SABATINI E CANTER, 1990 (39).

Em relação aos principais produtos observados com apresentando altos níveis de risco, também ocorreu sobreposição com resultados encontrados nas mesmas revisões. Os principais produtos apontados pelo presente método, em ordem decrescente de importância e segundo a classe de uso, assim como o número de Estados em que foram detectados nos EUA (35, 39) são os seguintes: (herbicidas) Dalapon, 0; Atrazina, 20; Simazina, 7; Alaclor, 19; 2,4-D, 2; Metolaclor, 10; (inseticidas) Metamidofós, 1; Triclorfon, 0; Malation, 1; Monocrotofos, 1; Carbaril, 1; Carbofuran, 3; Aldicarb, 7; (fungicidas/acaricidas) Fose, 0. Assim, dentre os 14 produtos mais importantes listados através do presente método, 11 correspondem aos mais importantes observados em programas de monitoramento realizados em outros países.

A definição dos municípios segundo a classe de risco de contaminação foi realizada em função da distribuição dos valores de "Carga Contaminante para o Aquífero". Para cada tratamento realizado (total, herbicidas, citricultura/fruticultura e nitrato) foram definidas conforme a distribuição univariada dos valores em gráfico de normalidade, os limites que permitiram reunir os municípios em um mesmo grupo de valores, ou seja, os pontos de inflexão nas curvas de distribuição. Definidos estes pontos relacionou-se os municípios em ordem crescente de risco, para cada uma das classes (baixo, médio e alto risco). Os resultados destas análises podem ser observados nas Figuras 2, 3, 4 e 5.

Para cada um dos tratamentos há concordância com a distribuição das culturas associadas ao risco específico, e mais precisamente, com as regiões onde cada uma destas culturas é manejada mais intensivamente. Por exemplo, para a distribuição espacial do risco de contaminação quando se considera o conjunto dos pesticidas (Figura 2) nota-se a importância que assumem os inseticidas, associados tanto às culturas anuais, em especial algodão, e feijão/soja (regiões da Sorocabana, Piraçununga e Oeste do Estado), quanto às áreas fornecedoras de hortifrutigranjeiros aos grandes centros metropolitanos. Além destes produtos, representados principalmente por organofosforados sistêmicos e alguns carbamatos, aparecem as áreas de distribuição de herbicidas que ocorrem em níveis semelhantes de risco.

Quanto aos herbicidas (Figura 3) nota-se forte aderência com a distribuição da cultura canaveira no Estado, além de áreas de expansão da citricultura. Os grupos químicos dos herbicidas compõem a classe de produtos com maior número de representantes no quadro geral de risco de contaminação, apresentando ainda os valores mais altos. O principal produto é um derivado do ácido cloropropiônico, denominado Dalapon, hoje não muito utilizado. No mesmo nível de risco aparecem as triazinas, especialmente atrazina e simazina, além dos clorofenoxiacéticos (2,4-D) das acetanilidas (Alaclor, Metolaclor), e tiadiazinas (Bentazon), mais associadas às culturas anuais, entre outros.

FIGURA 2 – DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DOS NÍVEIS DE RISCO DE CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS POR PESTICIDAS NO ESTADO DE SÃO PAULO E GRÁFICO DE DISTRIBUIÇÃO DOS VALORES PARA DEFINIÇÃO DE CLASSES DE RISCO

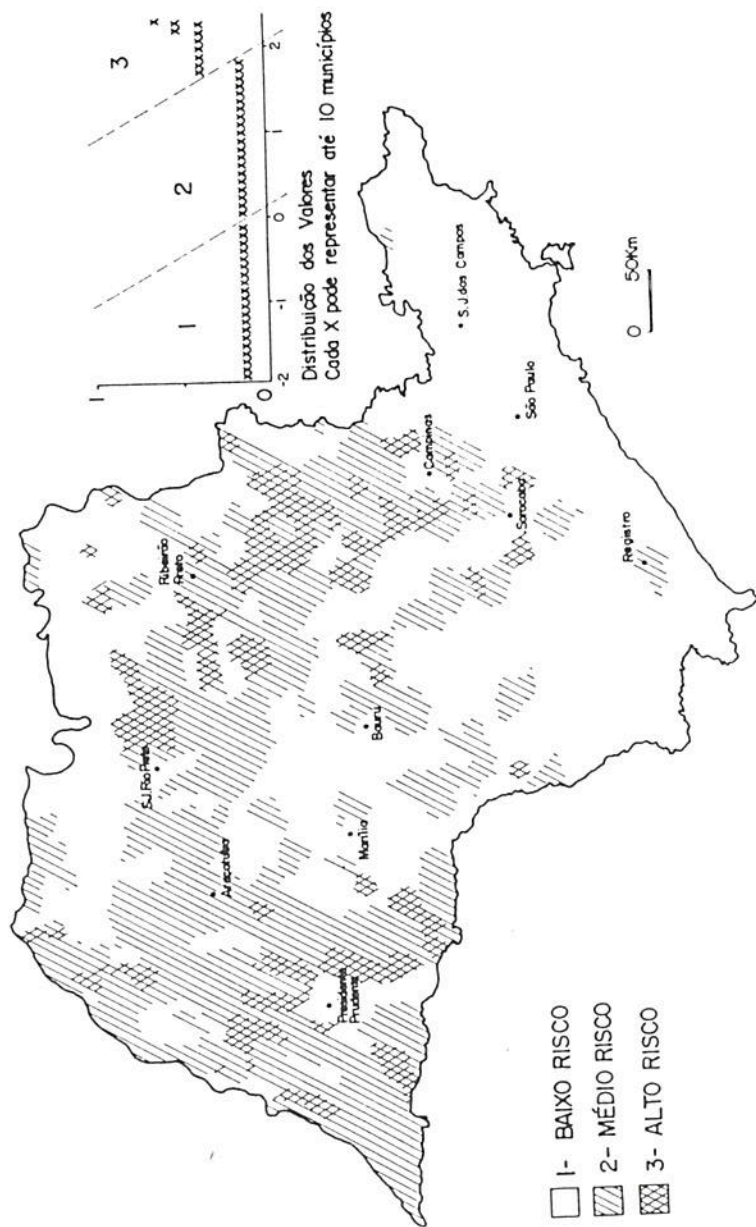
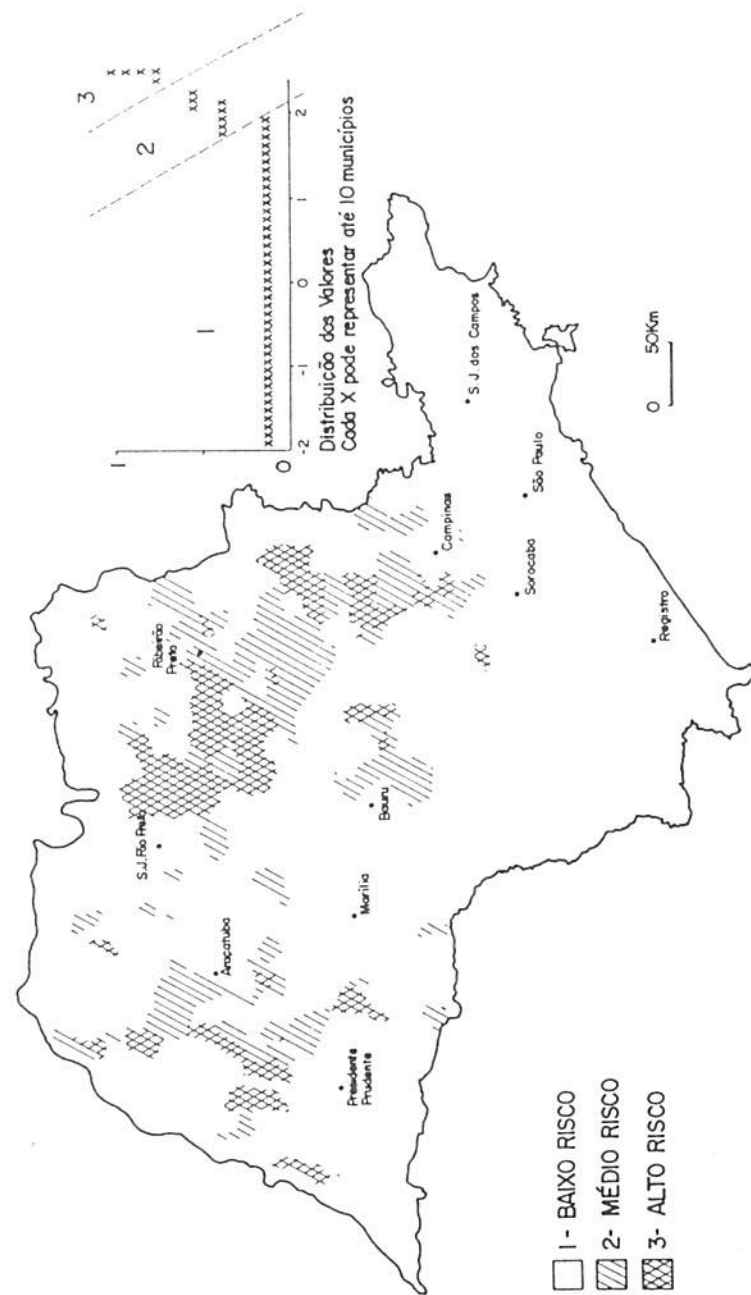


FIGURA 3 – DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DOS NÍVEIS DE RISCO DE CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS POR HERBICIDAS NO ESTADO DE SÃO PAULO E GRÁFICO DE DISTRIBUIÇÃO DOS VALORES PARA DEFINIÇÃO DE CLASSES DE RISCO



Devido à importância que a citricultura vem assumindo no Estado selecionou-se um produto que ocorre especialmente nesta cultura, e que representa um nível ao menos intermediário de risco de contaminação de águas subterrâneas, de forma a compor quadro específico preditivo para as áreas de expansão da cultura (Figura 4). Tal produto, do grupo monoetilfosfato (Fosetil), embora com ocorrência em níveis de risco menores que as classes anteriores de produtos, aparece de forma marcante em determinadas áreas. Assim, indicou risco até então não previsto, representando abordagem específica para a citricultura, passível de desenvolvimento segundo o método proposto.

Outro produto especificamente estudado foi o inseticida Aldicarb, do grupo dos carbamatos sistêmicos, que tem sido frequentemente detectado nos monitoramentos já realizados. Embora recomendado para diversas culturas, este produto foi considerado somente nas áreas cafeicultoras e bananicultoras do Estado, restrição que pode ser justificada pela atual realidade do emprego do produto. Dessa forma, ocorreu área de risco de contaminação para este produto no Vale do Ribeira, além de outros municípios com expressão para cafeicultura/bataticultura, como Cesário Lange, Divinolândia e Casa Branca, entre outros.

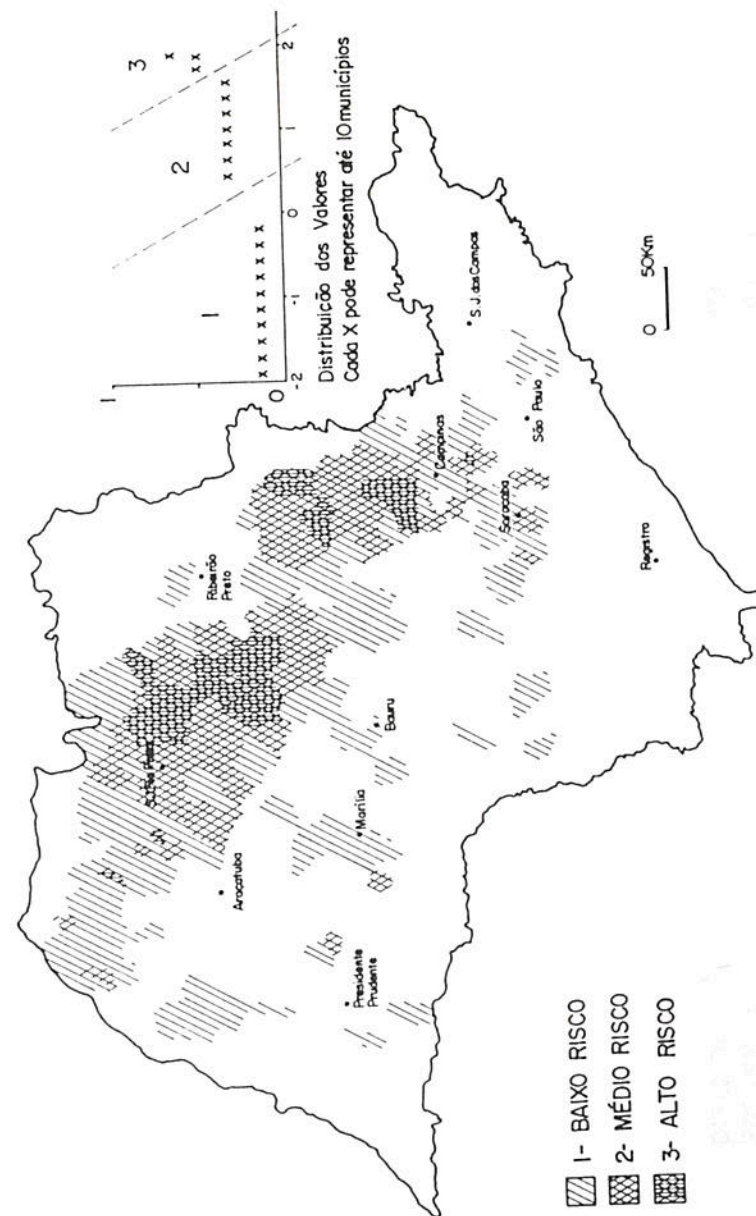
Finalmente, no tratamento específico para nitrato (Figura 5), as principais áreas de risco de contaminação para águas subterrâneas ocorrem mais em locais de agricultura intensiva, especialmente cana-de-açúcar e citrus, que em áreas de pecuária.

#### 4 DISCUSSÃO

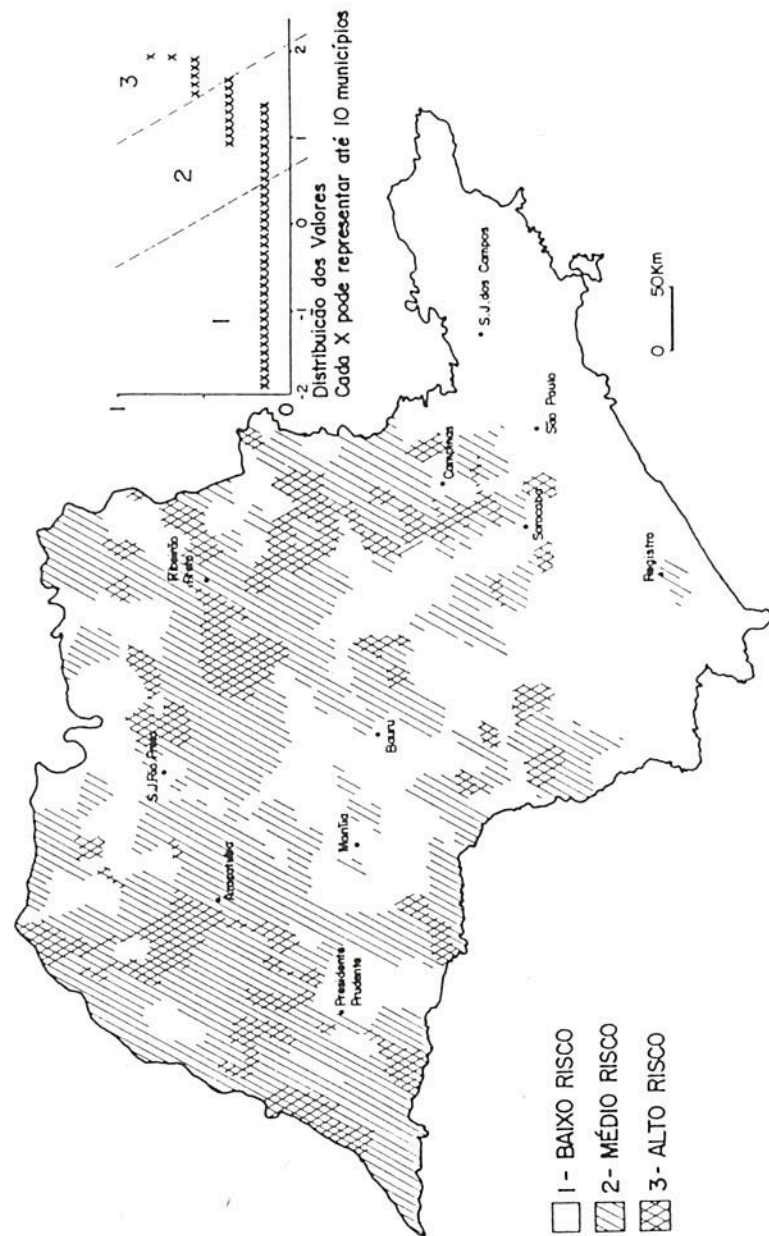
Muito embora os resultados obtidos com o presente método tenham apresentado proximidade em relação às médias de concentração de contaminantes registrados em trabalhos analíticos, os valores numéricos em si carecem de representatividade, enquanto previsões de níveis de contaminação. Estes resultados devem ser considerados como índices de risco, prestando-se para a definição das áreas e produtos prioritários para o desenvolvimento de pesquisas analíticas, assim como indicativos para normalização de medidas de controle ambiental.

A seleção das variáveis componentes do método seguiu os critérios de importância e disponibilidade de dados. Assim, no tocante à estimativa do "Fator de Atenuação" dos solos, considerou-se a concentração média de matéria orgânica dos solos como fator preponderante, associando-se à constante de partição (Koc), como explicativos do movimento de solutos nos solos (27, 45). Quanto aos fatores climáticos, o excedente hídrico, ou volume de água que atravessa o perfil do solo foi considerado como fator atenuante, devido ao efeito de diluição, concorrente à lixiviação (4). Embora a degradação dos produtos

FIGURA 4 – DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DOS NÍVEIS DE RISCO DE CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS PARA CITRICULTURA E FRUTICULTURA NO ESTADO DE SÃO PAULO E GRÁFICO DE DISTRIBUIÇÃO DOS VALORES PARA DEFINIÇÃO DE CLASSES DE RISCO



**FIGURA 5 – DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DOS NÍVEIS DE RISCO DE CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS POR NITRATO NO ESTADO DE SÃO PAULO E GRÁFICO DE DISTRIBUIÇÃO DOS VALORES PARA DEFINIÇÃO DE CLASSES DE RISCO**



seja um fator importante para a diminuição do risco de contaminação ambiental é sabido que abaixo da zona das raízes este processo é fortemente alterado, sendo que a meia-vida de um composto pode ser aumentada em várias vezes, conforme se aprofunde a zona vadosa dos solos (4).

Para nitrogênio assumiu-se que em média 15% do nitrogênio total presente nos solos seja lixiviado na forma de nitrato (11). Há estimativas de perdas de nitrogênio por lixiviação variando de 0 a 100% do nitrogênio total fixado mais o introduzido por outras formas, sendo que de 14 diferentes sistemas agrícolas estudados em diferentes regiões do mundo, a média ficou em 24,4% (16). Para regiões tropicais, contudo, a média assumida garante a não ocorrência de superestimativas, já que a denitrificação concorre para grande redução do nitrogênio disponível para lixiviação (24).

Em termos gerais, as variáveis empregadas no método e a forma como foram obtidas permitiram a realização de generalizações importantes, de forma simples, porém coerente com os objetivos do trabalho. Foi assim, por exemplo, para a produtividade e área cultivada nos diferentes municípios, que refletiram muito mais a média geral nos municípios ao longo dos últimos anos, que o levantamento circunstanciado e dependente de variáveis climáticas, ou mesmo mercadológicas de curto prazo. Isto significa que as variáveis componentes da estimativa de "Carga Contaminante" aplicada refletem o nível tecnológico de cada região, além da intensividade de uso do solo, já que a somatória das áreas cultivadas pode envolver a ocorrência de mais de uma safra por ano, na mesma área.

A questão do manejo agrícola específico para cada tipo de cultura e sua influência no risco de determinado pesticida alcançar as águas subterrâneas foi abordada através do parâmetro de perenidade das culturas. Esta é uma variável importante, dado que o revolvimento do solo, muito maior em culturas anuais, estimula a degradação dos produtos, seja por maior aeração e homogeneização, seja devido a maior exposição aos raios solares, ou mesmo à recuperação de camadas rasas no solo (20-30 cm) para a superfície, no momento da aração, efeitos estes que têm sido bem documentados (37).

Os principais produtos diagnosticados como geradores de risco de contaminação compõem um grupo de características próprias, associando valores de Koc menores que 400, com ocorrência mais pronunciada em culturas economicamente mais importantes no Estado, solos com menores teores de matéria orgânica e em regiões de maior intensividade agrícola, ou maiores taxas de ocupação agrícola dos solos.

É importante considerar que a base de dados formada para alimentação do programa de análise restringiu o uso de produtos essencialmente ao regularmente recomendado, não sendo considerado uso inadequado em nenhum aspecto, seja de produtos não registrados

para cada cultura, produtos proibidos, ou dosagens e número de aplicações acima do recomendado. Além disso, certos produtos cujo uso hoje é limitado, não foram considerados para determinadas culturas.

Por outro lado, o método permite a análise de eventos hipotéticos, tornando possível a avaliação preditiva e indicativa de risco conseqüente do aumento no uso de determinado produto. Sendo o Aldicarb, por exemplo, um produto de alto nível de risco, a liberação deste produto para controlar o aumento de cochonilhas em citrus poderia acarretar grandes problemas de risco de contaminação em extensas áreas do Estado.

Seguindo o mesmo raciocínio é possível listar os principais problemas fitossanitários induzidos pelo uso dos produtos geradores de maiores riscos. Em ordem de prioridade pode-se afirmar que, técnicas alternativas de controle de pragas, com o intuito de minimizar o uso dos pesticidas hoje empregados para tal finalidade e que poderiam trazer maiores vantagens na redução dos riscos de contaminação de águas subterrâneas, deveriam ser direcionados para o controle de ervas invasoras em canaviais, seguidas por insetos praga em algodão, feijão e hortaliças, e nematóides e insetos em banana, café e batata. Com a confirmação através de estudos analíticos poder-se-ia ainda incluir a gomose em fruticultura.

Há fatores a serem lembrados como indutores de subestimativas. Em primeiro lugar, deve-se comentar a questão das dosagens empregadas em diferentes culturas. Como o aumento da dose recomendada não foi considerado na análise, e em alguns casos isto pode ocorrer, há a possibilidade de determinados locais apresentarem níveis de risco acima dos avaliados neste estudo. Isto se deve ao fato da capacidade de atenuação não ser linear conforme a concentração de pesticidas no solo, aumentando significativamente o risco no caso de se aumentarem as doses (32). Outro fator importante refere-se à variabilidade espacial em área restrita. O efeito de fluxo preferencial em macroporos ou heterogeneidade de conteúdo orgânico e saturação de água resultará em pontos de fluxo com ordens de magnitude muito maiores que os estimados em solos homogêneos (19, 44).

Os programas de monitoramento e controle da poluição aparecem como importante custo ambiental ou social do uso de pesticidas nos EUA, requerendo investimentos de mais de US\$240 milhões anuais (30). A ausência de investimentos nesta área, no Brasil, concorre para a ausência de dados sobre o atual nível de contaminação ambiental, especialmente no que se refere a água subterrânea.

## 5 CONCLUSÃO

Os resultados deste estudo de análise de riscos de contaminação indicam que áreas importantes de recarga de aquíferos no Estado de São

Paulo estão sujeitas à intensividade agrícola e a formas de manejo que podem implicar em contaminação de águas subterrâneas por pesticidas e nitrato. O cruzamento destes mapas de risco de contaminação com mapas de vulnerabilidade dos aquíferos, em fase de execução, permitirão a definição de áreas críticas para regulamentação do uso de pesticidas e para programas de monitoramento no Estado de São Paulo.

## Abstract

A simple method for estimating the groundwater contamination risks by pesticides and nitrate is presented. The variables were modeled at main crops and county levels in an annual basis, integrating planted area, productivity and associated pesticides, beside: soil characteristics, hydrologic cycle and pesticide mobility coefficient. The data were applied in a computer program for 563 counties, 37 main crops and 128 pesticide active ingredients and nitrate. The results allowed ranking counties by contamination risk levels defining priority regions for monitoring programs, main pesticides to be evaluated and associated crops, and indication of lower-risk pesticides.

## ANEXO 1 - ÍNDICES E EQUAÇÕES PARA ESTIMATIVA DE RISCO DE CONTAMINAÇÃO

$F_{ijk}$  = aporte do pesticida  $i$  (g/ano) na cultura  $k$  no município  $j$ ;  
 $FNt_j$  = aporte de nitrogênio total (kg/ano) no município  $j$ ;  
 $NA_{ik}$  = número de aplicações do pesticida  $i$  na cultura  $k$ ;  
 $D_{ik}$  = dose das aplicações (g/ha\*ano) do pesticida  $i$  na cultura  $k$ ;  
 $DNt_k$  = dose de nitrogênio total (kg/ha) aplicado na cultura  $k$ ;  
 $D$  = dose de excreção de nitrogênio total por cabeça (kg/cabeça);  
 $R_j$  = rebanho no município  $j$  (cabeça/ha);  
 $A_{kj}$  = área da cultura  $k$  no município  $j$ ;  
 $J_k$  = ponderação da produtividade da cultura  $k$  para o Estado, ( $0,5 \leq J_k \leq 1,0$ );  
 $PNt_j$  = contribuição de nitrogênio nativo (kg/ano) no município  $j$ ;  
 $Nt_j$  = teor de nitrogênio total presente no solo (kg/ha) do município  $j$ ;  
 $f_{ijk}$  = capacidade inversa de atenuação na interação do pesticida  $i$  com o solo do município  $j$  quando aplicado a cultura  $k$ ;  
 $P_k$  = perenidade da cultura  $k$ ;  
 $MO_j$  = porcentagem de matéria orgânica do solo do município  $j$ ;  
 $Koc_i$  = constante de sorção do pesticida  $i$ ;  
 $I_j$  = taxa de infiltração de água (mm/ano) no solo do município  $j$ ;  
 $S_j$  = área (ha) do município  $j$ ;  
 $CC_{ij}$  = carga contaminante ( $\mu\text{g/L}$ ) do pesticida  $i$  para o aquífero, no município  $j$ ;  
 ${}^{CC}\text{NO}_{3j}$  = carga contaminante de nitrato (mg/L) para o aquífero no município  $j$ ;

### PESTICIDAS

$$F_{ijk} = NA_{ik} D_{ik} J_k A_{kj}$$

$$f_{ijk} = P_k / ((MO_j)^2 * \text{SQRT } Koc_i)$$

### NITRATO

$$FNt_j = D R_j + \sum_{k=1}^{37} A_{kj} DNt_k$$

$$PNt_j = Nt_j S_j$$

Para  $1 \leq i \leq 128$  (princípios ativos),  
 $1 \leq k \leq 37$  (culturas),  
 $1 \leq j \leq 563$  (municípios), compute:

$$CC_{ij} = \sum_{k=1}^{37} (F_{ijk} f_{ijk}) / (I_j S_j) \quad {}^{cc}NO_{3j} = (0,15 (FNT_j + PNT_j)) / (I_j S_j)$$

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 1 ANDEF. **Produtos fitossanitários em linha de comercialização.** [S.l.] : Associação Nacional de Defensivos Agrícolas, 1989. Mimeografado.
- 2 BAILEY, G. W., WHITE, J. L. Factors influencing the adsorption, desorption, and movement of pesticides in soil. **Residue Reviews**, v. 32, p. 29-92, 1970.
- 3 BERNARDES JR., C., CLEARY, R. W. Contaminação de águas subterrâneas por poluentes orgânicos tóxicos e cancerígenos: um estudo de caso. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 5., São Paulo, 1988. **Anais...** São Paulo : Associação Brasileira de Águas Subterrâneas - ABAS, 1988. p. 256-265.
- 4 BOUWER, H. Effect of irrigated agriculture on groundwater. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 113, n. 1, p. 4-15, 1987.
- 5 BUCK, W. B., OSWEILER, G. D., GELDER, G. A. V. Nitrates, nitrites, and related problems. In: CLINICAL and diagnostic veterinary toxicology. Iowa : Kendall/Hunt Publishing, 1976. p. 109-115.
- 6 CÁCERES, O., TUNDISI, J. G., CASTELLAN, O. A. M. Residues of organochloric pesticides in reservoirs in São Paulo State. **Ciência e Cultura**, v. 39, n. 3, p. 259-264, 1987.
- 7 CANTER, L. W. **Environmental impacts of agricultural production activities.** Chelsea : Lewis Publishers, 1986. 382 p.
- 8 CHEVREVIL, M., CHESTERIKOFF, A. Étude de transfert des pesticides sur un bassin versant de la brie: modalités et essai de bilan. **Compter Rendus des Seances Ac. Agr. France**, v. 65, p. 835-845, 1979.
- 9 CLEARY, T. C. B., CLEARY, R. W. Avançados métodos de campo e de microcomputadores para avaliação de poluição de aquíferos com uma aplicação no lixão de Novo Horizonte. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 5., São Paulo, 1988. **Anais...** São Paulo : Associação Brasileira de Águas Subterrâneas - ABAS, 1988. p. 216-225.
- 10 COLUMBUS, N., MARIANO, I. B. Mathematical model of the Paraíba Valley management of ground water resources. In: WORLD CONGRESS ON WATER RESOURCES ASSOCIATION, 6., 1979. **Anais...** 1979. p. 2781-2793.
- 11 COMMITTEE ON NITRATE ACCUMULATION. Accumulation of nitrate. In: GREENLAND, D.J., HAYES, M.H.B. **The chemistry of soil processes.** New York : John Wiley, 1981. p. 576.
- 12 COMPÊNDIO de defensivos agrícolas. São Paulo : Andrei, 1987. 492 p.
- 13 CROWDER, B. M., RIBALDO, M. O., YOUNG, C. E. Agriculture and water quality. **Agriculture Information Bulletin**, v. 548, p. 1-6, 1988.
- 14 FLORES, M. X., QUIRINO, T. R., NASCIMENTO, J. C., RODRIGUES G. S., BUSCHINELLI, C. **Pesquisa para agricultura auto-sustentável: perspectivas de política e organização na EMBRAPA.** Brasília : EMBRAPA-SEA, 1991. v. 5, p. 28.
- 15 FOSTER, S., HIRATA, R. Determinación del riesgo de contaminación de aguas subterráneas: una metodología basada en datos existentes. In: CENTRO Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Lima, Peru, 1991. 81 p.
- 16 FRISSEL, M. J. Cycling of mineral nutrients in agricultural ecosystems. **Agro-Ecosystems**, v. 4, p. 1-354, 1977.
- 17 GARGANTINI, H., COELHO, F. A. S., VERLENGIA, F., SOARES, E. **Levantamento de fertilidade do solo do Estado de São Paulo** Campinas : Instituto Agrônômico de Campinas, 1970. 69 p.
- 18 GUIGUER, N. Modelagem numérica do transporte de poluentes nas águas subterrâneas adjacentes ao aterro sanitário de Taubaté. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 5., São Paulo, 1988. **Anais...** São Paulo : Associação Brasileira de Águas Subterrâneas - ABAS, 1988. p. 226-236.

- 19 GUSTAFSON, D. I., HOLDEN, L. R. Nonlinear pesticide dissipation in soil: a new model based on spacial variability. **Environmental Science and Technology**, v. 24, n. 7, p. 1032-1038, 1990.
- 20 HAGERMAN, J. R., PICKERING, N. B., RITTER, W. F., STEENHUIS, T. S. *In situ* measurement of preferential flow. In: NATIONAL WATER CONFERENCE. **Anais...** Newark : American Society of Civil Engineers, 1989. p. 116-126.
- 21 HIRATA, R. C. A., CLEARY, R. W., BASTOS, C. R. Amostragem de gases da zona vadosa: uma técnica para o estudo da contaminação das águas subterrâneas por solventes orgânicos voláteis. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 5., São Paulo, 1988. **Anais...** São Paulo : Associação Brasileira de Águas Subterrâneas - ABAS, 1988. p. 196-206.
- 22 HURT, V. G., REINSCHMIEDT, L. L. Impacts of nonpoint source pollution regulations on Mississippi agriculture. **Southern Journal of Agricultural Economics**, v. 11, p. 25-33, 1979.
- 23 IBGE. **Anuário Estatístico do Brasil**. Rio de Janeiro, 1979.
- 24 KEENEY, D. R. Nitrogen management for maximum efficiency and minimum pollution: nitrogen in agricultural soils. Madison : American Society of Agronomy, 1982. p. 605-649.
- 25 KENAGA, E. E. Predicted bioconcentration factors and soil sorption coefficients of pesticides and other chemicals. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 4, p. 26-38, 1980.
- 26 KONDAKER, A. N., AL-LAYLA, R. I., HUSAIN, T. Groundwater contamination studies: the state of the art. **Critical Reviews in Environmental Control**, v. 20, n. 4, p. 231-256, 1990.
- 27 LOKKE, H. Sorption of selected organic pollutants in danish soils. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 8, p. 395-409, 1983.
- 28 PACHECO, A., MENDES, J. M. B., HASSUDA, S. O problema geoambiental da localização de cemitérios em meio urbano. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 5., São Paulo, 1988. **Anais...** São Paulo : Associação Brasileira de Águas Subterrâneas - ABAS, 1988. p. 207-215.
- 29 PEDRO JR., M. J., BULISANI, E. A., POMMER, C. V., PASSOS, F. A. GODOY, I. J. DE, ARANHA, C. **Instruções Agrícolas para o Estado de São Paulo**. Campinas : Instituto Agrônomo de Campinas, 1987. 231 p.
- 30 PIMENTEL, D., ACQUAY, H., BILTONEN, M., RICE, P., SILVA, M., NELSON, J., LIPNER, V., GIORDANO, S., HOROWITZ, A., D'AMORE, M. Environmental and economic costs of pesticide use. **BioScience**, v. 42, n. 10, p. 750-760, 1992.
- 31 PIMENTEL, D., LEVITAN, L. Pesticides: amounts applied and amounts reaching pests. **BioScience**, v. 36, n. 2, p. 86-91, 1986.
- 32 RAO, P. S. C., DAVIDSON, J. M. Adsorption and movement of selected pesticides at high concentrations in soil. **Water Research**, v. 13, p. 375-380, 1979.
- 33 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 Sciences Society of Florida**, v. 44, p. 1-8, 1985.
- 34 RIGITANO, R. L. de O. Lixiviação de agrotóxicos em solos. In: SEMINÁRIO BRASILEIRO DE AGROTÓXICOS, 1., 1990. **Anais...** Curitiba, 1990. p. 5-16.
- 35 RITTER, W. F. Pesticide contamination of ground water in the United States: a review. **Journal of Environmental Sciences and Health**, v. B25, n. 1, p. 1-129, 1990.
- 36 RITTER, W. F., CHIRNSIDE, A. E. M., SCARBOROUGH, R. W. **Pesticide leaching in irrigated corn**. [S.l.] : American Society of Agricultural Engineers, 1987.
- 37 RITTER, W. F., CHIRNSIDE, A. E. M., SCARBOROUGH, R. W. Movement of triazine herbicides and metolachlor in a sandy soil. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, p. 526-533, 1990.
- 38 RITTER, W. F., JOHNSON, H. P., LOVELY, W. G., MOLNAU, M. Atrazine, propachlor, and diazinon residues on small agricultural watersheds: runoff losses, persistence, and movement. **Environmental Science and Technology**, v. 8, n. 1, p. 38-42, 1974.

- 39 SABATINI, D. S., CANTER, L. W. Agricultural chemicals (nitrates and pesticides) in ground water. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON GROUNDWATER RESOURCES MANAGEMENT, 1990. **Anais...** Bangkok, 1990. p. 279-289.
- 40 SECRETARIA DA AGRICULTURA E ABASTECIMENTO DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Zoneamento agrícola do Estado de São Paulo**. São Paulo, 1974. 165 p.
- 41 SECRETARIA DE AGRICULTURA E ABASTECIMENTO DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Listagens especiais do Instituto de Economia Agrícola**. São Paulo : Instituto de Economia Agrícola, 1989.
- 42 BRASIL. Secretaria de Defesa Sanitária Vegetal. **Súmula das Recomendações Aprovadas para os Produtos Fitossanitários**. Brasília, 1987.
- 43 SINELLI, O., AVELAR, W. E. P., LOPES, J. L. C., ROSELLI, M. Impacto ambiental nas águas subterrâneas da Bacia Hidrográfica do Rio Pardo (SP) - lixões e pesticidas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 5., São Paulo, 1988. **Anais...** São Paulo : Associação Brasileira de Águas Subterrâneas - ABAS, 1988. p. 247-255.
- 44 STEENHUIS, S. T., HAGERMAN, J. R., PICKERING, N. B., RITTER, W. F. Flow path of pesticides in the Delaware and Maryland portion of the Chesapeake Bay region. In: GROUND WATER ISSUES AND SOLUTIONS IN THE POTOMAC RIVER BASIN/CHESAPEAKE BAY REGION, 1979. **Anais...** Washington, 1979. p. 1-23.
- 45 STEVENSON, F. J. Role and function of humus in soil with emphasis on adsorption of herbicides and chelation of micronutrients. **BioScience**, v. 22, n. 11, p. 643-650, 1979.
- 46 WAGENET, R. J., HUTSON, J. L. Predicting the fate of nonvolatile pesticides in the unsaturated zone. **Journal of Environmental Quality**, v. 15, n. 4, p. 315-322, 1986.
- 47 WAGENET, R. J., HUTSON, J. L., BIGGAR, S. Simulating the fate of a volatile pesticide in unsaturated soil: a case study with DBCP. **Journal of Environmental Quality**, v. 18, n. 1, p. 78, 1989.