

nº 440-REPIDISCA

**USO DOS ÍNDICES AF (*Attenuation factor*) e RF (*Retardation factor*)
COMO METODOLOGIA DE ESTUDO DE CONTAMINAÇÃO
POR PESTICIDAS DE SOLO E ÁGUA SUBTERRÂNEA**

Luciano Mansor de Mattos



DEDALUS - Acervo - EESC



31100006813

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências da Engenharia Ambiental

ORIENTADOR: Prof. Dr. Fazal Hussain Chaudhry

São Carlos
1998

Class.	TESE-EESC
Cult.	3529
Tombo	001199

311 00006813

S/S 1003889

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca - EESC-USP**

M444u

Mattos, Luciano Mansor de
Uso dos índices AF (*Attenuation factor*) e RF (*Retardation factor*) como metodologia de estudo de contaminação por pesticidas de solo e água subterrânea / Luciano Mansor de Mattos. -- São Carlos, 1998.

Dissertação (Mestrado) -- Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo, 1998.
Área: Ciências da Engenharia Ambiental.
Orientador: Prof. Dr. Fazal Hussain Chaudhry.

1. AF(*Attenuation factor*). 2. RF (*Retardation factor*). 3. Lixiviação. 4. Adsorção. 5. Pesticida. 6. Contaminação. 7. Solo. 8. Água subterrânea.
I. Título.

FOLHA DE APROVAÇÃO

Candidato: Engenheiro **LUCIANO MANSOR DE MATTOS**

Dissertação defendida e aprovada em 16.11.98
pela Comissão Julgadora:

Prof. Tit. **FAZAL HUSSAIN CHAUDHRY (Orientador)**
(Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo)

Marco Antonio Ferreira Gomes
Doutor **MARCO ANTONIO FERREIRA GOMES**
(EMBRAPA - CNPMA)

Gerard Sparovek
Prof. Dr. **GERD SPAROVEK**
(ESALQ - Universidade de São Paulo)

Maria do Carmo Calijuri
Profa. Doutora **MARIA DO CARMO CALIJURI**
Coordenadora da Área de Ciências da Engenharia Ambiental

José Carlos A. Cintra
JOSÉ CARLOS A. CINTRA
Presidente da Comissão de Pós-Graduação da EESC

DEDICATÓRIA

*Dedico ao meu pai, José Carlos,
... tantas saudades ... quem me
ensinou, com sua competência,
que o sucesso profissional se
atinge com lealdade ...*

*... e à minha mãe, Celeste,
pelo carinho, apoio, dedicação e
muita luta durante minha
formação acadêmica.*

AGRADECIMENTOS

Em especial, ao Prof. Dr. Fazal Hussain Chaudhry (CRHEA/EESC/USP), meu orientador, pelo apoio, respeito, seriedade, e sobretudo, por ter me ensinado como é bonita e relevante a aplicação da matemática em estudos ambientais.

À Profa. Dra. Maria do Carmo Calijuri, Coordenadora de Pós-Graduação do CRHEA, pelos sucessivos esforços em nosso "Broa" visando sempre a ajuda aos alunos, e em particular, pelo auxílio e incentivo ao meu projeto de Mestrado.

Ao Prof. Dr. Gerd Sparovek (ESALQ/USP), pelo apoio ao meu experimento de campo e análises de laboratório, pela cessão de imagens e dados da área de estudo, e por se dispor a colaborar sempre que solicitado.

Ao Dr. Silvio Crestana (EMBRAPA/CNPDI), pelas sugestões ao meu trabalho e por oferecer os recursos de informática da sua unidade.

Ao Dr. Marco Antonio Ferreira Gomes (EMBRAPA/CNPMA), pelo estímulo ao presente trabalho, pelas recomendações e cessão de literatura, e pelas opiniões em relação aos resultados.

Ao Prof. Dr. Arquimedes Lavorenti (ESALQ/USP), pelo auxílio na compilação dos escassos dados publicados (fundamentais em estudos ambientais) dos agroquímicos pesquisados, ao Prof. Dr. Rafael Roberto Aloisi (ESALQ/USP), por muito ter me incentivado a ingressar num programa de pós-graduação, e por incentivar o tema abordado neste trabalho, e ao Prof. Dr. Silvio Sandoval Zocchi (ESALQ/USP), pela ajuda na parte estatística.

À CAPES (Fundação Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela bolsa de estudo oferecida.

À Claudete Aparecida Poianas Silva, secretária de PG, e à Regina Célia Vidal Medeiros, bibliotecária do CRHEA, pelos constantes "quebra-galhos" durante esses dois últimos anos.

À Simone, Ênio, Mara, Dani, Peterson e Beta, turma da “salinha do Gerd”, pelas ajudas mútuas nas aventuras de campo e laboratório, que tornaram esse caminho muito mais agradável.

Ao meu irmão Fernando, tia Márcia e tio Pedro, meus incentivadores, e que me inspiram a seguir a busca pelo meio acadêmico.

À três amigos especiais, Rodrigo Junqueira, Mariana Pedreira e Marcelo Hercowitz, pela sincera amizade demonstrada durante esses dois anos.

Aos meus companheiros de república durante o Mestrado, Yuri, Ricardinho, Victor e Fernando no primeiro ano em São Carlos, e o “mano” Rodrigo Muk no segundo em Piracicaba, pela amizade, companhia e apoio nos momentos difíceis.

Aos novos amigos conhecidos em São Carlos, Mau Mau, Cyrão, Ney, Marcelo, Celina, Martha, Zero, Daniel, Bittar, Serginho, Memo, Giovana e tantos outros do CRHEA, Dri, Pazu, Elisa, Mourão e Mariliz da UFSCar, e Paula, Lis, “Sujeito”, Claudinha e outros mais da USP, que fizeram “acontecer” a vida nessa terra boa.

Aos meus amigos e irmãos da República Antro (ESALQ/USP), onde morei durante a graduação, sejam os ex-moradores, com quem aprendi e construí muito da vida, sejam com os atuais, com quem convivi e tomei umas e outras nesse último ano de Mestrado em Piracicaba.

À Daniela Andrade, que além da ajuda na revisão de texto, trouxe um convívio, no meu retorno à Piracicaba, que guardo com carinho.

E como não poderia faltar, à Alessandra Ribeiro de Moraes, a Lelê, para mim sinônimo de São Carlos, companheira de estudo, organização de evento, natação, festinhas, cachoeiras e afins, e principalmente, “mãezona” nas horas de aperto, sempre oferecendo sua amizade e carinho, além de seus pratos deliciosos e chazinhos de fim de tarde.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	i
LISTA DE TABELAS.....	ii
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS.....	v
LISTA DE SÍMBOLOS.....	vii
LISTA DE EQUAÇÕES.....	viii
RESUMO.....	ix
<i>ABSTRACT</i>	x
1 - INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVAS.....	1
1.1 Um breve histórico da atividade agrícola.....	1
1.2 Importância do estudo de pesticidas nos solos.	2
1.3 A cultura de cana-de-açúcar.....	3
2 - OBJETIVOS.....	6
2.1 Objetivo geral.	6
2.2 Objetivos específicos.	6
3 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	7
3.1 O Homem, a agricultura e o meio ambiente.	7
3.2 O mercado de pesticidas no Brasil e no mundo.	10
3.3 A dinâmica dos pesticidas nos solos.	10
3.4 Metodologias de estudo de pesticidas nos solos.	17
3.5 Uso de modelos de simulação como metodologia de estudo.	21
3.6 Uso de índices <i>screening</i> como metodologia de estudo.	23
4 - MATERIAL E MÉTODOS.....	33
4.1 Área de estudo.....	33
4.2 Os índices de mobilidade AF (<i>Attenuation factor</i>) e RF (<i>Retardation factor</i>).....	34
4.3 Levantamento dos dados de entrada.	40
4.3.1 Propriedades de solos.	40
4.3.1.1 - capacidade de campo (θ_{FC}).....	46

4.3.1.2 - densidade de solo (ρ_b).....	49
4.3.1.3 - densidade de partícula (ρ_p).....	50
4.3.1.4 - carbono orgânico (f_{oc}).....	51
4.3.2 Propriedades físico-químicas dos pesticidas.....	52
4.3.2.1 - tempo de meia-vida ($t_{1/2}$).....	53
4.3.2.2 - coeficiente de adsorção do pesticida (K_{oc}).....	54
4.3.2.3 - constante de Henry (K_H).....	56
4.3.3 Características hidrológicas.....	58
4.3.3.1 - distância da água subterrânea (d).....	58
4.3.3.2 - recarga líquida da água subterrânea (q).....	61
4.4 Levantamento de pesticidas utilizados em cana-de-açúcar.....	68
4.5 Elaboração do <i>ranking</i> de mobilidade de pesticidas nos solos.....	70
4.6 Análise da sensibilidade e incerteza dos dados de entrada.....	71
5 - RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	75
5.1 Conversões e representações das unidades dos dados de entrada.....	75
5.2 <i>Rankings</i> de mobilidade dos solos e pesticidas.....	88
5.3 Variação temporal do potencial de lixiviação.....	97
5.4 Variação em profundidade do potencial de adsorção.....	143
5.5 Propriedades estatísticas dos dados de entrada.....	149
5.6 Incerteza dos dados de entrada do índice AF.....	153
5.7 Incerteza dos dados de entrada do índice RF.....	159
5.8 Incerteza dos índices AF e RF.....	166
5.9 Confiança dos índices AF e RF.....	174
6 - CONCLUSÕES.....	176
7 - SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	179
8 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	182

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - Evolução do uso da terra na região de Piracicaba-SP	5
FIGURA 2 - Composição média da superfície do solo (% de ar e água variáveis).....	12
FIGURA 3 - Mapa pedológico e unidades de mapeamento da MHCC.....	41
FIGURA 4 - Perfis de solos característicos da MHCC.....	43
FIGURA 5 - Aquífero confinado e não confinado.....	59
FIGURA 6 - Ranking de Potencial de Lixiviação dos Solos da MHCC.....	82
FIGURA 7 - Ranking de Potencial de Adsorção dos Solos da MHCC.....	83
FIGURA 8 - Ranking de Potencial de Lixiviação dos Pesticidas.....	84
FIGURA 9 - Ranking de Potencial de Adsorção dos Pesticidas.....	85
FIGURA 10 - Ranking de Potencial de Lixiviação dos Pesticidas em Profundidade.....	86
FIGURA 11 - Ranking de Potencial de Adsorção dos Pesticidas em Profundidade.....	87

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Uso da terra na MHCC.....	34
Tabela 2 - Profundidades de solos e respectivas ocorrências na MHCC.....	34
Tabela 3 - Escala de mobilidade de pesticidas.....	39
Tabela 4 - Distribuição de solos geral e cultivados com cana-de-açúcar na MHCC.....	42
Tabela 5 - Localização e representatividade dos pontos de amostragens na MHCC.....	44
Tabela 6 - Fator Kc (fator de cobertura de solo) para a cultura de cana-de-açúcar.....	66
Tabela 7 - Cálculo de Kc (fator de cobertura de solo) médio em cana para a MHCC.....	66
Tabela 8 - Percentual de escoamento superficial para diferentes coberturas de solo.....	68
Tabela 9 - Conversões de unidades dos dados de entrada.....	76
Tabela 10 - Conversão da recarga líquida (q).....	76
Tabela 11 - Conversão da constante de Henry (K_H).....	76
Tabela 12 - Propriedades de solos por profundidade - Trincheira 1 - TE.....	78
Tabela 13 - Propriedades de solos por profundidade - Trincheira 2 - PV2.....	78
Tabela 14 - Propriedades de solos por profundidade - Trincheira 3 - PV2.....	78
Tabela 15 - Propriedades de solos por profundidade - Trincheira 4 - PV3.....	78
Tabela 16 - Propriedades de solos por profundidade - Trincheira 5 - PV3.....	79
Tabela 17 - Propriedades de solos por profundidade - Trincheira 6 - Li3.....	79
Tabela 18 - Propriedades de solos por profundidade - Trincheira 7 - PV1.....	79
Tabela 19 - Propriedades de solos por profundidade - Trincheira 8 - PV7pp.....	79
Tabela 20 - Propriedades de solos por profundidade - Trincheira 9 - Li1.....	79
Tabela 21 - Propriedades de solos por profundidade - Trincheira 10 - PV7pp.....	80
Tabela 22 - Propriedades de solos por profundidade - Trincheira 11 - Li1.....	80
Tabela 23 - Propriedades de solos por profundidade - Trincheira 12 - PV2.....	80
Tabela 24 - Propriedades físico-químicas dos pesticidas estudados.....	80
Tabela 25 - Características hidrológicas - distância da água subterrânea (d).....	81
Tabela 26 - Características hidrológicas - recarga líquida do solo (q).....	81
Tabela 27 - Precipitações e temperaturas médias mensais da região de Piracicaba-SP.....	81

Tabela 28 - Potencial de lixiviação médio mensal de <i>ametrina</i> nas doze trincheiras amostradas da MHCC.....	98
Tabela 29 - Potencial de lixiviação médio mensal de <i>diuron</i> nas doze trincheiras amostradas da MHCC.....	101
Tabela 30 - Potencial de lixiviação médio mensal de <i>hexazinona</i> nas doze trincheiras amostradas da MHCC.....	104
Tabela 31 - Potencial de lixiviação médio mensal de <i>tebuthiuron</i> nas doze trincheiras amostradas da MHCC.....	107
Tabela 32 - Potencial de lixiviação médio mensal de <i>trifluralina</i> nas doze trincheiras amostradas da MHCC.....	110
Tabela 33 - Potencial de lixiviação médio mensal de <i>aldicarb</i> nas doze trincheiras amostradas da MHCC.....	113
Tabela 34 - Potencial de lixiviação médio mensal de <i>dodecacloro</i> nas doze trincheiras amostradas da MHCC.....	116
Tabela 35 - Potencial de lixiviação médio mensal de <i>endosulfan</i> nas doze trincheiras amostradas da MHCC.....	119
Tabela 36 - Potencial de lixiviação médio mensal de <i>fenthion</i> nas doze trincheiras amostradas da MHCC.....	122
Tabela 37 - Potencial de lixiviação médio mensal de <i>heptacloro</i> nas doze trincheiras amostradas da MHCC.....	125
Tabela 38 - Potencial de lixiviação médio anual dos pesticidas estudados nas doze trincheiras amostradas da MHCC.....	128
Tabela 39 - Potencial de adsorção médio anual dos pesticidas estudados nas doze trincheiras amostradas da MHCC.....	145
Tabela 40 - Dados estatísticos das <i>propriedades de solos</i>	150
Tabela 41 - Dados estatísticos das <i>propriedades físico-químicas dos pesticidas</i>	150
Tabela 42 - Dados estatísticos das <i>características hidrológicas</i>	150
Tabela 43 - Incerteza dos parâmetros de AF para <i>ametrina</i> nos solos amostrados.....	154
Tabela 44 - Incerteza dos parâmetros de AF para <i>diuron</i> nos solos amostrados.....	154

Tabela 45 - Incerteza dos parâmetros de AF para <i>hexazinona</i> nos solos amostrados.....	154
Tabela 46 - Incerteza dos parâmetros de AF para <i>tebuthiuron</i> nos solos amostrados.....	155
Tabela 47 - Incerteza dos parâmetros de AF para <i>trifluralina</i> nos solos amostrados.....	155
Tabela 48 - Incerteza dos parâmetros de AF para <i>aldicarb</i> nos solos amostrados.....	155
Tabela 49 - Incerteza dos parâmetros de AF para <i>dodecacloro</i> nos solos amostrados.....	156
Tabela 50 - Incerteza dos parâmetros de AF para <i>endosulfan</i> nos solos amostrados.....	156
Tabela 51 - Incerteza dos parâmetros de AF para <i>fenthion</i> nos solos amostrados.....	156
Tabela 52 - Incerteza dos parâmetros de AF para <i>heptacloro</i> nos solos amostrados.....	157
Tabela 53 - Incerteza dos parâmetros de RF para <i>ametrina</i> nos solos amostrados.....	160
Tabela 54 - Incerteza dos parâmetros de RF para <i>diuron</i> nos solos amostrados.....	160
Tabela 55 - Incerteza dos parâmetros de RF para <i>hexazinona</i> nos solos amostrados.....	160
Tabela 56 - Incerteza dos parâmetros de RF para <i>tebuthiuron</i> nos solos amostrados.....	161
Tabela 57 - Incerteza dos parâmetros de RF para <i>trifluralina</i> nos solos amostrados.....	161
Tabela 58 - Incerteza dos parâmetros de RF para <i>aldicarb</i> nos solos amostrados.....	161
Tabela 59 - Incerteza dos parâmetros de RF para <i>dodecacloro</i> nos solos amostrados.....	162
Tabela 60 - Incerteza dos parâmetros de RF para <i>endosulfan</i> nos solos amostrados.....	162
Tabela 61 - Incerteza dos parâmetros de RF para <i>fenthion</i> nos solos amostrados.....	162
Tabela 62 - Incerteza dos parâmetros de RF para <i>heptacloro</i> nos solos amostrados.....	163
Tabela 63 - Total de incerteza em AF (S_{AF}) e RF (S_{RF}) para <i>ametrina</i>	167
Tabela 64 - Total de incerteza em AF (S_{AF}) e RF (S_{RF}) para <i>diuron</i>	167
Tabela 65 - Total de incerteza em AF (S_{AF}) e RF (S_{RF}) para <i>hexazinona</i>	168
Tabela 66 - Total de incerteza em AF (S_{AF}) e RF (S_{RF}) para <i>tebuthiuron</i>	168
Tabela 67 - Total de incerteza em AF (S_{AF}) e RF (S_{RF}) para <i>trifluralina</i>	169
Tabela 68 - Total de incerteza em AF (S_{AF}) e RF (S_{RF}) para <i>aldicarb</i>	169
Tabela 69 - Total de incerteza em AF (S_{AF}) e RF (S_{RF}) para <i>dodecacloro</i>	170
Tabela 70 - Total de incerteza em AF (S_{AF}) e RF (S_{RF}) para <i>endosulfan</i>	170
Tabela 71 - Total de incerteza em AF (S_{AF}) e RF (S_{RF}) para <i>fenthion</i>	171
Tabela 72 - Total de incerteza em AF (S_{AF}) e RF (S_{RF}) para <i>heptacloro</i>	171

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AF - *Attenuation factor* (índice de potencial de lixiviação)

ap - área plantada

$^{\circ}\text{C}$ - graus Celsius

CMLS - *Chemical Movement in Layered Soils*

CREAMS - *Chemical, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems*

CRHEA - Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada

CV - coeficiente de variação

Dira - Divisão Regional Agrícola

DP - desvio padrão

EESC - Escola de Engenharia de São Carlos

EMBRAPA/CNPDIA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária / Centro Nacional de Pesquisa em Instrumentação Agropecuária

EMBRAPA/CNPMA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária / Centro Nacional de Pesquisa de Monitoramento e Avaliação de Impacto Ambiental

ESALQ - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiróz”

EP - evaporação

EPA - *Environmental Protect Agency*

ESC - escoamento superficial

ETP - evapotranspiração

ETP_p - evapotranspiração potencial

ETP_r - evapotranspiração real

EXP - exponencial

EXPRES - *EXpert system for Pesticide Regulatory Evaluations and Simulations*

FOUA - *First-Order Uncertainty Analysis*

GLEAMS - *Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems*

GPS - *Global Position System*

GUS - *Groundwater Umbiquity Score*

GWDI - *GroundWater Danger Index*

ha - hectare (10.000 m²)

IRR - irrigação

K - graus Kelvin

LEACHM - *Leaching Estimation and Chemistry Model*

LEACHM-P - *Leaching Estimation and Chemistry Model - Pesticides*

LF - *Leached factor*

MDI - *Mobility and Degradation Index*

MHCC - Microbacia Hidrográfica do Córrego do Ceveiro (Piracicaba-SP)

P - precipitação

PROALCOOL - Programa Nacional do Alcool

PRZM - *Pesticide Root Zone Model*

PRZM2 - *Pesticide Root Zone Model - versão 2*

qc - quantidade colhida

R - constante ideal dos gases

RF - *Retardation factor* (índice de potencial de adsorção)

SIG - Sistemas de Informações Geográficas

T - trincheira (ex: T1 - trincheira 1; T2 - trincheira 2; etc...)

USP - Universidade de São Paulo

LISTA DE SÍMBOLOS

AF - *Attenuation factor* (índice de potencial de lixiviação)

C_i - incerteza produzida por um parâmetro "i" qualquer

d - distância da água subterrânea à superfície (profundidade do lençól freático)

f_{oc} - carbono orgânico do solo

k - coeficiente de degradação de primeira ordem

K_c - fator de cobertura vegetal do solo

K_f - coeficiente de Freundlich

K_H - constante de Henry ($\text{atm.m}^3 / \text{mol}$)

K_H' - constante de Henry (adimensional)

K_{oc} - coeficiente de adsorção do pesticida

n_a - porosidade do solo na capacidade de campo

q - recarga líquida da água subterrânea

RF - *Retardaction factor* (índice de potencial de adsorção)

ρ_b - densidade do solo

ρ_p - densidade de partícula do solo

S_{AF} - total de incerteza em *AF*

S_{RF} - total de incerteza em *RF*

θ_{FC} - capacidade de campo

$t_{1/2}$ - tempo de meia-vida do pesticida

t_r - tempo de viagem da massa de pesticida

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1 a 5.....	35
Equação 6 a 10.....	36
Equação 11 a 13.....	37
Equação 14 a 19.....	38
Equação 20 a 21.....	47
Equação 22.....	49
Equação 23 a 24.....	50
Equação 25 a 26.....	57
Equação 27.....	62
Equação 28 a 30.....	64
Equação 31.....	65
Equação 32 a 33.....	72
Equação 34 a 38.....	73
Equação 39 a 49.....	74

RESUMO

MATTOS, L.M. (1998) *Uso dos índices AF (Attenuation factor) e RF (Retardation factor) como metodologia de estudo de contaminação por pesticidas de solo e água subterrânea*. São Carlos, 1998. 188p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

A introdução dos sistemas de monocultivismo na agricultura mundial teve como objetivo maximizar a relação produção por área. Contudo, estes sistemas perderam em complexidade, estabilidade e biodiversidade, tornando-se muito simples e ineficientes no controle de perturbações ambientais. Para substituir a perda de seus mecanismos autorreguladores, os pesticidas foram criados e introduzidos nestes novos sistemas. Entretanto, no início da década de 70, os primeiros levantamentos apontaram grande mobilidade de alguns pesticidas nos solos e potencial de contaminação de água subterrânea. A partir daí, várias metodologias de estudo de movimentação de pesticidas em solos vem sendo criadas e aprimoradas. O presente trabalho apresenta os índices AF (*Attenuation factor*) e RF (*Retardation factor*) como metodologia de estudo alternativa. AF e RF são adequados para traçar um estudo comparativo, entre pesticidas e entre solos, a respeito de seus potenciais de contaminação de solo e água subterrânea. Foram escolhidas dez moléculas como alvo de estudo, *aldicarb*, *ametrina*, *dodecacloro*, *diuron*, *endosulfan*, *fenthion*, *heptacloro*, *hexazinona*, *tebuthiuron* e *trifluralina*, seus destinos estimados em doze formações de solos da Microbacia Hidrográfica do Córrego do Ceveiro, município de Piracicaba (SP), e seus resultados representados por *rankings* comparativos. A margem de erro e confiança dos resultados gerados foi analisada através do *First-Order Uncertainty Analysis (FOUA)*. Os resultados mostram que o carbono orgânico do solo (f_{oc}) e o coeficiente de adsorção dos pesticidas (K_{oc}) são os dados de entrada que mais contribuem para a incerteza dos índices AF e RF. Os fatores que colaboram para o erro provindo destes dados são identificados, visando oferecer contribuição para futuro aprimoramento da metodologia.

Palavras-chave: AF (*Attenuation factor*), RF (*Retardation factor*), lixiviação, adsorção, pesticidas, contaminação, solo, água subterrânea.

ABSTRACT

MATTOS, L.M. (1998) *Use of AF (Attenuation factor) and RF (Retardation factor) indices as methodology for study of soil and groundwater*. 1998. 188p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

The objective of introducing monocultural systems in World's agriculture was maximizing the production-area relation. However, these systems became less complex and stable and lost biodiversity, thus, becoming too simple and inefficient to control environmental disturbs. In order to replace the loss of their self-regulating mechanisms, pesticides were created and introduced into these new systems. Nevertheless, in the early 70s, the first samplings showed a great spreading of some pesticides in soils and a possible contamination of groundwater. Since then, several methodologies for the study of pesticides mobility have been created and improved. This work presents AF (*Attenuation factor*) and RF (*Retardation factor*) indices as an alternative study methodology. Both AF and RF are suitable for the elaboration of a comparative study, among pesticides and among soils, on their soil and groundwater contamination potential. Ten molecules were chosen as the object of study: *aldicarb*, *ametryn*, *dodecachlor*, *diuron*, *endosulfan*, *fenthion*, *heptachlor*, *hexazinona*, *tebuthiuron* and *trifluralin*. They were taken from twelve different soils of Ceveiro Watershed, in the city of Piracicaba, SP, Brazil, and their results were compared and ranked. The uncertainty allowance and reliability of the results were analysed through the *First-Order Uncertainty Analysis* (FOUA). Results show that soil organic carbon (f_{oc}) and pesticide sorption coefficient (K_{oc}) are the input data which contribute the most to the uncertainty of AF and RF indices. The factors which contribute to increasing uncertainty are identified, in order to offer a contribution to the further improvement of the methodology.

Keywords: AF (Attenuation factor), RF (Retardation factor), leaching, sorption, pesticide, contamination, soil, groundwater.

1 - INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVAS

1.1 Um breve histórico da atividade agrícola

A relação do Homem com a natureza passou por vários momentos. Enquanto sobreviveu do extrativismo vegetal, caça e pesca, o seu modo de vida pouco alterou seu meio. Após esta fase, o Homem aprendeu a cultivar a terra e a domesticar os animais, assim como a usar de forma trabalhada a madeira, a pedra, o couro, os metais, aprendeu a explorar os recursos hídricos, desenvolveu civilizações, indústrias, enfim, passou a curvar o ecossistema às suas necessidades.

A agricultura aparece como uma das primeiras atividades econômicas da humanidade (seus primórdios datam de 10 mil anos atrás), onde iniciou-se o conhecimento sobre o cultivo de plantas para produção de alimentos, fibras para confecção de tecidos e o controle do uso da água. Tem-se então o início de uma fase de manipulação dos recursos naturais e um suposto domínio de seu ecossistema, onde o Homem passa a adaptar técnicas à natureza para obter seus produtos e não mais somente retirá-los dela.

Sistemas de produções agrícolas foram criados, onde cada vez mais o monocultivismo foi sendo empregado com o objetivo de se maximizar a relação produção por área de uma determinada cultura, sem até então levar-se em consideração suas possíveis consequências. Já neste século, aos solos foram introduzidas técnicas de manejo mais intensas; às plantas, pesquisas genéticas relativas a produtividade e a resistência às pragas e doenças; à água, técnicas de exploração de águas superficiais e subterrâneas e de manejo para uso agrícola.

Após a 2ª Guerra Mundial, os fertilizantes minerais e pesticidas¹ agrícolas foram introduzidos em grande escala na agricultura. Os pesticidas, que na sua grande maioria são compostos de moléculas orgânicas sintéticas, tem ainda suas interações com o meio ambiente pouco conhecidas, sendo despertado o interesse pelo estudo de seus impactos após serem descobertas algumas consequências de seu uso.

1.2 Importância do estudo de pesticidas nos solos

A questão dos pesticidas tem sido amplamente abordada em inúmeros trabalhos nos últimos anos. Polêmicas foram estabelecidas em torno do assunto, a começar pelo nome, onde o tema tem sido invariavelmente tratado e argumentado de acordo com os interesses estabelecidos (PARANÁ, 1992). A indústria, sua rede integrada de vendas e setores direta ou indiretamente beneficiados, usam as denominações *defensivos agrícolas* e *agroquímicos*, a comunidade científica internacional os denominam *pesticidas* e as entidades ambientalistas e mídia como *agrotóxicos*.

Um problema comum para muitos países é que o número de pesticidas examinados é muito menor que aqueles atualmente usados, existindo a necessidade de se promover uma política de proteção à possíveis contaminações em solos, reservatórios de água, seres humanos, animais e plantas. BOTTONI & FUNARI (1992) expõem que também pesticidas devem ser classificados na base de seus potenciais de contaminação.

A adsorção² é o principal processo que influencia a poluição de solos por pesticidas. As moléculas altamente adsorvíveis por partículas de sedimentos e solos são as mais persistentes, pois ficam protegidos da degradação química, biológica e da volatilização (WAUCHOPE *et. al.*, 1992), apresentando potencial de contaminação de águas superficiais se carregadas por escoamento superficial (erosão). Além disso,

¹ considerar como pesticida, neste trabalho, qualquer tipo de agrotóxico / agroquímico / defensivo agrícola, ou seja, herbicidas, inseticidas, fungicidas, formicidas, cupinicidas, nematocidas, acaricidas e outros similares. Muitas vezes o termo pesticida, por ser associado a peste; é confundido com inseticida.

² fixação de moléculas, átomos ou íons (adsorvatos - ex: pesticidas) a uma superfície sólida (adsorvente - ex: solo) por intermédio de ligações químicas ou físicas.

persistência de pesticidas em camada arável com altos níveis de resíduos podem também resultar em danos para a cultura subsequente. Já os pesticidas com baixa adsorção irão prontamente lixiviar-se³, oferecendo potencial de contaminação de águas subterrâneas.

Solo e água atuam interativamente e qualquer ação que cause efeito adverso num desses elementos afetará o outro (RANIERI, 1986). Portanto, é necessário estar apto a classificar pesticidas com seus respectivos potenciais de lixiviação às águas subterrâneas e persistência em camada arável (SOMERVILLE & GREAVES, 1987).

SMITH, W.N. *et al.* (1991) expõem que em estudos de destinos de pesticidas em solos podem ser usadas várias metodologias como experimentos de laboratório e de campo, modelos *screening* (ou índices de potencial de contaminação)⁴ e modelos de simulação⁵. A opção por uma ou outra metodologia irá depender do objetivo, do tempo e dos recursos financeiros disponíveis para cada projeto.

1.3 A cultura de cana-de-açúcar

BURNQUIST & BACCHI (1996) ressaltam a posição de destaque da cana-de-açúcar na agricultura brasileira, tendo-se mantido, ao longo das duas últimas décadas, entre as cinco principais culturas, tanto no que se relaciona a área plantada, como ao volume e ao valor de produção, sendo que na safra 1995/1996 foi ultrapassada apenas pelas áreas cultivadas com milho e soja.

Historicamente sempre presente na economia brasileira, devido a posição relevante ocupada pelo nosso açúcar no mercado mundial, a cultura de cana-de-açúcar ganhou importância com a introdução do Programa Nacional do Alcool (PROALCOOL), em 1973, visando uma alternativa à gasolina, fato que explica a colocação de realce da cultura em nosso cenário agrícola nas duas últimas décadas.

³ lixiviação - remoção de material, em solução de solo (fase líquida do solo), de uma camada superior para inferior; movimento de líquidos no solo no sentido vertical descendente.

⁴ abordagem qualitativa - fornece um *ranking* comparativo de potencial de contaminação por pesticidas.

⁵ abordagem quantitativa - mensura concentrações atingidas pelos compostos em determinada profundidade e/ou simula seu movimento ao longo do perfil do solo.

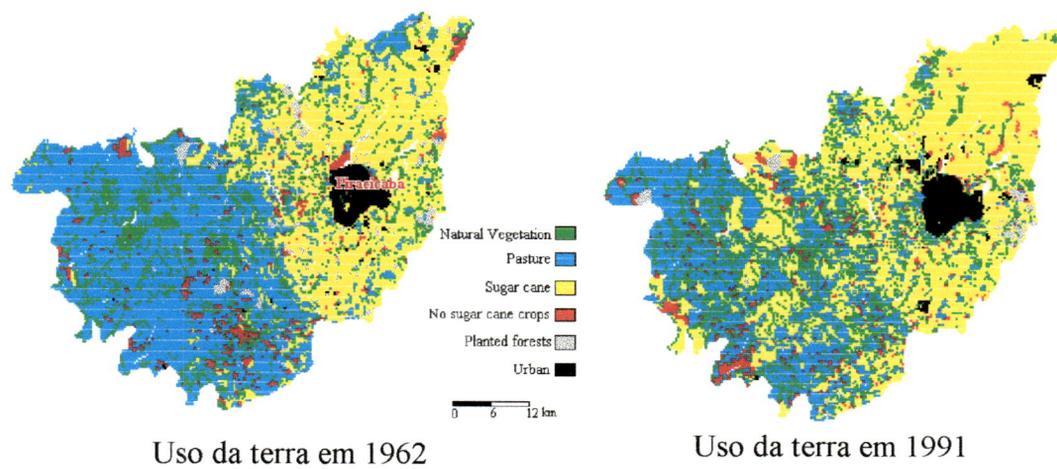
A produção brasileira de cana-de-açúcar em 1996 foi de 307.407.180 toneladas contra 252.642.628 toneladas em 1989, representando um aumento de aproximadamente 22% nesses 8 anos, sendo que a região Sudeste aparece com 65,40% da produção (contra 61,36% em 1989), seguida da Nordeste com 19,27% (27,61%), Sul com 7,85% (5,31%), Centro-Oeste com 7,39% (5,38%) e Norte com 0,09% (0,34%). Como se vê, o Sudeste mostra-se não só como a região produtora mais importante, mas também com crescente concentração da produção ao longo dos últimos anos. Dentre a produção de seus quatro estados, São Paulo aparece com 87,33% (81,26% em 1989) do total, seguido de Minas Gerais com 7,99% (10,88%), Rio de Janeiro com 3,44% (6,39%) e Espírito Santo com 1,24% (1,47%). Se for traçada uma relação entre área plantada (ap) e quantidade colhida (qc), São Paulo destaca-se por ter percentual de qc bem superior ao de ap (AGRIANUAL 97, 1996), o que indica maior emprego de tecnologia, pressupondo um elevado uso de pesticidas. É interessante mencionar que o estado de São Paulo contribuía com menos de 50% do total da cana moída no Brasil antes da implantação do PROALCOOL (BURNQUIST & BACCHI, 1996).

A região de Piracicaba-SP aparece, no contexto da economia canavieira paulista, como uma região produtora de destaque. SPAROVEK & LEPSCH (1995) apontaram, nesta região, um crescimento da área cultivada com cana-de-açúcar de 62.362 ha (35%) para 86.919 ha (49%) durante o período de 1962 a 1991 (Figura 1).

Tanto em termos de produção quanto em termos de área plantada de cana-de-açúcar, as Dira's (Divisão Regional Agrícola) de Campinas (a qual inclui Piracicaba) e de Ribeirão Preto são as mais importantes do estado de São Paulo, sendo seguidas pela Dira de Bauru, sendo as três responsáveis por 48% da produção do estado no ano de 1995 (17,87% na Dira de Campinas, 15,35% na de Ribeirão Preto e 14,35% na de Bauru) (AGRIANUAL 97, 1996).

Logo, na região de Piracicaba-SP, um importante pólo produtor de cana-de-açúcar, fontes não-pontuais de poluição, como pesticidas, passam a ser elementos potenciais de contaminação de solo e água. Sendo assim, o presente trabalho de modelagem de pesticidas em solos foi realizado nessa região, tendo como alvo de estudo moléculas usadas no cultivo de cana-de-açúcar.

FIGURA 1 - Evolução do uso da terra na região de Piracicaba-SP



Fonte: Gerd Sparovek (ESALQ/USP)

2 - OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O objetivo geral desse estudo é apresentar dois índices *screening* (ou índices de mobilidade) como metodologia alternativa de estudo de movimentação de pesticidas em solos e potencial de contaminação de mananciais.

2.2 Objetivos específicos

Aplicar os índices de mobilidade AF (*Attenuation factor*) e RF (*Retardation factor*), propostos por RAO *et al.* (1985), em áreas cultivadas com cana-de-açúcar na Microbacia Hidrográfica do Córrego do Ceveiro, Piracicaba-SP.

Com os valores de AF e RF, elaborar um *ranking* de mobilidade de pesticidas na área de estudo como efeito de comparação do comportamento dos químicos entre eles e entre solos.

Através do *First-Order Uncertainty Analysis (FOUA)* (CORNELL, 1972), analisar a incerteza e sensibilidade dos dados de entrada dos índices propostos e discutir a confiança dos resultados previstos, para fornecer dados à um futuro aprimoramento da metodologia.

3 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 O Homem, a agricultura e o meio ambiente

Estamos vivendo uma fase marcante, pois com a chegada do próximo milênio estaremos encerrando século absolutamente singular, único em relação aos que o precederam, de grandes transformações e avanços tecnológicos (ANTUNES, 1986). Devido a esse avanços, verifica-se que o Homem julgou depender cada vez menos do seu ambiente natural (ODUM, 1988), portando-se sempre como ser a parte do seu ecossistema, curvando-o para suas vontades, diminuindo seu equilíbrio e diversidade (RANDALL, 1987), enfim, se esquecendo que os processos naturais regulam as condições ambientais essenciais à sobrevivência humana (DIEGUES, 1989).

Uma das atividades mais antigas da humanidade é a agricultura, e desde seus primórdios, sempre existiu a necessidade de protegê-la. Como foram criados sistemas de produção modificados (agroecossistemas) em relação as condições naturais de produção das plantas cultivadas, novas interações nesses ambientes foram surgindo. As ervas invasoras, pragas e doenças surgem como empecilhos à produção nesses novos sistemas fundamentados no monocultivismo. O que era antes parte integrante de um ecossistema equilibrado passa a ser indesejável no agroecossistema.

Acompanhando o processo de desenvolvimento tecnológico, na agricultura surgiram várias alternativas, entre elas os pesticidas, que passaram a ser largamente empregados com o objetivo de se obter lavouras mais produtivas. Pesticidas orgânicos sintéticos foram introduzidos largamente após a Segunda Guerra Mundial. NEWMAN (1979) registra uso de inseticidas sintéticos já em 1939 e seus dados mostram que o uso de compostos químicos, especificamente para o controle de ervas invasoras, começou no princípio dos anos 40 com a descoberta do 2,4-D.

MARTIN (1992) utiliza a proposição de CHAVES (1973) apud CARVALHO (1996) para dividir os produtos químicos utilizados em cultivos agrícolas em dois grupos, o dos inorgânicos (representados pelos derivados arsenicais e de flúor, pouco usados, e o enxofre, de uso preferencial como acaricida) e o dos orgânicos (derivados de origem petrolífera, vegetal e organo-sintéticos que são os de maior importância econômica, sendo agrupados em clorados, fosforados, clorofosforados, carbamatos, piretróides e outros).

Nas atividades agrícolas, a utilização de técnicas de manejo bem como a adição de produtos químicos tem por objetivo a alta produtividade, mas altera a integridade biótica dos ecossistemas em que são empregados e adjacentes. As moléculas desses produtos químicos constituem-se uma fonte não-pontual de contaminante, sendo comumente empregados para compensar a perda de mecanismos auto-reguladores dos solos submetidos às monoculturas (CARVALHO, 1996), mas uma vez aplicados excedem a função de combate específico, espalhando-se por todo o meio, sendo difícil conter sua dispersão e inativar sua ação perigosa (PARANÁ, 1992).

Os sistemas de produção vigentes foram criados na tentativa de maximizar a produtividade, aproveitando todo o espaço destinado ao cultivo para uma só cultura. Como resultado, estes novos sistemas perderam em complexidade, estabilidade e biodiversidade. PIMENTEL & EDWARDS (1982) apud CARVALHO (1996), ressaltam que áreas agrícolas, campos e sistemas similares - com baixa diversidade de fauna e flora - são sistemas simples e ineficientes no controle de perturbações ambientais como a entrada de pesticidas.

O uso de produtos químicos em áreas agrícolas representa uma grande ameaça, pois muitos processos envolvidos nas interações pesticidas-ambiente ainda são desconhecidos e a natureza orgânica das moléculas de muitos produtos (mesmo que formulados sinteticamente) permite sua degradação, sendo que os destinos e consequências do transporte destas moléculas e seus resíduos necessitam ser estudados.

O meio ambiente é um sistema complexo constituído por diferentes componentes. Quando moléculas orgânicas sintéticas entram no mesmo, certas

interações irão ocorrer e o comportamento destas moléculas no meio depende, principalmente, das características físico-químicas do ambiente e das próprias moléculas (LAVORENTI, 1996).

Os recursos hídricos agem como integradores dos processos biogeoquímicos de qualquer região. Sendo assim, quando pesticidas são introduzidos, os recursos hídricos, sejam eles superficiais ou subterrâneos, aparecem como o destino final principal dos pesticidas (FERRAZ, 1996). O movimento das águas passa a representar sua principal maneira de transporte, pois os rios e correntes marinhas são capazes de levar o contaminante em potencial para locais muito distantes (VALÉRIO FILHO, 1995). Um exemplo disso foi a determinação, por pesquisadores brasileiros, de resíduos de *DDT* no continente Antártida, quando é sabido que esse tipo de molécula não é aplicada naquela região. Outra via importante de transporte é o ar, através da volatilização e de movimentos de partículas de poeira com químicos aderidos.

De acordo com MARANI & CHESTERS (1990), o destino dos pesticidas combina vários processos, durante os quais as suas estruturas químicas podem ou não sofrerem modificações. Produtos degradados podem também ser até mais tóxicos do que os compostos originais. Um exemplo disso é a transformação do *aldicarb*, onde a conversão inicial no solo é dada por oxidação, e dentre seus dois subprodutos, *sulfoxide* é moderadamente mais tóxico e *sulfone* consideravelmente menos tóxico em relação à molécula original.

Aplicações cada vez mais intensas de pesticidas na agricultura podem resultar na contaminação do solo e da água por mais de uma classe de substâncias tóxicas. Esta ameaça a saúde dos ecossistemas e dos seres humanos deve ser reduzida pela simples razão de que a dependência exclusiva de venenos químicos não traz um controle a longo prazo. Com demasiada frequência, as pragas desenvolvem imunidade ou até se tornam mais abundantes depois do pesticida ser dissipado, porque os seus inimigos naturais foram destruídos pelo tratamento. Além do mais, espécies de ervas invasoras, pragas e doenças que são eliminadas com sucesso podem ser substituídas por outras espécies mais resistentes, bem menos conhecidas, e portanto, até mais difíceis de serem tratadas (ODUM, 1988).

3.2 O mercado de pesticidas no Brasil e no mundo

Segundo RITTER (1990), estima-se que 45.000 produtos pesticidas são comercializados nos EUA, maior mercado mundial, representando 545 milhões de quilogramas vendidos anualmente, ao custo de US\$ 6,5 bilhões, sendo 70% usados em produção agrícola. Nos EUA, 45% dos pesticidas consumidos são herbicidas, e entre eles, só a *atrazina* e *alachlor* correspondem a 25% do total.

Dados fornecidos pela Associação Nacional de Defesa Vegetal (ANDEF) mostram que o Brasil, em 1994, já ocupava a quarta colocação no mercado mundial de pesticidas, com participação de mercado em 4,5%, atrás dos EUA (21%), Japão (14,2%) e França (7,9%) e seguido por Itália (3,5%) e Alemanha (3,2%). Esse valor percentual nacional representa um mercado de aproximadamente US\$ 1,4 bilhões (dados que conferem com os expostos por RITTER, 1990), sendo distribuídas principalmente nas culturas de cereais, soja, frutos cítricos, cana-de-açúcar, café, algodão e horticultura. Portanto, os dados de ambas as fontes nos permitem concluir que o mercado mundial abrange uma movimentação anual de US\$ 31,1 bilhões ou 2,6 bilhões de quilogramas de pesticidas.

3.3 A dinâmica dos pesticidas nos solos

O solo é um material poroso, constituído de fases sólidas, líquida e gasosa, que cobre parte da superfície terrestre, originado de rochas por processo de intemperismo⁶. Este material poroso, de características peculiares, serve de apoio físico (sustentação), químico e biológico (nutrição) para o desenvolvimento da maioria dos vegetais. A fase sólida do solo constitui-se de fragmentos de matéria mineral e orgânico de diferentes formas, tamanhos e constituições. Sua distribuição quanto à forma e arranjo no perfil do solo é denominada de estrutura. Este arranjo, organização e orientação das partículas determinam os espaços vazios ou poros disponíveis para a penetração de líquidos e gases. A fase líquida do solo, geralmente

⁶ conjunto de processos físicos, químicos e biológicos, que atuam sobre as rochas (e seus minerais constituintes) em interface à atmosfera, desintegrando-as e decompondo-as, resultando na formação do solo.

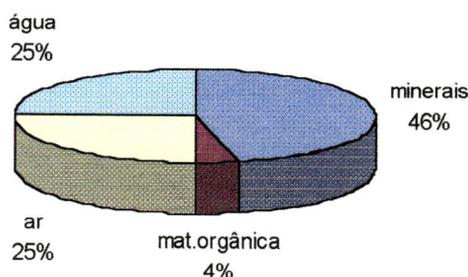
denominada de solução de solo, é representada pela água e solutos nela dissolvidos, como sais minerais na forma molecular ou iônica, substâncias orgânicas e gases. Uma das mais importantes funções de um solo é a de operar como reservatório de água, substância essencial para o desenvolvimento das culturas agrícolas. A fase gasosa é composta de ar com composição alterada em relação à composição do ar atmosférico, que é praticamente constante. Esta diferença é devida à ação biológica que ocorre no solo, e como o movimento de ar através dos poros é lento, não há tempo de um equilíbrio com a atmosfera. O ar do solo contém teores menores de O_2 e maiores de CO_2 em relação à atmosfera, devido à atividade biológica dos sistemas radiculares das plantas e dos microorganismos. Além do O_2 e CO_2 , principalmente por N_2 , NH_3 e vapor d'água constituem a fase gasosa (Figura 2).

A fase sólida é o reservatório natural da maioria dos solutos, existindo uma grande interação entre os solutos da solução de solo e a fase sua sólida. As fases líquida e gasosa também se interagem. Por processos físico-químicos, elementos podem passar de uma fase para outra dentro das três apresentadas, em todos os sentidos.

Quando introduzidos ao meio ambiente, os pesticidas inevitavelmente migrarão aos solos, podendo passar por fotodecomposição, volatilização, degradação biológica e química, absorção por plantas ou adsorção, e serem transportados por escoamento superficial (superfície), fluxo por capilaridade (transição) ou serem diretamente lixiviados perfil de solo abaixo (subsolo).

Os solos, em termos de profundidade, podem ser divididos em três zonas. A região superficial, rica em material orgânico e seres vivos microscópicos e alguns macroscópicos, como minhocas, com alta predominância de nutrientes, denominada de zona de desenvolvimento radicular. Abaixo desta, a zona intermediária de vazão (ou *vadoze zone*), com fluxo de ar e água, mas praticamente com total ausência de raízes e formas de vida. E finalmente a zona saturada de solo, a mais profunda, que se inicia a partir no nível do lençol freático, região onde os espaços porosos da fase não sólida estão totalmente preenchidos de água e com ausência de ar.

FIGURA 2 - Composição média da superfície do solo (% de ar e água variáveis)



Fonte: LEPSCH (1993)

Em sistemas agrícolas, os pesticidas terão a água como meio de transporte. É importante considerar o comportamento dos mesmos em ambiente aquático, pois mesmo nos solos, a água irá ser o primeiro solvente, e os fenômenos da superfície e atividade microbiológica tornam-se importantes fatores na determinação de destinos de pesticidas (FARMER & AOCHI, 1987).

Fotodecomposição pode ser definida como a redução dos pesticidas aos elementos mais simples devido à ação da luz solar. Esse fenômeno é ainda pouco estudado, mas sabe-se que a proporção do mesmo no processo de destinos de pesticidas é desprezível, salvo em poucas moléculas. A absorção por plantas, alvo das aplicações, ironicamente é também muito pequena em relação ao total aplicado, sendo o índice de cobertura foliar um fator importante na sua estimativa. Porém, moléculas assimiladas por plantas que mantêm sua formação original, ou seja, que não sofrem degradação, fatalmente acabarão retornando aos solos, seguindo outros destinos.

A volatilização de pesticidas, fenômeno de redução das moléculas à gás ou vapor, é definida por CHENG (1990) como o processo de ação ocorrida entre a superfície do solo, folhas das plantas e a atmosfera poucos metros acima dos dois primeiros. Para SPENCER (1987), volatilização depende quase que plenamente de condições externas e o controle do processo de volatilização ocorre principalmente na atmosfera logo acima da superfície.

Já THOMAS (1990) coloca que a taxa de volatilização de um químico no solo é afetada por muitos fatores como propriedades de solos, condições ambientais e logicamente as propriedades químicas inerentes de cada molécula, sendo elas o tipo

de estrutura básica, número e posição desses grupos funcionais básicos, solubilidade em água, características de adsorção e pressão de vapor. Mudanças na estrutura podem causar grandes diferenças na pressão de vapor e conseqüentemente nos valores de adsorção. Outros fatores como concentração do composto, aliado às propriedades de solos como matéria orgânica, porosidade, densidade global, densidade de partícula, umidade do solo e conteúdo de argila, e condições ambientais como temperatura, taxa de fluxo de ar acima da superfície e recarga líquida, determinarão a proporção entre as fases sólidas, líquidas e gasosas.

Merece destaque o trabalho de MARANI & CHESTERS (1990), onde consideram um trato cultural, a incorporação de pesticidas aos solos, como um fator relevante na volatilização. Os autores mencionam que a mesma é substancialmente reduzida quando um pesticida altamente volátil é incorporado. TAYLOR (1978) apud SPENCER (1987) mostra que em experimento, *trifluralina* sem incorporação e em solo seco teve perda de 50% entre 3 a 7 horas e de 90% após 2,5 a 7 dias, porém, com incorporação à 2,5 cm, os valores caíram para 22% em 120 dias, e ainda à somente 3,4% em 90 dias, quando incorporada à 7,5 cm de profundidade.

SPENCER (1987) alvitra que volatilidade potencial de um químico é relatada por sua inerente pressão de vapor, mas volatilização real depende ainda de condições ambientais e outros fatores de controle do comportamento de um químico na interface superfície-ar.

LAVORENTI (1997) lembra a importância da pressão de vapor quando sugere que em sua função são encontrados valores diferentes de volatilização para uma mesma molécula, quando estiver sob diferentes condições climáticas. Isto explica as maiores perdas de uma molécula, por volatilização, em um clima tropical comparado ao temperado. Muitas matérias em solução aquosa evaporam simultaneamente com a água, sendo portanto a solubilidade em água outro importante fator no transporte de moléculas para a atmosfera. Moléculas altamente solúveis são fácil e rapidamente distribuídas no ciclo hidrológico.

Conforme MARANI & CHESTERS (1990), a solubilidade em água dos pesticidas condiciona a distribuição e concentração dos químicos entre as fases dos solos, sendo correlatada diretamente com a volatilização e inversamente com a

adsorção. Pesticidas com alta solubilidade estão sujeitos a grandes movimentações descendentes.

Portanto, a perda de uma molécula solúvel no sistema solo para a atmosfera é acelerada pela presença de umidade. Isto é exemplificado em estudo de SPENCER (1987), onde a volatilização dos hidrocarbonos *lindane*, *chlordane* e *dactol* foram determinadas pelas suas pressões de vapor, sendo muito mais alta para superfícies de solos molhados em relação à solos secos. Os autores ainda ponderam que quando não há evaporação de água, a volatilização depende apenas do movimento de difusão na superfície do solo.

SPENCER (1987) recorda que volatilização de pesticidas em solos é muito mais complexa e difícil de se prever à volatilização em uma superfície sólida. Densidade e pressão de vapor de pesticidas são reduzidas em interação com o solo, principalmente por causa da adsorção. Para THOMAS (1990), a adsorção reduz a atividade química de um composto e afeta a densidade de vapor e a taxa de volatilização.

KLAR (1984) define adsorção como um fenômeno interfacial resultante das forças que ocorrem entre moléculas de fases diferentes em suas superfícies de contato. Como resultado dessas forças (adesão e coesão), a zona de contato pode ter uma concentração de material diferente das fases, existindo independentemente. Vários tipos de adsorção podem ocorrer: gases sobre sólidos, gases sobre líquidos, líquidos sobre sólidos. Em alguns casos podem diferenciar-se em adsorção química e física, sendo a primeira resultante de forças de ligação muito intensas, comparáveis às formadoras de produtos químicos, e a adsorção física devido às forças entre a superfície sólida e as moléculas adsorvidas, semelhantes às forças de Van Der Waals entre moléculas.

Para os efeitos de interação do solo com os pesticidas, as partículas sólidas coloidais são de extrema importância, e dentre estas são destacadas a fração mineral argila e a fração matéria orgânica. Informações da maneira como os pesticidas reagem com a matéria orgânica podem fornecer uma base racional para uso mais efetivo,

reduzindo efeitos colaterais indesejáveis como *carry-over*⁷ ou outras formas de contaminação do ambiente.

Para MARANI & CHESTERS (1990), a intensidade de adsorção varia também de acordo com a estrutura do pesticida, pH e temperatura além de quantidade de argila e matéria orgânica. Porém, HUTSON & ROBERTS (1990) expõem que a adsorção é mais efetivamente correlacionada com matéria orgânica e carbono orgânico do solo.

Por essa razão, em estudos de pesticidas em solos é comum o uso de certos valores para mensuração do fenômeno adsorção, como a quantidade de carbono orgânico (f_{oc}) e o coeficiente de adsorção inerente do pesticida (K_{oc}). Este último dita o potencial de adsorção do composto. THOMAS (1990) explica que muitos compostos são fortemente adsorvidos, como os cátions nos solos, enquanto outros são fracamente adsorvidos e assim deslocados por água.

Técnicas de manejo e cultivo também podem exercer significativa influência na dinâmica de pesticidas em solos. BRINSFIELD *et al.* (1987) estudaram lixiviação de pesticidas em sistemas de plantio direto⁸ e convencional em solos siltosos em Maryland, Estados Unidos. Em períodos acima de três anos, *atrazina* foi encontrada mais frequentemente que *simazina*, *cyanazine* ou *metolachlor*. Os pesticidas foram detectados em ambos os sistemas, porém, mais vezes em águas subterrâneas abaixo de plantio direto quando comparado ao encontrado abaixo de sistema convencional. STEENHUIS *et al.* (1988) encontraram *atrazina* em águas subterrâneas um mês após esta ter sido aplicada em plantio direto, mas não a detectou em águas subterrâneas sob cultivo convencional. Eles concluíram que a *atrazina* se moveu às águas subterrâneas sob sistema de plantio direto via macrosporos, mas sob manejo convencional, devido à modificação da estrutura do solo, grande parte da *atrazina* foi absorvida na zona radicular. Em muitos casos, sistemas de plantio direto e cultivo mínimo podem aumentar o potencial de infiltração e, conseqüentemente, favorecer a lixiviação de pesticidas. Já rotação de cultura tem potencial de reduzir o uso de pesticidas, e portanto, um potencial para reduzir lixiviação do contaminante.

⁷ acúmulo de resíduos nos solos em quantidades prejudiciais à cultura atual e/ou subsequente.

⁸ sem revolvimento de solo, coberto com restos vegetais, o que proporciona maior infiltração de água.

É possível traçar uma relação entre adsorção, persistência e degradação de pesticidas nos solos. Quando adsorvido, um pesticida ficará isento do processo de degradação, tornando-se mais persistente. MARANI & CHESTERS (1990) resumem essa interação quando colocam que os fatores fundamentais que afetam persistência de pesticidas nos solos são adsorção e biodegradação.

Portanto, a passagem de uma molécula da condição de adsorção à fase líquida de solo será a premissa para o desenrolar do processo de degradação da mesma. Van Der ZEE (1990) *et al.* apresentam uma solução analítica para solutos adsorvíveis e degradáveis, mostrando que o deslocamento de *atrazina* é relacionado ao seu tempo de degradação e fluxo, sendo esses dois parâmetros diretamente proporcionais.

MARANI & CHESTERS (1990) reiteram essas relações mencionando que a adsorção é, de fato, um parâmetro indireto no efeito de dissipação de pesticidas no meio ambiente, afetando profundamente os processos de degradação do mesmo devido a redução de sua biodisponibilidade, diminuindo sua lixiviação e volatilização. A adsorção, apesar de reduzir a taxa microbiológica de degradação, pode catalizar a degradação química.

A atenuação do movimento por adsorção e a biodegradação de pesticidas tornam-se efetivamente menores conforme mais profunda for a camada do solo, devido à diminuição, em profundidade, da quantidade de matéria orgânica e atividade microbiológica, respectivamente. DUNCAN & OSHIMA (1986) apud MARANI & CHESTERS (1990), estudando a influência do gradiente textural na movimentação de pesticidas, correlataram concentrações do inseticida *EDB* encontrados nos primeiros 45 centímetros (em relação à superfície) com presença de carbono orgânico (f_{oc}), porém, o químico não foi encontrado em camadas mais profundas de solos de textura arenosa, os quais permitem teoricamente maiores taxas de percolação quando comparados à solos argilosos. Em solos argilosos, nenhum movimento do químico foi evidente, provavelmente devido à retenção por argila e matéria orgânica, já nos arenosos o movimento foi afetado principalmente por fatores como umidade, temperatura e densidade de solo.

Logo, a adsorção de pesticidas na zona de desenvolvimento radicular é um fator importante na determinação do potencial de contaminação de água superficial,

quando quantidades de solos são levadas via escoamento superficial (erosão). De acordo com JOLLEY & JOHNSTONE (1994), lixiviação de pesticidas também é um importante fenômeno ambiental, apresentando potencial de contaminação de água subterrânea, sendo esta uma de nossas fontes de água potável.

Como ocorre com outros recursos abundantes ou bens “gratuitos” da Terra, a água subterrânea vem sendo explorada sem muitos cuidados e estudos, até que sua diminuição e poluição mostraram claramente que fatores limitantes estão envolvidos. Portanto, o esgotamento não é a única ameaça que paira sobre a água subterrânea, a contaminação por substâncias tóxicas pode ser uma ameaça até maior. Ao contrário das águas superficiais, as subterrâneas são quase impossíveis de serem purificadas depois de ficarem poluídas, pois não estão expostas à luz solar, a correntes fortes, nem a outros processos naturais de purificação (ODUM, 1988).

Segundo GIULIANO & CRESTANA (1994), têm sido enfatizado na comunidade científica internacional a necessidade de se validar modelos matemáticos capazes de simular os possíveis impactos ambientais causados por produtos químicos, particularmente aqueles de origem orgânica.

Portanto, o aumento de uso de químico-orgânicos vem a ser um interesse não só para ambientalistas e pesquisadores, mas também de toda a sociedade. Sendo assim, os estudos de poluição de solo e contaminação de aquíferos ganham relevância na pesquisa agropecuária.

CRESTANA (1992) destaca que é de responsabilidade do cientista moderno e do sistema de pesquisa agropecuário equacionar de forma otimizada produtividade e meio ambiente.

3.4 Metodologias de estudo de pesticidas nos solos

O estudo de impacto ambiental por pesticidas ganhou interesse a partir de 1979, inspirado por descobertas do nematicida 1,2-dibromo-3-cloropropano (*DBPC*) e do nematicida e inseticida *aldicarb* em aquíferos subterrâneos de vários estados norte americanos. No mínimo 130 pesticidas e seus metabólitos, em mais de 150 estudos, já foram encontrados em águas subterrâneas dos EUA.

Poluentes em águas subterrâneas e superficiais de origens não-pontuais, como pesticidas, são agora reconhecidos como um problema (ou um problema em potencial) para todo o globo. Para GIAMBELLUCA *et. al.* (1996), o risco de contaminação de águas por fonte pontual de poluição tem sido a tempo reconhecido, já fontes não-pontuais surgem como grande problema. Segundo os autores, cálculos de vulnerabilidade potencial à contaminação, em escala regional, são de fundamental importância para sistemas submetidos ao emprego de químicos agrícolas.

Para estudo de movimento de pesticidas em solos, dois tipos de metodologias aparecem como os principais, os modelos de simulação (ou de pesquisa) e os índices *screening* (ou índices de potencial de contaminação). SMITH, M.C. *et al.* (1991) ainda ressaltam que além deles, experimentos de laboratório e de campo podem servir como metodologia de estudo. WAGENET & RAO (1990) definem modelos de simulação como aqueles apropriados para prover estimativas quantitativas de comportamento de fluxo de água e pesticidas, com substancial demanda de dados de entrada para realizar a simulação. Já os índices *screening* são definidos como soluções analíticas voltadas à análise e comparação de comportamento de pesticidas sob condições limitadas, com exigência de poucos dados de entrada. Esse tipo de modelo não é idealizado para estudo de destinos de pesticidas, mas apenas para categorizar pesticidas em classes de comportamento.

Já os experimentos de laboratório e de campo são geralmente usados como auxílio nos levantamentos dos dados de entrada necessários para compor os modelos ou índices. É comum, em estudos de destino de pesticidas realizados por órgãos governamentais, universidades ou pelas próprias empresas privadas fabricantes dos produtos (para obtenção de registro), utilizar-se de várias metodologias de forma integrada, como por exemplo, recorrer a um índice de potencial de contaminação junto a um modelo de simulação acrescido de dados obtidos em experimentos de laboratório e ou campo para validação e ou calibração de um modelo.

Segundo SHOEMAKER & MAGETTE (1987), experimentos de laboratório e de campo são limitados pelo número de diferentes cenários que podem ser possivelmente examinados, além da necessidade de um conjunto de dados que demanda muito tempo e altos custos para serem levantados. SMITH, M.C. *et al.*

(1991) consideram que índice de potencial de contaminação pode ser usado como um método de separação de grandes números de compostos, para classificá-los em classes de comportamento e localizar áreas suscetíveis. BANTON & VILLENEUVE (1989) observaram que muitos índices são baseados em poucos parâmetros como propriedades químicas de pesticidas e ou características do meio. Eles concluíram que o uso de modelos de simulação aparecem como o melhor meio para a análise de movimentação de pesticidas em solos.

Um modelo, por definição, é uma formulação que imita um fenômeno real e pela qual se podem fazer previsões, e quando prova ser uma imitação útil, são ilimitadas as oportunidades para experimentação, uma vez que podem ser introduzidos novos fatores ou perturbações para se determinar o seu efeito no sistema. Embora os modelos sejam abstrações imperfeitas dos sistemas reais, eles representam instrumentos poderosos, pois as tentativas de respostas e as previsões provisórias referentes a questões importantes, a longo prazo, pesam mais que o tratamento específico de detalhes pouco importantes (ODUM, 1988).

RAO *et al.* (1985) informam que um número significativo de modelos computacionais de simulação já estão disponíveis para estudos em locais específicos, e que também modelos vem sendo desenvolvidos para descrever complexos processos ambientais que influenciam a dinâmica de pesticidas em solos. Deste modo, os autores ponderam que, geralmente, os modelos de simulação exigem muitos dados de entrada e requerem conhecimento de muitos parâmetros de solos, meio ambiente, culturas e pesticidas, e na maioria dos casos, dados relativos a esses parâmetros não estão prontamente disponíveis, demandando altos custos associado a obtenção de vários dados para compor uma grande combinação solo-cultura-pesticida.

Assim, modelos de simulação podem ser usados como ferramentas de prognóstico de destino de pesticidas e comportamento no meio ambiente em locais específicos, porém, como modelagem envolve o entendimento dessas complexas interações químicas, físicas, hidrológicas e biológicas que são difíceis de serem incorporadas em um esquema matemático que inclua todos os processos por inteiros, muitas vezes acabam trazendo resultados empíricos e subjetivos.

Portanto, SMITH, W.N. *et al.* (1991) são mais ponderados quando defendem que a opção por uma ou outra metodologia irá depender do objetivo, do tempo e dos recursos financeiros disponíveis para cada projeto. Sem dúvida que modelos de simulação produzem resultados mais detalhados, mas não podem ser considerados a melhor metodologia como defendem BANTON & VILLENEUVE (1989), mas sim aquela que produz resultados mais precisos desde que haja possibilidade para levantar, de forma criteriosa, os dados de entrada exigidos. Quando não há possibilidade de determiná-los, a incerteza dos resultados é muito grande se apenas dados históricos médios são inseridos em modelos de simulação detalhados. Logo, dada a dificuldade de determinação de muitos valores, as abordagens qualitativas tipo *screening*, como os índices de potencial de contaminação, representam ferramentas importantes no estudo de pesticidas em solos, mesmo requerendo poucos dados de entrada (muitas vezes quantitativos produzindo um resultado qualitativo).

Reiterando esse raciocínio, BOUMA (1989) apud RANIERI (1996) expõe que modelos de simulação, os quais fornecem resultados quantitativos, são de extrema importância pois servirão como subsídio para o planejamento agrícola e ambiental, porém a aplicação desses requer um grande número de informações a serem levantadas através de custosos e morosos experimentos de campo, e sendo assim, no caso de escassez ou impossibilidade de levantamento desses dados, esses modelos podem tornar-se muito pouco confiáveis.

Para RANIERI (1996), um método baseado em aspectos qualitativos pode ter a desvantagem, em relação a um método quantitativo, de fornecer resultados de menor precisão devido a utilização de um menor número de informações, porém, tem como vantagem o fato dessas informações básicas estarem, em geral, mais facilmente a disposição, diminuindo custos e tempo do projeto, principalmente no caso de áreas extensas como bacias hidrográficas.

Atualmente, muitas metodologias de estudo de pesticidas em solos, internacionalmente reconhecidas, já estão disponíveis. COHEN (1996) cita alguns exemplos de índices *screening* recomendados para cálculo de risco e decisões oficiais, como a metodologia dos índices AF (*Attenuation factor*) (RAO *et. al.*, 1985) usada nesse estudo, e outras como GUS (*Groundwater ubiquity score*) (Gustafson, 1989)

e CMLS (*Chemical Movement in Layered Soils*) (Nofziger & Hornsby, 1987), considerando este último com um nível de detalhamento intermediário entre modelo *screening* e de simulação. COHEN (1996) e GIULIANO (1995) destacam, entre os modelos de simulação mais importantes, o bem conhecido PRZM (*Pesticide Root Zone Model*) desenvolvido nos laboratórios da EPA⁹ em Athens, Geórgia (Carsel *et al.*, 1984) e sua segunda versão, o PRZM-2 (Mullins *et al.*, 1993), e ainda o LEACHM (*Leaching Estimation and Chemistry Model*) desenvolvido na Cornell University, NY (Wagenet & Hutson, 1987) e o GLEAMS (*Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems*) (Leonard *et al.*, 1987), que é baseado no modelo CREAMS (*Chemical, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems*) (Knisel, 1980).

3.5 Uso de modelos de simulação como metodologia de estudo

De acordo com COHEN (1996), o modelo de simulação computadorizado mais amplamente usado para cálculo de lixiviação é provavelmente o PRZM e sua nova versão, o PRZM-2, semelhante ao modelo GLEAMS, onde ambos exigem vários parâmetros de entrada relativos aos pesticidas e ambiente em adição à dados diários climatológicos. Outro modelo que vem se sobressaindo é o LEACHM, baseado na equação de Richards para modelar o fluxo de água de uma maneira tecnicamente rigorosa.

Um exemplo de uso integrado de duas metodologias, como experimentos de laboratório e modelos de simulação, é o estudo de SMITH, W.N. *et al.* (1991), onde simulações via computador foram efetuadas para testar a performance do PRZM e do LEACHM-P¹⁰ em prognóstico de lixiviação de *atrazina* ao longo de quatro colunas de solo intactos. Inicialmente o PRZM foi rodado para cada coluna de solo e os resultados indicaram muito mais evaporação (quase o dobro) e muito menos lixiviação sendo simuladas. Um fator de evaporação em PRZM foi usado para calibrar a mesma para cada coluna. A rodagem inicial de LEACHM-P produziu ótimas simulações de evaporação e lixiviação para três das colunas. Parâmetros hidrológicos

⁹ Environmental Protect Agency

em LEACHM-P não foram calibrados. Ambos os modelos subestimaram a concentração de *atrazina* que ocorreu na superfície, superestimaram na seção intermediária e subestimaram em camadas profundas, sendo que, no geral, o transporte simulado de *atrazina* pelos dois modelos foram similares. PRZM mostrou-se mais apto para efetuar aproximações de concentrações de *atrazina* em camadas mais profundas enquanto LEACHM-P foi melhor perto da superfície do solo. A razão para a imprecisão de muitos modelos na superfície do solo pode ser atribuída pela subestimativa de adsorção.

SMITH, M.C. *et al.* (1991) usaram dados de campo (data de emergência da cultura, maturação e colheita, dados diários de chuva e outros), integrados com estudo em parcelas experimentais de campo, para validação dos modelos PRZM e GLEAMS e para comparar os resultados simulados de ambos. PRZM foi usado para simular múltiplas aplicações de um pesticida a cada ano durante vários anos os quais se tem registros climáticos, e deste modo pode prognosticar variações temporais em lixiviação e escoamento superficial. Efeitos de manejos agrícolas e práticas de cultivo também puderam ser simulados. GLEAMS se baseia em fundamentos do CREAMS com adição de componentes para simulação de movimento de água e químicos dentro da zona de desenvolvimento radicular. A zona profunda entre a zona de desenvolvimento radicular e as águas subterrâneas não é considerada neste modelo. *Atrazina* e *alachlor* foram aplicadas simultaneamente em parcelas com capim *Pensacola bahia* por bomba autopropelida e logo após toda a parcela foi irrigada com 51 mm de água, com o intuito de auxiliar a entrada dos herbicidas no solo e minimizar sua volatilização. Novamente os resultados mostraram necessidade de calibração do modelo PRZM e concordância entre os resultados de ambos os modelos. GLEAMS permitiu diferenciação entre evaporação do solo e transpiração das plantas. Parâmetros relacionados às culturas são diferentes. Em GLEAMS usa-se o índice LAI (*Leaf Area Index*) e o fator de cobertura de inverno, sendo o LAI de grande importância pois reflete mudanças na transpiração de plantas de acordo com seu estágio de crescimento. Ambos os modelos prognosticaram escoamento superficial zero e poucos dados foram disponíveis para selecionar o coeficiente de absorção por

¹⁰ LEACHM-P: versão do modelo LEACHM para simulação do movimento de pesticidas.

plantas. GLEAMS simulou melhor evapotranspiração e conseqüentemente o volume percolado simulado por GLEAMS foi menor em relação ao PRZM.

CRESTANA *et al.* (1993) usaram o modelo LEACHM-P em estudo de *atrazina* e concluíram que o índice pluviométrico tem grande influência no destino do herbicida. O resultado da simulação mostrou uma distribuição uniforme do herbicida através do solo, contudo no resultado para chuvas naturais foi observada a quebra desta continuidade devido a uma chuva, em apenas um dia, de 102,6 mm.

Para GIAMBELLUCA *et al.* (1996), contaminações de águas superficiais ou subterrâneas, por pesticidas, aparecem atualmente como um dos grandes problemas ambientais causados pela agricultura convencional. A dependência do uso de químicos agrícolas potencialmente tóxicos aliada à vulnerabilidade de contaminação dos recursos hídricos potáveis por esses mesmos produtos, lixiviados ou carregados por erosão, apresenta um dilema para a regulamentação agrícola, ambiental e de saúde pública. Para redução dos riscos de contaminação desses mananciais, modelos de mensuração de mobilidade e persistência de químicos em solos, nas zonas de desenvolvimento radicular e intermediária de vazão, vem sendo bastante empregados. Devido à dificuldade no uso de modelos de simulação, agências reguladoras tem geralmente ordenado (tanto na regulação como monitoramento) o cálculo de potencial de lixiviação de pesticidas por meios mais simplificados, estando entre exemplos de metodologias já reconhecidamente viáveis, os índices de mobilidade AF (*Attenuation factor*) (RAO *et al.*, 1985), LEACH (Laskowski *et al.*, 1982) e DRASTIC (Aller *et al.*, 1985).

3.6 Uso de índices *screening* como metodologia de estudo

COHEN (1996) enaltece a importância dos índices *screening*, expondo que em muitos casos torna-se mais sensato recorrer primeiro ao uso desses índices comparativos seguidos então de modelos de simulação que exijam maior número de dados de entrada. O autor expõe ainda que o índice AF (*Attenuation factor*) apresentam-se como um dos mais simples e de melhor eficácia entre os modelos mais

simplificados, usado para estimar a fração de pesticida lixiviado para baixo da zona de desenvolvimento radicular.

O índice de mobilidade AF (*Attenuation factor*), que engloba em sua fórmula matemática o índice RF (*Retardation factor*), já existente à época de formulação do primeiro, foi proposto por RAO *et al.* (1985). AF representa um índice de emissão de massa de pesticidas provindo da região não-saturada do solo (mensura potencial de lixiviação de determinado pesticida dos solos à água profunda) e RF consiste em um índice de retardamento de lixiviação de pesticidas nos solos devido a adsorção (mensura potencial de determinado pesticida ser adsorvido ao solo, e conseqüentemente, o retardamento de sua lixiviação à água profunda). De acordo com o que foi exposto acima e no item 3.3, o fenômeno da lixiviação é dependente e inversamente proporcional à adsorção. Isto fica claro na representação matemática (a ser desdobrada no item 4.2) dos índices AF e RF, que na verdade podem ser ambos considerados como somente um tipo de índice *screening*, pois para cálculo de AF, é necessário primeiro o cálculo de RF para então, junto a outros parâmetros de entrada, obter-se o AF. Os valores obtidos de AF e RF são classificados dentro de uma escala de mobilidade, desde *muito baixo* até *muito alto* potencial de lixiviação e adsorção.

MONTGOMERY (1993) mostra essa relação entre lixiviação e adsorção em estudo onde químicos adsorvidos aos materiais orgânicos tiveram comprovados seus retardamentos de movimentos descendentes, através da comparação das velocidades lineares de deslocamento dos solutos adsorvíveis à velocidade de fluxo de água, onde a do soluto foi inferior, podendo esse retardamento ser estimado pelo RF.

MIRALLES & GELHAR (1996) reforçam essa idéia quando expõem que a adsorção é caracterizada pelo tempo de percurso e velocidade média do soluto, sendo o índice RF adequado para traçar-se essa relação, que terá variabilidade de acordo com a escala utilizada.

MULLA *et al.* (1996), em estudo de comportamento de *carbofuran*, ponderam que a variação espacial de risco de lixiviação da molécula foi muito mais afetada pela variação da velocidade da água nos poros do solo do que pela variação de adsorção por carbono orgânico. Este exemplo, de outra maneira, também ilustra a relação entre lixiviação e adsorção, pois no caso de um produto pouco adsorvível

como o *carbofuran*, a retenção do químico no solo acaba tendo pouca influência no fenômeno de transporte, sendo a dinâmica do fluxo de água o fator de maior relevância.

O transporte de químicos não adsorvíveis (Br , NO_3) e três adsorvíveis (PO_4 , *simazine* e *linuron*) foram estudados por SHIMOJIMA & SHARMA (1995) para três condições de fluxo de água em colunas de solos arenosos não saturados. Curvas (de entrada no solo em relação à profundidade) dos químicos não adsorvíveis foram muito parecidas para as três condições de fluxo analisadas, o que os levou a concluir que a molécula, não sendo retida, irá se movimentar rapidamente via solução de solo, ilustrando que para produtos não adsorvíveis, o seu potencial de lixiviação será alto.

Já KLOTZ *et al.* (1997) mostram que também a relação entre quantidade de água no solo e adsorção é inversa, em experimento onde *14C-terbuthylazine* foi aplicado em colunas de laboratório (à taxa correspondente a 0,67 kg/ha) e em lisímetros (0,30 kg/ha). Nas colunas, o transporte foi analisado em condições saturadas e não saturadas de solo, já nos lisímetros, apenas em condições não saturadas. O RF foi menor em meio saturado (RF=2,4) em relação a meio não saturado (RF=5,1), provando que quanto maior a quantidade de água em solução de solo, menor será a adsorção (quanto mais alto RF, maior o potencial de adsorção). Ainda durante o processo de fluxo, *deethylterbuthylazine* foi formada, exibindo menor valor de RF em relação ao de *terbuthylazine*.

Em experimento semelhante ao de KLOTZ *et al.* (1997), ROCIO *et al.* (1993) usaram o herbicida *2,4-D* como composto modelo para ilustrar os fatores de impacto no destino de um contaminante orgânico. Experimentos em colunas e lisímetros, em solo arenoso sob condição saturada e não saturada, foram usados para determinar o efeito da adsorção no transporte e destino de *2,4-D*. A adsorção do químico teve um leve, mas significativo, efeito no transporte do produto sob condições saturadas (RF=1,8) e não saturadas (RF=3,4). Como se vê, os resultados obtidos nos dois estudos realizados pelos autores citados mostraram concordância.

LOAGUE *et al.* (1996) ressaltam que em estudos visando a caracterização da vulnerabilidade à contaminação de solo e água por fontes de origem não-pontual podem ser envolvidos, além do uso de muitos diferentes métodos de forma isolada ou

integrada, outras ferramentas auxiliares, estando entre uma das mais importantes o “Sistemas de Informações Geográficas” (SIG).

O SIG é uma tecnologia de informação integrada que pode incluir aspectos de superfície de culturas, demográficos, econômicos, geográficos, de vistoria, monitoramento, mapeamento, cartografia, fotogrametria, sensoriamento remoto, paisagem e outros com ciências de computação. O SIG une as características de um local, um recurso e ou um aspecto com sua localização espacial. O grande volume de dados requeridos para análise de escala regional de problemas hidrológicos próximos a superfície tem conduzido a um crescimento da demanda de base de dados computadorizada. PIKE *et al.* (1994) expõem que o SIG pode ser usado como uma ferramenta analítica para identificar áreas que tenham uma probabilidade de sofrer danos relativamente alta, baseada em uma variedade de fatores físicos.

GREEN *et al.* (1988) ressaltam que a integração entre o índice AF ao SIG pode ser um importante meio de estudo, sendo inclusive usado para monitorar uso de pesticidas. Amostragens e análises adicionais de solos podem ser exigidas em certas áreas, particularmente em zonas de recarga de aquíferos. Indicadores de variabilidade de propriedades de solos também são exigidas como entradas em modelos de lixiviação.

Respondendo à descoberta de resíduos de pesticidas nos mananciais subterrâneos de água potável do Estado do Hawai, EUA, provindos de lixiviação de campos cultivados com cana-de-açúcar e abacaxi, órgãos oficiais norte-americanos solicitaram melhorias na regulamentação do uso desses produtos químicos. KHAN *et al.* (1986) e KHAN & LIANG (1989) propuseram o uso dos índices de mobilidade AF e RF em conjunto com o SIG para análise do potencial de lixiviação através de informações de solos, hidrológicas, climáticas e dos químicos. Seguindo essa diretriz, muitos outros estados norte-americanos adotaram técnicas semelhantes, produzindo mapas multicoloridos que ilustram a distribuição espacial da vulnerabilidade de lixiviação de pesticidas. KHAN *et al.* (1986) produziram mapas de vulnerabilidade de contaminação de águas profundas, dividindo a área estudada em 5 (cinco) ordens de solos (unificando suas características) e os resultados mostraram que os valores de RF foram substancialmente diferentes para os vários químicos e ordens de solos.

MULLA *et al.* (1996), em estudo de movimentação de *carbofuran* em solos, recorreram ao SIG para produzir dois mapas na área de estudo, sendo o primeiro de valores do índice AF e o segundo de conteúdo de carbono orgânico (f_{oc}) na superfície. Os valores de AF estiveram entre 0,015 e 0,041 (com média de 0,025) e de carbono entre 1,04 e 1,65% (média de 1,36%), exibindo pouca variação espacial.

A integração específica de índices e modelos de simulação tem basicamente dois objetivos: o primeiro é atingir o resultado desejado, ou seja, quando apenas um método mais simplificado não contempla todos os resultados desejados, recorre-se a outro método para complementá-lo; o segundo objetivo é o de validação da metodologia, ou seja, recorre-se a um modelo de simulação internacionalmente reconhecido para comparar seus resultados aos índices propostos, e caso ambos mostrem concordância, prova-se a viabilidade e principalmente a confiabilidade do método menos detalhado.

É importante ressaltar que muitas vezes a integração de dois ou mais métodos, para complementação de resultados, acaba fornecendo resultados de uma forma tão prática e confiável, que pode representar uma nova metodologia. A seguir, trabalhos de CROWE & MUTCH (1994), MAHMOOD *et al.* (1986), MULLA *et al.* (1996), BERTI *et al.* (1995), WOSTEN & ZEE (1993) e YANG *et al.* (1996) exemplificam esta prática.

CROWE & MUTCH (1994) apresentam um estudo em diferentes regiões agrícolas do Canadá com 175 pesticidas (ingredientes ativos) usando o EXPRES (*EXpert system for Pesticide Regulatory Evaluations and Simulations*). Esse modelo foi criado através da combinação de métodos já existentes, sendo eles os índices LP/LI e os modelos de simulação PRZM e LEACHM-P. Os índices LP/LI (Laskowski *et al.*, 1982) fornecem aos usuários um *ranking* relativo com respeito ao comportamento dos pesticidas incluídos na base de dados e o potencial de cada um ser lixiviado no perfil do solo. O *ranking* relativo é baseado em quatro propriedades ambientais básicas de pesticidas. Como o método não simula processos envolvidos na determinação de destino de pesticidas em subsuperfície, este foi usado apenas para cálculo geral do potencial relativo de pesticidas contaminarem águas profundas. É por

este motivo que o PRZM e o LEACHM-P foram integrados aos índices de LP/LI no EXPRES, para permitir simulação de destino.

Um índice, denominado MDI (*Mobility and Degradation Index*), para elaboração de um *ranking* de mobilidade de compostos orgânicos no sistema solo foi apresentado por MAHMOOD *et al.* (1986). Este índice é definido como a proporção do tempo necessário a um constituinte orgânico atravessar uma dada profundidade de solo (ex: zona de desenvolvimento radicular) e sua meia-vida ($t_{1/2}$), estimada a partir do coeficiente de degradação de primeira ordem (k). O índice de mobilidade e degradação MDI foi analisado como uma função do RF e meia-vida em várias texturas de solos. Essa aproximação mostrou-se proveitosa para o planejamento e manejo de sistemas de tratamento de resíduos potencialmente perigosos em solos, bem como para prevenção de contaminação de solo.

MULLA *et al.* (1996) estimaram os riscos de lixiviação de *carbofuran* em 57 parcelas através do uso do índices AF e de dispersão do mesmo químico baseado no índice LF (*Leached factor*), com ênfase especial na premissa de que a disposição do carbono orgânico (f_{oc}) na superfície de solo controla padrões de lixiviação de pesticidas. Enquanto o índice AF demonstra o total relativo de massa de pesticida remanescente no solo a uma profundidade crítica, o índice LF aponta a massa relativa que se lixivia abaixo dessa profundidade crítica em um dado dia. Um terceiro tipo de estimativa foi realizada, onde avaliou-se a aplicabilidade do uso do carbono orgânico de superfície na estimativa de riscos de lixiviação de pesticidas, baseado no índice AF.

A relação entre custo de controle de ervas daninhas em soja e risco de contaminação de água subterrânea foi analisada por BERTI *et al.* (1995) para cinco típicas situações pedo-florísticas, no Vale do Pó, Itália. Para tratamento de controle de ervas daninhas, o índice GWDI (*GroundWater Danger Index*) foi usado para cálculo, e este baseia-se na proporção do ingrediente ativo aplicado que lixivia camadas abaixo no solo e nas normas sobre qualidade da água para consumo humano estabelecidas pela Organização Mundial da Saúde¹¹. A fração de ingrediente ativo que pode lixiviar-se foi estimada pelo modelo de simulação PRZM e pelos índices AF e GUS. Para cada químico, um custo total foi calculado por adição ao custo do

¹¹ ligada à Organização das Nações Unidas (ONU).

tratamento do valor do lucro perdido causado por resíduos químicos. Os tratamentos foram muito diferentes, de acordo com as situações pedo-climáticas e florísticas. Na maioria dos casos, as moléculas testadas (logicamente aquelas apropriadas à cultura da soja) tiveram valores de GWDI maiores que *atrazina* (não usada em soja) sob mesmas condições, indicando um alto potencial de contaminação de águas subterrâneas no controle de ervas daninhas no cultivo de soja. O GWDI calculado com o PRZM foi então comparado com os valores obtidos com outros índices mais simplificados, o AF e GUS. O uso de AF trouxe uma boa correlação com os valores obtidos à base do PRZM, enquanto a correlação com GUS, embora significativa, não foi tão boa.

Variações das funções hidráulicas de solos com texturas grossa, média e fina foram quantificadas por WOSTEN & ZEE (1993), onde a lixiviação de solutos nesses solos foi calculada pelo modelo de simulação MONTE CARLO, assumindo-se valores constantes para a condutividade hidráulica, conteúdo volumétrico de água e pressão de vapor, porém, as variações de retardamento de lixiviação dos solutos foram consideradas através do índice RF. Lixiviação de cinco contaminantes em potencial (*chloride, nitrato, cádmio, atrazine* e *CHC*), com diferentes taxas de degradação e de RF, foi comparada nos três solos, mostrando que solos com diferentes texturas produzem comportamentos diferentes de lixiviação.

YANG *et al.* (1996) elaboraram uma solução analítica de macrodispersividade a partir do transporte de solutos em solos não saturados física e quimicamente heterogêneos, sob condições de fluxo gravitacional (vertical descendente). A equação geral formulada contempla vários fatores, como variações do conteúdo de água no solo e seu respectivo conteúdo médio, condutividade hidráulica não saturada e ainda o índice RF.

Outro bom exemplo de integração de metodologias, agora relacionada à validação, é o estudo de KLEVENO *et al.* (1992). Analisando o índice de mobilidade AF e o modelo PRZM, os autores chegaram a conclusão que os resultados de ambos comparam-se bem, pois o *ranking* de potencial de lixiviação em AF, de dez pesticidas estudados, apresentou-se na mesma ordem em seis entre sete áreas também avaliadas pelo PRZM.

Para GILLHAM *et al.* (1990), o RF é um importante parâmetro no prognóstico de migração de contaminantes e no planejamento de esquemas de reparação de aquíferos contaminados. Os autores descreveram um procedimento em colunas de solo para mensurar RF e concluíram que os resultados encontrados para vários compostos estavam em concordância com métodos convencionais já consagrados.

Em estudo mais simplificado, COX *et al.* (1994) traçam a relação entre RF e K_f^{d2} para efeito de comparação e discussão entre os métodos, e não para validação do índice. O elemento de análise foi a influência do fenômeno adsorção-desorção no comportamento da lixiviação do herbicida *thiazafurion* em três tipos de solos indeformados dispostos em colunas. Dados de adsorção obtidos foram inseridos na equação de Freundlich e valores de K_f calculados. Valores de RF e K_f obtidos para o químico estudado correlacionaram-se diretamente.

Algumas metodologias tornam-se de maior interesse como ferramentas de trabalho e pesquisa quando provam sua viabilidade de uso em vários cenários. É o caso do trabalho de MIRALLES & GELHAR (1996), que procedendo análise estocástica¹³ em reservatórios d'água, utilizaram o índice RF em composição com outros parâmetros para mostrar que as características transientes de adsorção de pesticidas são resultantes das heterogeneidades físico-químicas desses aquíferos. Os autores obtiveram resultados com boas correlações, indicando que esse índice é apropriado não somente para uso em solos, mas também em outros ambientes, como os aquáticos.

A versatilidade do índice RF é ainda enaltecida quando pesquisadores provam sua eficácia em prover mensurações de outros tipos de moléculas. OSTENDORF (1990) aponta este caso quando modela a concentração de hidrocarbonos provenientes de derramamento de gasolina de aviação, em Traverse City, no estado de Michigan, EUA. De acordo com o autor, a gasolina tem baixa mobilidade no solo, e no estudo relatado as calibrações de campo sugeriram um RF de 13,1, (indicando

¹² coeficiente de Freundlich. VAZ *et al.* (1994) e VAZ *et al.* (1995) definem a isoterma de Freundlich pela fórmula $X/M = K_f * C_E^{1/n}$, onde X/M é a relação entre massa de soluto sorvido e massa de solo, K_f o coeficiente de sorção de Freundlich, C_E a concentração de equilíbrio e $1/n$ uma constante empírica.

¹³ descrevem processos aleatórios.

muito alto potencial de adsorção - Tabela 3) e volatilização de 30% do produto derramado, o que mostra que o índice discutido é aplicável não apenas para pesticidas.

WILSON *et al.* (1981) também recorreram ao índice RF como ferramenta auxiliar de estudo do transporte e destino de 13 poluentes orgânicos de origem não agrícola, e seus resultados mostraram ótima correlação com as características dos produtos já conhecidas anteriormente ao estudo.

Para ANDERSON & DOWSER (1986), quando reações químicas nas águas superficiais são incluídas em estudos de acidificação de lagos usando o RF, a taxa de acidificação dos lagos é significativamente reduzida.

AUGUSTIJN *et al.* (1994) mostram a importância e aplicabilidade de RF no planejamento ambiental quando lembram que fluxo de solvente é uma técnica potencial para reparação de resíduos em locais contaminados por químicos orgânicos, que envolve a injeção de uma mistura de solventes (baseada em água mais álcool) para aumentar a solubilidade do contaminante e reduzir o RF. Quanto menor o RF e maior a ação do solvente, mais rápido o contaminante será transformado, e o tempo exigido para tal será uma função da presença de condições do ambiente, heterogeneidade de solos e tipo do solvente.

Por fim, entre os índices mais empregados em estudos de comportamento de pesticidas em solos, aparecem alternativas extremamente simplificadas em relação aos índices AF e RF, como o índice GUS, que se baseia apenas na meia-vida nos solos ($t_{1/2}$) e coeficiente de adsorção dos pesticidas (K_{oc}), sendo definido por $GUS = LOG t_{1/2} * (4,0 - LOG K_{oc})$ (GUSTAFSON, 1989 apud VAZ *et al.*, 1995), e outros bem mais detalhados, como o CMLS (*Chemical Movement in Layered Soils*), um modelo de mensuração de lixiviação e persistência de pesticidas em solos baseado em cromatografia, com rodagem ainda compatível em microcomputadores convencionais (COHEN, 1996).

De acordo com o que foi exposto acima, fica evidente que apesar de objetivar maximizar a produtividade agrícola, o uso de pesticidas representa uma ameaça para o meio ambiente e conseqüentemente para o ser humano, tornando-se necessário estudos relativos a seu uso. Desta forma, o conhecimento da dinâmica dos pesticidas

nos solos passa a ser uma fonte de informação importante para conhecermos os seus potenciais de impactos ambientais, assim como traz aos usuários dados relevantes a respeito da toxicidade dos pesticidas utilizados em suas áreas de cultivo, inclusive fornecendo alternativas caso um produto se mostre menos tóxico que outro de uso similar, em situações onde ainda não haja uma alternativa de eliminação do produto químico.

O uso de índices de potencial de contaminação, apesar de produzirem resultados apenas comparativos e indicativos, são ótimas ferramentas de trabalho para determinar possíveis áreas críticas devido ao uso de pesticidas, e por isto serão empregados no presente trabalho, visando oferecer uma metodologia alternativa para uso futuro em planejamento agrícola e ambiental.

4 - MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

Segundo VIEIRA *et al.* (1992), os conceitos de conservação de solo recomendam que se desconheçam os limites de propriedades e municípios, levando em conta apenas a unidade fisiográfica local. Uma microbacia é considerada como uma unidade de relevo que contribui para um único coletor de águas pluviais.

FERRAZ (1996) lembra que o completo entendimento do funcionamento de uma bacia exige simultâneo conhecimento de seus sistemas aquáticos e terrestres. Quando uma bacia é fortemente modificada, principalmente pela mudança do uso e cobertura de solo, grande diversidade de problemas ambientais irão ocorrer com destino final nos seus recursos hídricos.

De acordo com RANIERI (1996), em termos ambientais, a bacia hidrográfica é a unidade ecossistêmica e morfológica que melhor reflete os impactos das interferências antrópicas, tanto na ocupação de terras com atividades agrícolas, quanto na urbanização. Neste sentido, o planejamento e manejo de bacia hidrográfica devem considerar a conjugação dos problemas de uso do solo e da água, não em função de apenas um desses recursos, mas ambos de maneira integrada.

A colocação da autora acima reflete bem a nova ordem mundial em relação ao uso de bacias hidrográficas como unidade de estudo de impacto e planejamento ambiental. Sendo assim, o presente trabalho tem como área de estudo a Microbacia Hidrográfica do Córrego do Ceveiro (MHCC), município de Piracicaba-SP. De acordo com SPAROVEK (1991), a área de estudo está situada no paralelo 22 40S e meridiano 47 47W, com aproximadamente 2.000 ha, limitada a montante pela Vila Santana e a jusante pelo Distrito de Artemis e pelo Rio Piracicaba, apresentando cotas

Tabela 1 - Uso da terra na MHCC.

Tipo de uso da terra	Ocorrência (%)
Cana-de-açúcar	66,3
Pastagem	13,9
Culturas anuais	0,2
Vegetação natural	17,3
Outros usos / Urbanização	2,3

Fonte: SPAROVEK *et al.* (1997)

Tabela 2 - Profundidades de solos e respectivas ocorrências na MHCC.

Tipos de solo	Profundidades (m)	Ocorrência (%)
Litossolos	0.5	45.62
Podzólicos pouco profundo, Hidromórficos e Aluviais	1.0	14.39
Cambissolos	1.5	3.75
Podzólicos Vermelho-Amarelo, Terra Roxa Estruturada Podzólica	2.0	7.83
Podzólicos Vermelho-Amarelo, Terra Roxa Estruturada	2.5	16,5
Podzólicos Vermelho-Amarelo, Podzólico Vermelho-Escuro	3.0	9.96

Fonte: SPAROVEK *et al.* (1997)

entre 460 e 580 metros de altitude, com relevo ondulado a forte ondulado, declividade predominante de 5 a 15%, clima Cwa - Koppen (mesófilo úmido subtropical) e vegetação natural de floresta mesófila semidecídua e ripária nas margens dos cursos d'água que praticamente inexistem devido ao desmatamento que ocorreu com o avanço da agricultura.

A MHCC apresenta atualmente baixa diversificação em relação ao uso da terra, com forte predomínio da cultura de cana-de-açúcar (Tabela 1) e solos relativamente rasos (Tabela 2).

4.2 Os índices de mobilidade AF (*Attenuation factor*) e RF (*Retardation factor*)

Para a determinação da lixiviação e adsorção potencial de pesticidas nos solos da área de estudo, serão utilizados, respectivamente, os índices de mobilidade AF (*Attenuation factor*) e RF (*Retardation factor*) (RAO *et al.*, 1985).

A massa de um pesticida qualquer varia com o tempo durante o fluxo descendente em uma camada de solo conhecida, devido à influência da degradação. Considerando tal fenômeno, torna-se possível representar matematicamente, de forma genérica, a variação dessa massa em uma dada camada através da equação:

$$\partial M / \partial t = - M_0 * k \quad [1]$$

onde $\partial M / \partial t$ representa a variação da massa de pesticida (M) em relação ao tempo (t), M_0 a massa inicial de pesticida que entra na camada estudada e k o coeficiente de degradação de primeira ordem (é usado o sinal de subtração no início do lado direito da equação por se tratar de uma variação de massa em relação ao tempo, ou seja, a massa inicial será inferior à final, sendo essa diminuição de quantidade representada pelo sinal matemático).

Isolando a relação de massa e integrando a equação 1, temos:

$$\int \partial M / M_0 = \int - k * dt \quad [2]$$

Por propriedade matemática, sabe-se que:

$$\int 1/x * \partial x = \ln x \quad [3]$$

onde x é uma incógnita qualquer e \ln o logaritmo neperiano. Aplicando-se essa propriedade matemática à equação 2, torna-se possível representá-la como:

$$\ln M = -kt + cte \quad [4]$$

Para o tempo $t =$ zero, a massa M considerada será a massa inicial M_0 . Substituindo o valor de t por zero na equação 4, temos:

$$\ln M_0 = cte \quad [5]$$

Compondo-se a equação 4 com a dedução verificada na equação 5, temos:

$$\ln M = -kt + \ln M_0 \quad [6]$$

Dispondo a equação 6 de uma outra maneira (equações 7 e 8), ou seja, traçando uma relação entre massa de pesticida que atinge o limite inferior de uma determinada camada por massa de pesticida aplicada (M / M_0), tem-se representada a fração do pesticida que sofrerá lixiviação. Primeiramente temos:

$$\ln M / M_0 = -kt \quad [7]$$

Isolando a relação M / M_0 do logaritmo neperiano da equação 7 chegamos à equação geral de lixiviação:

$$M / M_0 = \text{EXP} (-kt) \quad [8]$$

De acordo com RAO *et al.* (1985), em estudos de pesticidas em solos devem ser consideradas duas zonas distintas, a zona de desenvolvimento radicular e a zona intermediária de vazão (entre a primeira e a zona saturada do solo). Portanto, deve-se calcular, separadamente, o tempo de viagem da massa de pesticidas em cada uma dessas zonas, para então estimá-la na zona saturada.

Sendo assim, a massa total de pesticidas (M_1) que atravessa a zona de desenvolvimento radicular é dada por:

$$M_1 = M_0 \text{EXP} (-k_1 tr_1) \quad [9]$$

onde M_0 é a soma de pesticida aplicado na superfície do solo, e k_1 e tr_1 , o coeficiente de degradação de primeira ordem e tempo de percurso na zona de desenvolvimento radicular, respectivamente. A quantidade que chega no fim dessa zona irá, portanto, atingir a zona intermediária de vazão. Deste modo, temos:

$$M_2 = M_1 \text{EXP} (-k_2 tr_2) \quad [10]$$

onde M_2 , k_2 e tr_2 são definidos na equação 9, exceto o subscrito "2", que designa valores para a zona intermediária de vazão. Substituindo a equação 9 na 10, temos:

$$M_2 = M_0 \text{EXP} \{- [(k_1 tr_1) + (k_2 tr_2)]\} \quad [11]$$

Analisando a equação 11, fica evidente a exigência de uma estimativa dos tempos de percurso (tr_1 , tr_2) e coeficientes de degradação de primeira ordem (k_1 , k_2) nas duas zonas em questão. Os processos de transporte de água e solutos dentro da zona de desenvolvimento radicular são transientes, e o tempo de percurso (tr_1) é uma complexa função de precipitação, irrigação, evapotranspiração e desenvolvimento radicular. Deste modo, é difícil obter uma estimativa de tr_1 , mas por outro lado, a diferença anual entre precipitação mais irrigação e evapotranspiração pode ser usada para estimar o valor de tr_2 , pois os processos de fluxo na zona intermediária de vazão são essencialmente os mesmos. Por sua vez, uma grande quantidade de dados existem para estimar-se o coeficiente de degradação de primeira ordem (k_1) na zona de desenvolvimento radicular, baseados em medidas relativas à superfície do solo, porém existem poucos dados para mensurá-los na zona intermediária de vazão. Na ausência dessas informações, RAO *et al.* (1985) sugerem considerar uma única zona e assumir k como ($k = k_1 + k_2$) e t como ($tr = tr_1 + tr_2$), sendo a equação 11 substituída por:

$$M_2 = M_0 \text{EXP} (- k tr) \quad [12]$$

O coeficiente de degradação de primeira ordem de um pesticida (k) é dado como uma aproximação do tempo necessário para que se reduza à metade, por desintegração, a massa de um pesticida. Esse período é denominado como tempo de meia-vida ($t_{1/2}$).

Sendo assim, considerando a relação $M / M_0 = 0,50$ e $t = t_{1/2}$, e substituindo-os na equação 7, temos:

$$\ln 0,5 = (- k t_{1/2}) \quad [13]$$

Sendo $\ln 0,5 = - 0,693$, chegamos finalmente à aproximação anteriormente referida, onde o coeficiente de degradação de primeira ordem é dado por:

$$k = 0.693 / t_{1/2} \quad [14]$$

O tempo de percurso (t_r) pode ser aproximado para:

$$t_r = [(d \text{ RF } \theta_{FC}) / q] \quad [15]$$

onde d é a distância da água subterrânea (ou de alguma profundidade desejada) a superfície [L], RF o fator de retardamento (a ser discutido), θ_{FC} a quantidade de água no solo em capacidade de campo [volume fracional] e q a recarga líquida da água subterrânea [LT^{-1}].

Finalmente, a fração de pesticida aplicado à superfície que atinge a zona saturada do solo é igual a relação M_2 / M_0 , descrita por:

$$AF = (M_2 / M_0) = \text{EXP} (- k t_r) \quad [16]$$

onde AF é definido como *Attenuation factor*, que representa um índice de emissão de massa de pesticidas nos solos. Os limites de valores possíveis para AF estão entre 0 (zero) e 1 (um); quanto mais altos os valores de AF, maior a probabilidade dos compostos químicos serem lixiviados.

Substituindo as equações 14 (definição de k) e 15 (definição de t_r) na equação 16, chegamos à equação geral do índice de mobilidade AF [adimensional]:

$$AF = \text{EXP} [(- 0.693 d \text{ RF } \theta_{FC}) / (q t_{1/2})] \quad [17]$$

sendo RF [adimensional] definido como:

$$\text{RF} = 1 + [(\rho_b f_{oc} K_{oc}) / \theta_{FC}] + [(n_a K_H) / \theta_{FC}] \quad [18]$$

$$\text{e } n_a = [1 - (\rho_b / \rho_p)] - \theta_{FC} \quad [19]$$

onde ρ_b é a densidade específica ou global do solo [ML^{-3}], f_{oc} o carbono orgânico do solo [massa fracional], K_{oc} o coeficiente de adsorção do pesticida [L^3M^{-1}], n_a a porosidade do solo na capacidade de campo [volume fracional], K_H a constante de Henry [adimensional] e ρ_p a densidade de partícula do solo [ML^{-3}]. RF representa um índice de retardamento da lixiviação do pesticida nos solos devido a adsorção. Para pesticidas não voláteis e não adsorvíveis $RF = 1$, pois neste caso, K_H e K_{oc} são iguais a zero, respectivamente. Com aumento K_{oc} , RF torna-se maior. Quanto mais alto o valor de RF, menos móvel o composto químico será.

Portanto, para a determinação do potencial de lixiviação e adsorção de pesticidas na área de estudo, serão levantados os dados, respectivamente, das equações 17 e 18, e ainda, no caso de pesticidas voláteis, da equação 19 (como complemento da 18).

Como podemos observar, a metodologia escolhida produz um resultado qualitativo requerendo dados de entrada que se caracterizam por serem quantitativos.

HELLING & DRAGUN (1980), LOAGUE *et al.* (1996) e KHAN *et al.* (1986) adotaram o esquema mostrado na tabela 3 para fornecer classes relativas de mobilidade dos índices AF e RF.

Tabela 3 - Escala de mobilidade de pesticidas

Índice	Classificação
Attenuation factor (AF)	POTENCIAL DE LIXIVIAÇÃO
= 0.0	<i>nulo</i>
0.0 a 1.0E-04	<i>muito baixo</i>
1.0E-4 a 1.0E-02	<i>baixo</i>
1.0E-02 a 1.0E-01	<i>médio</i>
1.0E-01 a 2.5E-01	<i>alto</i>
2.5E-01 a 1.0E+00	<i>muito alto</i>
Retardation factor (RF)	POTENCIAL DE ADSORÇÃO
= 1.0	<i>muito baixo</i>
1.0 a 2.0	<i>baixo</i>
2.0 a 3.0	<i>médio</i>
3.0 a 10.0	<i>alto</i>
> 10.0	<i>muito alto</i>

Fonte: HELLING & DRAGUN (1980); LOAGUE *et al.* (1996); KHAN *et al.* (1986).

4.3 Levantamento dos dados de entrada

A representação matemática dos índices propostos mostrou que, para determiná-los, nove diferentes tipos de dados de entrada são exigidos. Os valores necessários para compor o índice AF são d , θ_{FC} , q e $t_{1/2}$ além do próprio índice RF, que por sua vez requer os dados de ρ_b , ρ_p , f_{oc} , K_{oc} , K_h e também θ_{FC} . Para levantamento, os mesmos foram divididos em três categorias, sendo elas denominadas *propriedades de solos* (θ_{FC} , ρ_b , ρ_p , f_{oc}), *propriedades físico-químicas dos pesticidas* ($t_{1/2}$, K_{oc} , K_h) e *características hidrológicas* (d , q).

4.3.1 Propriedades de solos

Os dados de entrada relativos às *propriedades de solos* foram levantados em doze trincheiras de solos. A determinação desses doze pontos de amostragens foi baseada na conciliação de dados disponíveis como mapa pedológico da MHCC¹⁴ (Figura 3), distribuição percentual da área cultivada com cana-de-açúcar dentro de cada tipo de solo (Tabela 4) e condições de campo para efetuação dos levantamentos.

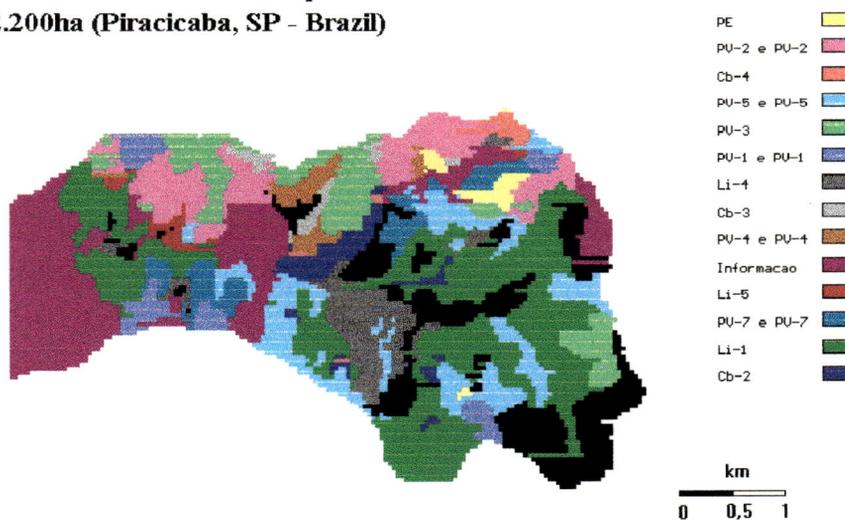
O mapa pedológico da MHCC, com escala de 1:10.000, possui 31 tipos de solos, ordenados em 13 unidades de mapeamento. Essas unidades agrupam, portanto, vários tipos de solos, de acordo com semelhanças químicas e granulométricas.

A ordenação de solos com características semelhantes é uma prática muito comum na ciência do solo, aparecendo em vários trabalhos científicos. Os critérios podem ser subjetivos ou seguir regras, como os realizados por KHAN *et al.* (1989) e KHAN & LIANG (1996), onde usaram o método de extrapolação do *Soil Taxonomy*, muito empregado nos EUA, tendo como níveis (menos para mais detalhado) a ordem, sub-ordem, grupo principal, sub-grupo, família e séries de solos. Essa aproximação é largamente usada, em abordagens qualitativas, mas limitada em testes quantitativos, que exigem diagnósticos pontuais.

¹⁴ o mapeamento de solos da área já fora efetuado anteriormente ao início deste estudo, como parte de Residência Agrônoma de alunos da ESALQ/USP, sob orientação do Prof. Gerd Sparovek, e por eles cedido para realização deste trabalho.

FIGURA 3 - Mapa pedológico e unidades de mapeamento da MHCC

**Ceveiro watershed soil map
2.200ha (Piracicaba, SP - Brazil)**



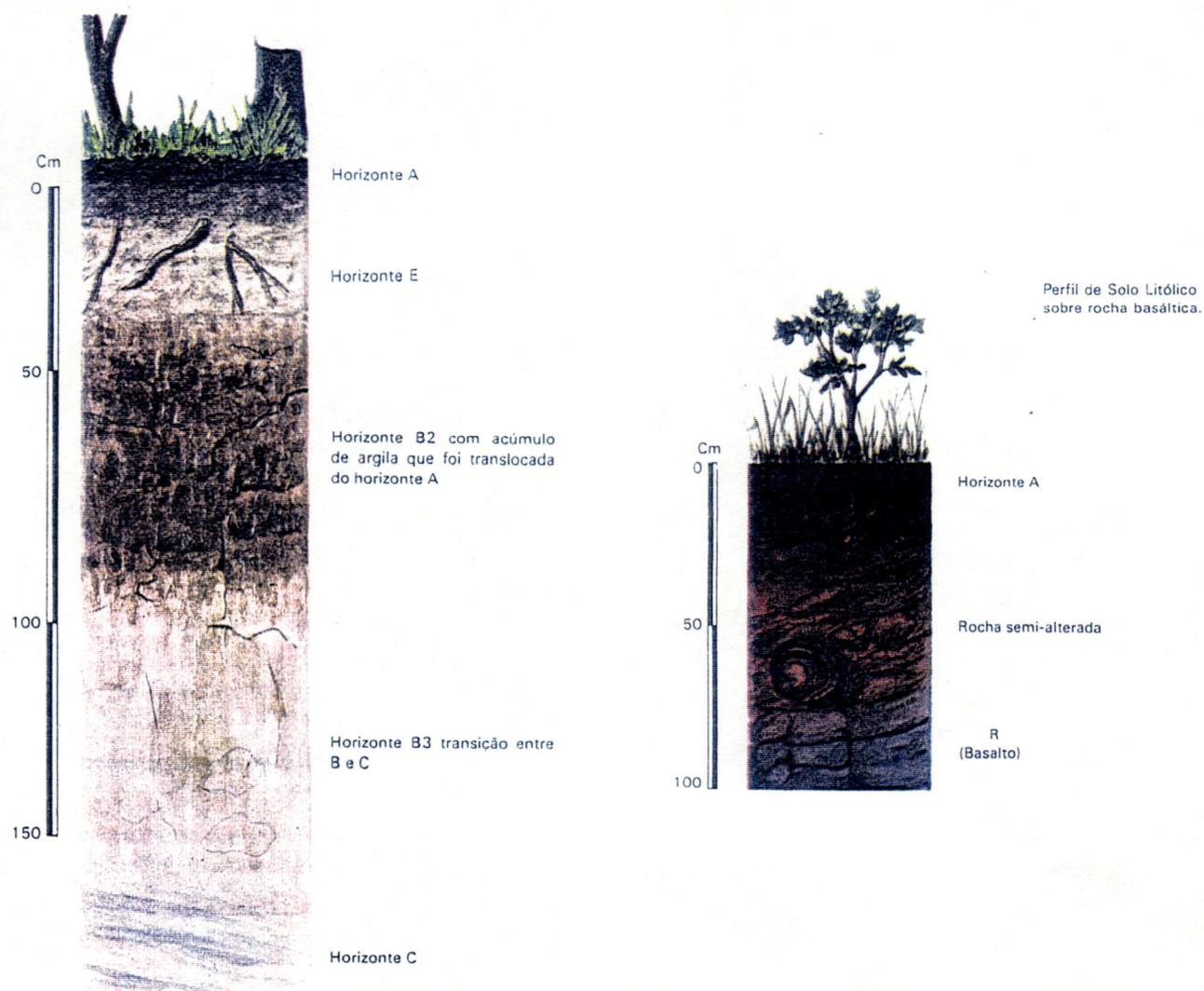
Fonte: Gerd Sparovek (ESALQ/USP)

Unidade de Mapeamento:

- PV1 = Podzólico Vermelho Amarelo, álico, Tb, A moderado ou chernozêmico, textura arenosa/média
 PV1pp = Podzólico Vermelho Amarelo, endoálico, Tb, A moderado ou chernozêmico, textura arenosa/média, fase pouco profunda
 PV2 = Podzólico Vermelho Amarelo, álico, Ta, A moderado, textura arenosa/média
 PV2pp = Podzólico Vermelho Amarelo, álico, Ta, A moderado, textura arenosa/média fase pouco profunda
 PV3 = Podzólico Vermelho Amarelo, álico Ta ou Tb, A moderado arênico, textura arenosa/média
 PV4 = Podzólico Vermelho Amarelo, eutrófico, Tb, A moderado, textura arenosa/média
 PV4pp = Podzólico Vermelho Amarelo, eutrófico, Tb, A moderado, textura arenosa/média fase pouco profunda
 PV5 = Podzólico Vermelho Amarelo, eutrófico, Tb, A moderado, textura média/argilosa
 PV5pp = Podzólico Vermelho Amarelo, eutrófico, Tb, A moderado, textura média/argilosa fase pouco profunda
 PV6 = Podzólico Vermelho Amarelo, eutrófico, Ta, A moderado, textura média/argilosa
 PV6pp = Podzólico Vermelho Amarelo, eutrófico, Ta, A moderado, textura média/argilosa fase pouco profunda
 PV7 = Podzólico Vermelho Amarelo, endoálico, Tb, A moderado, textura média/argilosa
 PV7pp = Podzólico Vermelho Amarelo, endoálico, Tb, A moderado, textura média/argilosa fase pouco profunda
 PV8 = Podzólico Vermelho Amarelo, eutrófico, Ta ou Tb, A moderado (arênico), textura arenosa/argilosa
 PE = Grupamento indiscriminado de Podzólico Vermelho Escuro, textura argilosa ou argilosa/muito argilosa com ou sem cascalho
 TE = Terra Roxa Estruturada, eutrófica, Tb, A moderado, textura argilosa (Unidade Estruturada)
 TEP = Terra Roxa Estruturada Podzólica, eutrófica, Tb, A moderado, textura média/argilosa (Unidade Santana)
 Li1 = Solo Litólico, eutrófico, Ta ou Tb, A moderado ou chernozêmico, textura média, substrato siltitos da For. Corumbataí
 Li1a = Solo Litólico, álico, Ta ou Tb, A moderado, textura média, substrato siltitos da For. Corumbataí
 Li2 = Solo Litólico, álico, Ta, A moderado, textura média, substrato silito da Formação Corumbataí
 Li3 = Solo Litólico, eutrófico, Ta ou Tb, A moderado ou chernozêmico, textura média, substrato folhelho da Formação Corumbataí
 Li 4 = Solo Litólico, álico, Ta, A moderado, textura argilosa, substrato folhelho da For. Corumbataí
 Li 5 = Solo Litólico, distrófico, Tb, A moderado, textura média, substrato arenitos da For. Pirambóia
 Li6 = Complexo Li3+PV+Cb2
 Li7 = Complexo TEpp+Cb5+Li7
 Cb1 = Cambissolo, eutrófico, Ta ou Tb, A moderado, textura média
 Cb2 = Cambissolo, eutrófico ou distrófico, Ta ou Tb, A moderado, textura argilosa
 Cb3 = Cambissolo, álico, Ta, A moderado, textura média
 Hi1 = Solo Hidromórfico, distrófico, Ta, A moderado, textura arenosa/média
 Hi2 = Solo Hidromórfico, álico, Ta, A moderado, textura média/argilosa
 A = Grupamento indiscriminado de solos aluviais

Tabela 4 - Distribuição de solos geral e cultivados com cana-de-açúcar na MHCC

Tipo de solo (símbolo)	Código (número)	Área total (ha)	Área total (%)	Área cana (ha)	Área cana (%)	Variação (%)
PV1	1	59.36	2.98	54.76	4.15	1.17
PV1pp	2	4.84	0.24	2.52	0.19	-0.05
PV2	3	222.32	11.17	170.64	12.93	1.76
PV2pp	4	4.64	0.23	1.24	0.09	-0.14
PV3	5	156.96	7.89	137.92	10.45	2.57
PV4	6	35.04	1.76	26.36	2.00	0.24
PV4pp	7	5.32	0.27	4.32	0.33	0.06
PV5	8	77.60	3.90	67.32	5.10	1.20
PV5pp	9	125.08	6.28	89.92	6.81	0.53
PV6	10	20.44	1.03	13.12	0.99	-0.03
PV6pp	11	23.00	1.16	13.00	0.99	-0.17
PV7	12	27.80	1.40	22.20	1.68	0.29
PV7pp	13	60.64	3.05	39.92	3.03	-0.02
PV8	14	18.36	0.92	15.48	1.17	0.25
PE	15	22.80	1.15	20.04	1.52	0.37
TE	16	11.72	0.59	10.04	0.76	0.17
TEP	17	29.92	1.50	29.92	2.27	0.76
Li1	18	579.64	29.12	332.00	25.16	-3.96
Li1a	19	4.84	0.24	3.40	0.26	0.01
Li2	20	31.32	1.57	8.80	0.67	-0.91
Li3	21	93.44	4.69	70.84	5.37	0.67
Li4	22	142.96	7.18	83.28	6.31	-0.87
Li5	23	18.88	0.95	6.44	0.49	-0.46
Li6	24	20.84	1.05	18.56	1.14	0.36
Li7	25	16.24	0.82	7.60	0.58	-0.24
Cb1	26	65.00	3.27	43.64	3.31	0.04
Cb2	27	22.80	1.15	13.44	1.02	-0.13
Cb3	28	9.48	0.48	8.36	0.63	0.16
Hi1	29	22.80	1.15	1.64	0.12	-1.02
Hi2	30	8.40	0.42	2.56	0.19	-0.23
A	31	8.76	0.44	0.36	0.03	-0.41
Área Urbana	32	39.16	1.97	0.00	0.00	-1.97
Total	-	1990.40	100.00	1319.64	100.00	-



Perfil de um solo Podzólico Vermelho-Amarelo.

Figura 4 - Perfis de solos característicos da MHCC

Fonte: LEPSCH (1993)

Tabela 5 - Localização e representatividade dos pontos de amostragens na MHCC

Trincheira	Tipo de solo	Localização x - y (UTM)	Área de cana (%)
1	TE	216569.98 - 7492769.65	0.76
2	PV2	216152.81 - 7492871.52	12.93
3	PV2	216112.54 - 7492737.28	12.93
4	PV3	216486.00 - 7493894.20	10.45
5	PV3	216420.10 - 7493736.10	10.45
6	Li3	216368.20 - 7493736.70	5.37
7	PV1	216493.10 - 7490958.50	4.15
8	PV7pp	215938.80 - 7491587.50	3.03
9	Li1	215780.70 - 7491693.60	25.16
10	PV7pp	215942.70 - 7491861.20	3.03
11	Li1	215389.30 - 7492268.70	25.16
12	PV2	215350.10 - 7492668.60	12.93
TOTAL	-	-	61.85

Uma consideração importante relativa ao uso de aproximações é que quanto mais tipos de solos forem agrupados na mesma categoria, maior será a probabilidade de variação dos resultados experimentais em relação ao fenômeno real. LOAGUE *et al.* (1989) agruparam cinco séries de solos em três famílias, tendo o carbono orgânico do solo (f_{oc}), quantidade de água na capacidade de campo (θ_{FC}) e densidade global do solo (ρ_b) como propriedades determinantes da ordenação.

A MHCC possui 66,30% (Tabela 1) de sua área cultivada com cana-de-açúcar. Como este estudo é relativo à movimentação de pesticidas dessa cultura, fez-se uma análise apenas da área com ela cultivada, excluindo-se a restante. A partir da relação entre área cultivada com cana-de-açúcar e tipo de solo (Tabela 4 - colunas "área cana") foram determinados, aliada às condições de campo, os pontos de amostragens, ou seja, foi escolhida uma sequência topográfica que melhor representa a formação de solo e uso da terra na área de estudo. Este critério permitiu trabalho de campo de forma ágil, pois formações de solos mais representativas ficam proximamente dispostas. Assim GIAMBELLUCA *et al.* (1996) realizaram estudo de movimentação de pesticidas em área de cana-de-açúcar e abacaxi em vários solos, caracterizando a diversidade espacial de clima e solo a partir da seleção de nove pontos pouco distantes entre si alinhados em grade (*evenly-spaced grid points*).

Os pontos escolhidos para este trabalho estão representados na Tabela 5. Como pode ser visto na Tabela 5, algumas trincheiras foram abertas no mesmo tipo de solo, como as de número 2, 3 e 12 no PV2, 4 e 5 no PV3, 8 e 10 no PV7pp e finalmente 9 e 11 no Li1, restando três trincheiras, 1 na TE, 6 no Li3 e 7 no PV1. Portanto, os doze pontos escolhidos abrangem sete formações diferentes de solos. Ainda de acordo com a Tabela 5, os solos amostrados representam 61,85% da área de estudo cultivada com cana, o que encena um valor significativo (verificar que há solos com duas ou mais trincheiras - a soma da área total de cana representada na amostragem foi calculada considerando, logicamente, apenas uma vez cada tipo de solo). Observando a Tabela 4 podemos perceber que com relação à área ocupada com cana-de-açúcar, os solos PV2, PV3 e Li1 são os mais representativos, abrangendo juntos quase metade da área cultivada (48,54%). Comparando esses dados com a Tabela 5, vê-se que os três solos em questão tiveram de dois a três pontos de amostragens, sendo os restantes incluídos no levantamento por pertencerem à sequência topográfica escolhida para amostragem.

Determinados os pontos de amostragens, os mesmos foram localizados no campo através do *Global Position System* (GPS). Como o modelo de GPS utilizado proporciona uma margem de erro de até 100 metros de diâmetro, tomou-se o cuidado de locar os pontos não muito próximos aos limites entre solos, além dos perfis dos mesmos serem descritos, após a abertura das trincheiras, para conferência das plotagens.

As amostragens das propriedades de solos foram realizadas em seis camadas, de 20 em 20 até a profundidade de 120 centímetros, salvo os casos em que os solos apresentaram profundidade inferior à máxima estipulada. As camadas determinadas para amostragem tiveram a mesma procedida no seu ponto médio, ou seja, na camada superficial 00-20 cm aos 10 cm, na de 20-40 aos 30 cm, e assim por diante até 110 cm na camada inferior 100-120 cm. De acordo com o exposto na representação matemática desta metodologia, as incógnitas tempo de percurso (tr) e coeficiente de degradação de primeira ordem (k) das duas zonas de solos consideradas foram assumidas como uma só na equação 12, o que permite, de acordo com RAO (1998)¹⁵,

¹⁵ PhD Suresh Rao (Gainesville University of Flórida), formulador dos índices AF e RF, via e-mail.

amostragens por horizontes de solos ou em camadas à profundidades constantes. Muitos são os exemplos de uso de uma ou outra maneira, como o trabalho de KLEVENO *et al.* (1992) onde procede os levantamentos de sete solos de acordo com a heterogeneidade dos horizontes nos perfis dos mesmos, e GIAMBELLUCA *et al.* (1996) que amostraram a cada grupo de cinquenta centímetros de profundidade.

A seguir são descritas as metodologias para levantamento dos dados de entrada de *propriedades de solos* (θ_{FC} , ρ_b , ρ_p , f_{oc}).

4.3.1.1 - capacidade de campo (θ_{FC})

Com relação a água no solo, podemos definir duas situações típicas para áreas agrícolas, sendo elas o ponto de murcha permanente e a capacidade de campo. O intervalo entre o ponto de murcha permanente e a capacidade de campo representa a faixa de disponibilidade de água às plantas, sendo o primeiro o seu limite inferior e o segundo o superior. Abaixo do ponto de murcha permanente as plantas sofrem murcha irreversível, não recuperando sua turgescência mesmo quando novamente em contato com água. Já acima da capacidade de campo, a quantidade de água passa a ser tóxica às plantas, pois não permite trocas gasosas entre o solo e as mesmas.

Para VIEIRA (1989), a capacidade de campo representa a quantidade de água que um solo pode reter resistindo à drenagem natural¹⁶ devido à força da gravidade, não sendo esta drenagem impedida¹⁷, ou seja, quando o solo está na capacidade de campo, a quantidade de água no seu espaço poroso é máxima, sem eliminar o ar, que permanece nos poros maiores, sendo a água retida nos poros menores. Excedendo a sua capacidade de campo a ponto de preencher com água todos os espaços vazios (micro e macrosporos), então o solo torna-se saturado.

TODD (1959) define essa dinâmica quando classifica a água em gravitacional, capilar e higroscópica. Para o autor, a água gravitacional é aquela em excesso no solo, que drena sob influência da gravidade. A água capilar existe como uma película

¹⁶ drenagem natural - condição natural de determinada área para a eliminação de suas águas superficiais.

¹⁷ drenagem impedida - condição qualquer que impeça o movimento de água por gravidade, através do solo.

contínua em volta das partículas de solo, presa por tensão superficial, movendo-se pela ação capilar e à disposição das plantas. A água higroscópica, absorvida pelo ar, forma películas finas de umidade na superfície das partículas do solo, com força adesiva muito grande, de modo que essa água não pode ser utilizada pelas plantas.

Portanto, no exposto acima, fica claro que a água capilar ocorre entre o ponto de murcha permanente e a capacidade de campo, estando a água higroscópica abaixo e a gravitacional acima desse intervalo.

Sendo assim, na capacidade de campo, o movimento de água no solo torna-se desprezível. Como o transporte de pesticidas nos solos ocorre por meio da água, este fenômeno somente acontecerá quando houver entrada de água em quantidades que excedam a capacidade de campo, havendo fluxo descendente por força da gravidade. Sendo assim, a capacidade de campo passa a ser um parâmetro importante no estudo de comportamento de pesticidas em solos.

Para REICHARDT (1978), a quantidade de água que um solo possui define sua umidade. Esta pode ser medida através da relação entre a massa de água (m_a) retida por uma massa de sólidos (m_s):

$$u = m_a / m_s \quad [20]$$

A umidade u é geralmente apresentada em percentagem, e denominada *umidade % peso*. A umidade de solo pode também ser medida através da relação entre o volume de água (V_a) retido por um volume de solo (V_T). Neste caso, ela é designada por θ . Como a densidade da água é igual a 1, então temos $V_a = m_a$. Basta então verificar qual o volume de solo (V_T) que a massa de sólidos (m_s) ocupa no solo. Para isto, deve ser conhecida a densidade do solo (ρ_b), pois $V_T = m_s / \rho_b$. Assim,

$$\theta = V_a / V_T = u * \rho_b \quad [21]$$

Theta (θ) também pode ser apresentada como uma percentagem, denominada de *umidade % volume*.

Os índices AF e RF exigem, como dados de entrada, valores de capacidade de campo expressos à base *umidade % volume* (θ_{FC}). Para determinação desses valores na área de estudo, os perfis dos doze solos foram trabalhados nas seis profundidades citadas anteriormente (00-20, ...100-120), com três repetições por camada. Com uma sonda, amostras indeformadas de solos foram coletadas em anéis volumétricos de aço inox, ou anéis de Kopeck, de bordas cortantes e volume conhecido.

Após trabalhadas a campo, as amostras foram encaminhadas ao laboratório de Física do Solo (Departamento de Ciência do Solo/ESALQ/USP) para mensuração da capacidade de campo pelo método indireto, descrito por KIEHL (1979). Primeiramente, os anéis foram saturados com água. Para tal, panos absorventes foram presos, com elásticos, à parte inferior de cada anel. Em seguida, as amostras foram dispostas em bandejas plásticas e a essas introduzida uma lâmina de água destilada correspondente à metade da altura dos anéis. Após uma semana (em média por bandeja), as amostras de solo indeformadas dispostas nesses anéis apresentavam-se saturadas, por fluxo capilar de baixo para cima, onde os panos absorventes foram determinantes, pois deram o impulso inicial ao processo de capilaridade.

Saturadas, as amostras foram colocadas em três discos de cerâmica porosa que compõem a "panela de pressão", um recipiente de alumínio com somente uma entrada de ar e um dreno de saída. Fechada a panela hermeticamente, pela entrada de ar foi aplicada uma tensão igual a um terço de atmosfera - 0,33 atm (à capacidade de campo, a água do solo é retida sob essa pressão). Como expõem SMITH & MULLINS (1991), através do método a vácuo, os solos colocados em meio poroso são trazidos à equilíbrio por aplicação dessa pressão de gás positiva, fornecida por compressor mecânico de ar.

A água gravitacional foi então removida da amostra de terra, atravessando a placa de cerâmica porosa, e drenada para o exterior do aparelho. Cessada a drenagem, dez dias em média, as amostras tinham atingido a capacidade de campo. Os anéis foram então pesados, e massa à 0,33 atm anotada. Colocadas em estufa, as densidades de solo (a ser discutido) e massas secas (m_s) foram medidas. Com a subtração de massa à 0,33 atm por massa seca (m_s), obteve-se a massa de água (m_a), que foi então dividida pela massa seca (m_s) para determinar-se a umidade (u) através

da equação 20. Aplicando-se o valor u na equação 21 junto à densidade de solo, chegou-se enfim aos resultados de quantidade de água à capacidade de campo (θ_{FC}) para cada anel. Pela média aritmética das três repetições foram determinados os valores médios de cada camada.

4.3.1.2 - densidade de solo (ρ_b)

A densidade de solo (ou densidade global) pode ser definida como a relação existente entre a massa e o volume total (partículas e poros) de uma amostra de solo. Sendo ρ_b a densidade de solo, M a massa em gramas e V o volume em centímetros cúbicos, por definição, temos que:

$$\rho_b = M / V \text{ (g/cm}^3\text{)} \quad [22]$$

De acordo com KIEHL (1979), a densidade de solo depende da natureza, das dimensões e da forma como se acham dispostas as partículas, sendo portanto um valor variável para um mesmo solo, alterando-se de acordo com sua estruturação. Retirando-se uma amostra de terra do horizonte superior de um solo de mata, rico em matéria orgânica e comparando-se com igual volume de qualquer horizonte inferior, pode-se notar que a terra orgânica da superfície é mais leve. O manejo incorreto de uma área agrícola pode provocar o adensamento ou compactação, alterando a estrutura, e conseqüentemente, a densidade do solo.

Para determinação desse dado de entrada, foram aproveitados os mesmos anéis de amostras indeformadas usados na determinação da capacidade de campo (θ_{FC}). No laboratório, após serem retirados da “panela de pressão”, os anéis foram colocadas em estufa à 110°C por 24 horas (para padronização de todas as repetições, pois a umidade do solo pode fazer variar sua densidade) e em seguida, as amostras secas tiveram suas massas determinadas. Com as massas levantadas e os volumes dos anéis já conhecidos, os resultados foram então aplicados à equação 22, chegando-se às densidades de cada camada de solo por média aritmética das três repetições.

4.3.1.3 - densidade de partícula (ρ_p)

A densidade de partícula (ou densidade real) pode ser definida como a relação existente entre a massa e o volume de partículas de uma amostra de solo, ou seja, o volume de sólidos de uma amostra de terra, sem considerar a porosidade. Sendo ρ_p a densidade de partícula, M a massa em gramas e V_p o volume de partículas em centímetros cúbicos, temos que:

$$\rho_p = M / V_p \text{ (g/cm}^3\text{)} \quad [23]$$

Portanto, a densidade de partícula é uma grandeza invariável por se tratar apenas de uma relação entre seus componentes sólidos, sendo independente do manejo do solo. Os seus valores só diferem em camadas devido ao gradiente granulométrico entre superfície e subsuperfície. Segundo KIEHL (1979), os seus valores variam de 2,3 a 2,9 g/cm³, isto porque os constituintes minerais predominantes nos solos são o quartzo, os feldspatos e os silicatados de alumínio coloidal, cujas densidades de partícula estão em torno de 2,65 g/cm³.

Para determinação desses valores na área de estudo, amostras de terra de cada camada amostrada foram coletadas em saquinhos plásticos. No laboratório, foram colocadas em estufa à 45°C por 24 horas, e passado este intervalo, as amostras secas foram então peneiradas em malha de 2 milímetros de diâmetro. Vinte gramas dessa terra fina seca em estufa (TFSE) foram passadas à balões volumétricos de 50 mililitros, com três repetições para cada camada, e em seguida, aos balões foram adicionados, por meio de pipeta, 35 mililitros de álcool anidro, deixando-os descansar por mais 24 horas. A finalidade desse novo intervalo é permitir que o álcool penetre na terra expulsando o todo ar que por ventura nela se encontra aprisionado. Após esse período, o balão volumétrico teve seu volume completado até os 50 ml através de uma bureta. Com esse procedimento chegou-se às densidades de partículas de cada repetição pela fórmula:

$$\rho_p = M / V_b - V_{aa} \text{ (g/cm}^3\text{)} = 20 / (50 - V_{aa}) \quad [24]$$



onde M é a amostra de 20 gramas de TFSE, Vb o volume do balão volumétrico (50ml) e Vaa o volume total de álcool anidro (pipeta mais bureta). Como se vê, o volume de partículas foi determinado de forma indireta, através da subtração do volume total do balão pela quantidade de álcool necessária para completá-lo. A densidade de partícula de cada camada foi então calculada pela média aritmética de suas três repetições.

4.3.1.4 - carbono orgânico (f_{oc})

Matéria orgânica do solo pode ser definida como a fração proveniente da acumulação e decomposição de restos de origem vegetal e animal. Uma vez adicionados aos solos, esses restos são decompostos por microorganismos, passando por diversas e complexas transformações. O produto resultante apresenta-se em decomposição tão avançada que não permite reconhecer a sua origem. Esse material orgânico acumula-se na camada superficial do solo, lhe conferindo uma coloração escura.

De acordo com LEPSCH (1993), as transformações da matéria orgânica são comumente referidas como *o ciclo do carbono* ou *ciclo da vida*. MONTGOMERY (1993) traça uma relação entre matéria orgânica e carbono orgânico (f_{oc}), onde o valor 0,58 é assumido para representar a fração de carbono presente na matéria orgânica do solo.

SPENCER (1987) resume sua importância quando diz que a quantidade de matéria orgânica exerce a maior influência, em relação a qualquer *propriedade de solo*, no aumento da adsorção e decréscimo de lixiviação de pesticidas

Para químicos altamente adsorvíveis, a quantidade de carbono orgânico (f_{oc}) afeta significativamente as taxas de processos químicos e microbiológicos. A adsorção por ele exercida reduz a concentração de pesticidas na solução do solo, diminuindo a intensidade de degradação do composto. Deste modo, adsorção em carbono orgânico (f_{oc}) e fração argila resulta em proteção na degradação de um químico, tornando-o mais persistente.

Para FARMER & AOCHI (1987), muitos pesquisadores concordariam que, com respeito a atividade de adsorção do solo, matéria orgânica é mais importante que fração argila, e justamente por essa razão é que SPENCER (1987) alvitra o fato de pesquisadores usarem valores de carbono orgânico (f_{oc}) em modelagem de pesticidas em solos.

Sendo assim, para composição do modelo *screening* proposto, os valores de carbono orgânico (f_{oc}) da área de estudo foram determinados. Amostras de terra de cada camada trabalhada foram coletadas em saquinhos plásticos e encaminhadas ao setor de recepção de amostras (ESALQ/USP) para análise química de rotina¹⁸. Como os resultados requeridos são expressos em matéria orgânica, os valores de carbono orgânico (f_{oc}) correspondentes foram calculados pela relação entre ambos citada anteriormente, onde uma unidade da primeira equivale à 58% do segundo.

4.3.2 Propriedades físico-químicas dos pesticidas

As *propriedades físico-químicas dos pesticidas* exigidas em modelagem podem ser obtidas em experimentos de laboratório ou compilados da literatura. A primeira maneira geralmente é aplicada em casos de estudos que se utilizam, como ferramenta, de modelos com exigência de dados de entrada com alto nível de detalhamento ou ainda nos casos em que os dados não estão prontamente disponíveis. Mas em estudos onde as propriedades dos químicos requeridas já estão disponíveis na literatura, basta apenas a compilação direta (do dado exigido) ou indireta (aplicação em fórmulas para obter o dado exigido) dos valores.

Alguns exemplos bem ilustram o mencionado acima. VAZ *et. al.* (1995), em estudo de determinação eletroanalítica do herbicida *atrazina*, expõem metodologias laboratoriais para levantamentos dessas propriedades, e GIAMBELLUCA *et. al.* (1996), em estudo de movimentação de pesticidas utilizados em áreas cultivadas com cana-de-açúcar e abacaxi na base de Pearl Harbor, Oahu, Hawaii, expõem que obtiveram os parâmetros físico-químicos dos produtos compilados da literatura.

¹⁸ pH (H₂O, KCl, CaCl₂), matéria orgânica, macro e micronutrientes, Al, H+Al, soma de bases, CTC, V% e saturação de Al.

4.3.2.1 - tempo de meia-vida ($t_{1/2}$)

Meia-vida significa o tempo para um químico atingir 50% de sua concentração original em algum meio, dependendo de fatores como solubilidade, temperatura e pH, além de adsorção, volatilização e outros (MONTGOMERY, 1993). A relação gráfica entre a concentração do produto no meio pelo seu tempo de degradação resulta em uma curva exponencial decrescente. Quando o químico atingir metade de sua concentração original na ordenada, a curva da relação se estabilizará, paralela à abscissa, pressupondo-se que o restante não será nocivo ao meio em que se encontra a molécula. Por esse motivo, convencionou-se o uso deste termo na comunidade científica internacional.

Conceitos ambientais e resultados de determinações governamentais são os primeiros responsáveis por uma recente tendência de uso de pesticidas que se degradam mais rapidamente que muitos outros tóxicos usados no passado, como os organoclorados (FARMER & AOCHI, 1987), isto em casos onde ainda não haja uma alternativa de substituição do controle químico. Um fator chave que determina a disponibilidade e potencial de movimentação de um químico é sua taxa de degradação. Degradação não significa necessariamente que o potencial tóxico é eliminado, muitas vezes a nova composição é até mais tóxica que a molécula original. No ponto de vista ambiental, necessitamos saber quão rápido um químico irá se degradar e de que maneira, para poder se calcular o seu potencial de risco. BURKHARD & GUTT (1981) apud FARMER & AOCHI (1987) relatam que com aumento de adsorção, o tempo de meia-vida aumentou para herbicidas do tipo triazinas como *simazina*, *atrazina*, *propazina* e *terbutrin*. Para MOYER *et al.* (1972) apud FARMER & AOCHI (1987), persistência de *atrazina*, *clorothiamida* e *limuron* aumentaram pela presença de argila montmorilonita tipo 2:1. HARRIS (1969) apud MARANI & CHESTERS (1990), estudando comportamento de *carbofuran* em solos, determinou meia-vida de 35 dias em solos arenosos e em torno de 80 dias em solos argilosos. Esses resultados mostram a importância do material coloidal (matéria orgânica e argila) na adsorção de pesticidas e no aumento de suas persistências.

RAO *et al.* (1985) comentam que este parâmetro é influenciado por um grande número de fatores ambientais e de solos, e que um simples valor de meia-vida ($t_{1/2}$) poderia não ser adequado para representar a taxa de degradação de um pesticida em diferentes solos, nos mesmos solos em diferentes ambientes ou em diferentes profundidades de um perfil de solo. O número e diversidade de microorganismos geralmente decresce com o aumento da profundidade do solo, resultante de um decrescente fornecimento de vários substratos e oxigênio em camadas mais profundas. Para WILSON & McNABB (1993) apud RAO *et al.* (1985), a população microbiana na água subterrânea é primitivamente oligotrófica e é de se esperar que suas atividades sejam consideravelmente menores à da população microbiana da zona de desenvolvimento radicular. Porém, RAO & DAVIDSON (1980) apud RAO *et al.* (1985) concluíram que valores de $t_{1/2}$ podem variar significativamente apenas entre as duas diferentes zonas de solos discutidas nesse trabalho. Em estudos de campo, RAO *et al.* (1985) e RAO & WAGENET (1985) sustentam essa conclusão, e assim, justificam o uso de um simples valor de $t_{1/2}$ para cada pesticida, em uma determinada parcela, quando o objetivo é determinar o valor de AF. JURY *et al.* (1987) assumem que a taxa de degradação é proporcional a densidade de população microbiana, e a atividade dessa é dependente da quantidade de carbono orgânico do solo (f_{oc}), sendo que a última decresce com o aumento da profundidade. Portanto, em cenários heterogêneos, é recomendado por KLEVENO *et al.* (1992) assumir valores constantes de $t_{1/2}$ para todas as profundidades de um mesmo solo, sendo que sua proporcionalidade com o valor de f_{oc} irá permitir uma relação com o decréscimo da degradação.

Portanto, os valores de tempo de meia-vida ($t_{1/2}$) exigidos nesse trabalho foram levantados na literatura e nos manuais técnicos dos pesticidas estudados.

4.3.2.2 - coeficiente de adsorção do pesticida (K_{oc})

A existência de um parâmetro de adsorção de um químico específico é um importante fator no cálculo de seu transporte e destino, sendo o coeficiente de

adsorção de pesticidas (K_{oc}) comumente usado para modelagem em solos, erosão, rios e águas subterrâneas (LYMAN *et al.*, 1982).

O coeficiente de adsorção do pesticida (K_{oc}) é definido como a proporção entre químico adsorvido por unidade de peso de carbono orgânico (f_{oc}) e concentração do soluto. Os valores oferecem a tendência de um químico se subdividir entre partículas de carbono orgânico (f_{oc}) e água. Compostos que se ligam fortemente ao carbono tem caracteristicamente baixas solubilidades, enquanto compostos com poucas tendências de adsorção às partículas orgânicas terão altas solubilidades (MONTGOMERY, 1993).

De acordo com LYMAN *et al.* (1982), o grau com que um químico orgânico sofre partição entre fase sólida e solução de solo, esteja este saturado ou não, é determinada por várias propriedades físicas e químicas, tanto dos químicos como dos solos, sendo possível expressar essa tendência compondo junto ao parâmetro K_{oc} (que é largamente dependente das *propriedades dos solos*) outros parâmetros relativos aos solos.

O grau de adsorção pode afetar não somente a mobilidade do químico, mas também ser um importante parâmetro nos processos de destinos como lixiviação, volatilização, fotólise, hidrólise e biodegradação.

Uma análise crítica de 94 coeficientes de adsorção do pesticida (K_{oc}) foi apresentada por BAKER *et al.* (1997) para 11 classes de químicos orgânicos. Esses dados foram usados para desenvolver e analisar a estimativa de K_{oc} , usando três diferentes métodos, sendo eles, o coeficiente de partição octanol-água (K_{ow}), ligação molecular (mXt) e o *linear solvation energy relationships* (LSERs). Os melhores resultados foram obtidos através da estimativa de K_{oc} por K_{ow} , embora a correlação por ligação molecular pareceu mais condizente para uma classe específica de químicos.

LYMAN *et al.* (1982) lembram que os valores de K_{oc} , na maioria dos casos, já estão disponíveis na literatura, caso contrário, podem ser estimados através dos valores de solubilidade em água (S), ponto de fusão (MP) e coeficiente de partição octanol-água (K_{ow}), estando estes certamente já publicados.

Os valores de K_{oc} exigidos nesse trabalho foram praticamente todos levantados na literatura, salvo poucos casos em que foram calculados através de valores indiretos.

4.3.2.3 - constante de Henry (K_H)

Muitas vezes também denominada como coeficiente de partição ar-água, a constante de Henry (K_H) é definida por MONTGOMERY (1993) como a razão entre a pressão de um composto no ar e sua concentração na água a uma dada temperatura, sob condição de equilíbrio.

Logo, a constante de Henry é uma propriedade física dos produtos químicos. Partindo do princípio que a água é o elo de ligação entre os compartimentos (fases sólida, líquida e gasosa) da ecosfera, K_H aparece como um parâmetro muito importante no estudo de riscos ambientais associados aos químicos. É, também, um elemento chave na determinação de locais contaminados ou no planejamento de descontaminação (NIRMALAKHANDAN & SPEECE, 1988).

THOMAS (1990) lembra que as perdas dos compostos por volatilização tornam-se insignificantes quando a quantidade de água decresce, pois a densidade de vapor é reduzida por adsorção em solos secos. Já a presença de água causa desorção de um composto, aumentando a densidade de vapor. Além disso, o autor pondera que a taxa de volatilização de uma molécula orgânica (adsorvida à fase sólida ou em solução de solo) para a fase gasosa do solo ou atmosfera é dependente de muitas propriedades químicas e físicas tanto dos solos como dos próprios químicos.

SPENCER *et al.* (1983-84) descreveram e aplicaram um modelo para cálculo de volatilidade, mobilidade e persistência de pesticidas em solos, baseado em propriedades físicas e químicas de pesticidas como pressão de vapor (V_p), solubilidade (S), constante de Henry (K_H), coeficiente de adsorção do pesticida (K_{oc}) e taxa de degradação (k). O comportamento do pesticida foi controlado, principalmente, pela concentração solução-vapor ou constante de Henry (K_H), determinando até que ponto a camada limite de ar restringiu volatilização no solo.

A taxa de volatilização irá aumentar com temperaturas mais elevadas. HULSCHER *et al.* (1992) apud MONTGOMERY (1993), estudando a influência do intervalo de temperatura (10 e 55°C) na constante de Henry, observaram que para cada aumento de 10°C, o valor de K_H foi dobrado.

MONTGOMERY (1993) apresenta uma equação para mensuração da constante de Henry (K_H). Se a pressão de vapor e a solubilidade de um composto são conhecidas, esse parâmetro pode ser calculado, à 1 atm (760 mmHg), por:

$$K_H = V_p * f_w / 760 * S \quad [25]$$

onde K_H é a constante de Henry (atm.m³/mol), V_p a pressão de vapor (mmHg), S a solubilidade em água (mg/L) e f_w o peso molecular (g/mol).

Caso os valores de solubilidade (S) ou pressão de vapor (V_p) dos compostos sejam desconhecidos, NIRMALAKHANDAN & SPEECE (1988) expõem que uma estimativa da constante de Henry pode ser levantada através da equação empírica QSAR (*Quantitative structure-activity relationships*), onde apenas a informação de estrutura do composto é necessária.

Como foi visto na equação 18, para composição dos índices AF e RF, o valor da constante de Henry (K_H) exigido como dado de entrada precisa ser expresso de maneira adimensional. Para os pesticidas escolhidos como objetos de estudo neste trabalho, os seus dados de K_H já se encontram presentes na literatura, porém, exprimidos pela unidade atm.m³/mol, mesma da equação 25.

Contudo, de acordo com MONTGOMERY (1993), a constante de Henry pode, também, ser expressa sob forma adimensional através da equação:

$$K_H' = K_H / (R * K) \quad [26]$$

onde K_H' é a representação da constante de Henry adimensional, R a constante ideal dos gases ($8,20575 * 10^{-5}$ atm.m³/mol.K) e K a temperatura da água (em graus Kelvin).

Sendo assim, os valores de K_H exigidos aqui foram compilados da literatura, e através da equação 26, convertidos em K_H' para determinação dos índices propostos.

4.3.3 Características hidrológicas

As características hidrológicas exigidas como dados de entrada aos índices AF e RF se dividem em duas incógnitas, sendo elas a distância da água subterrânea (d) e a recarga líquida da água subterrânea (q). A seguir veremos que a primeira foi determinada à campo e a segunda através de dados meteorológicos históricos compilados em literatura e aplicados a conceitos teóricos de climatologia e conservação de solo.

4.3.3.1 - distância da água subterrânea (d)

A água subterrânea se concentra em dois tipos de lençóis, o freático e o artesiano (VIEIRA, 1989). O freático, também chamado de aquífero não confinado, origina-se a partir da camada impermeável (rocha) mais rasa do subsolo, pelo acúmulo de água por percolação, tendo como limite superior o nível do lençol freático, sendo este também o limite entre a zona saturada do solo e a zona não saturada. O artesiano, ou aquífero confinado, localiza-se abaixo dessa camada impermeável, sendo abastecida por uma área de recarga (Figura 5).

Para TODD (1959), os aquíferos confinados ocorrem quando o nível da água está confinado sob pressão maior do que a atmosférica, por estratos sobrejacentes relativamente impermeáveis. Nesses aquíferos ocorrem apenas pequenas variações de armazenamento e servem principalmente como condutos para transporte de água das áreas de reabastecimento à locais de descarga natural (nascentes) ou artificial (poços).

Já os aquíferos não confinados possuem água subterrânea definida como aquela que ocupa todos os vazios do seu estrato pedológico. Esta zona saturada de água deve ser distinguida de uma não saturada, ou de aeração, cujos vazios estão cheios de ar e água. Portanto, a zona não saturada (a partir da superfície) encontra-se acima da zona saturada (profunda), não sendo possível uma demarcação rígida entre as duas, pois o nível do lençol freático pode mover-se de zona à zona em ambas as direções (TODD, 1959), apresentando forma ondulada e inclinações variáveis.

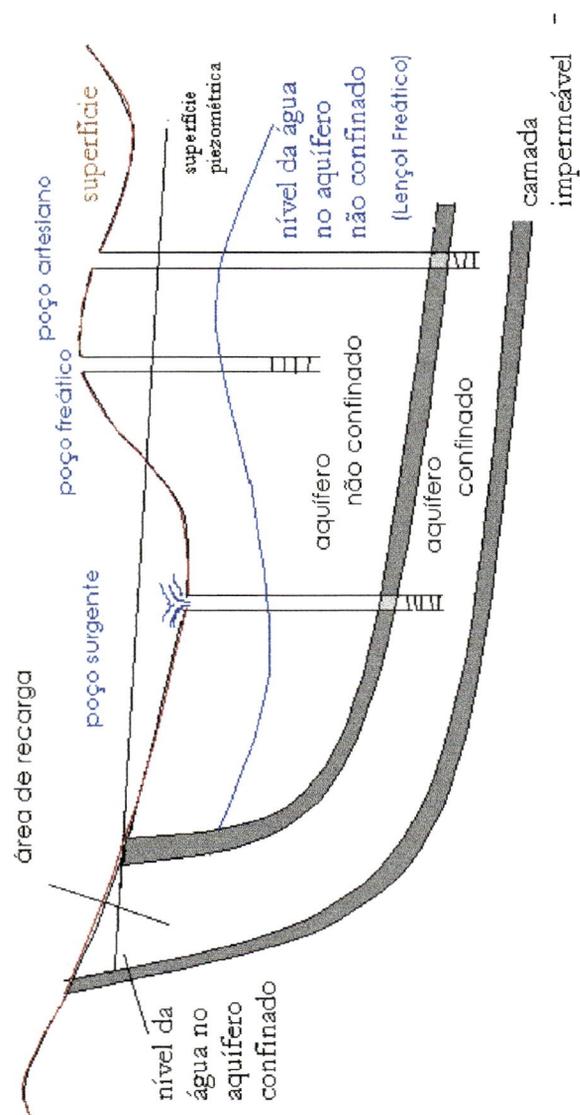


FIGURA 5 - Aquífero confinado e não confinado

Fonte: TODD (1959)

LEINZ & AMARAL (1978) ponderam que a profundidade do lençol freático varia com as mudanças climáticas, topografia da região e permeabilidade do solo, além de depender da localização das áreas de reabastecimento e descarga da região. Logo, as oscilações do nível do lençol freático correspondem às variações do volume de água em armazenamento neste tipo de aquífero.

Nesse estudo, a estimativa do potencial de contaminação de água subterrânea foi baseada na mesma relativa ao aquífero não confinado. A oscilação do nível do lençol freático pode se dar entre a superfície do solo (superando esta fronteira há ocorrência de escoamento ou, em áreas planas, inundação) e a camada impermeável, dependendo da intensidade de recarga. Nas regiões tropicais, devido a sazonalidade das chuvas, essa oscilação é bem significativa. Na época mais chuvosa, o potencial de lixiviação aumenta muito, devido a maior fluxo descendente de água no solo, além de encontrar o nível do lençol mais rapidamente devido a sua elevação. Já nas épocas secas, além do fluxo descendente não ser suficiente para levar o contaminante a grandes profundidades, o nível do lençol baixa, muitas vezes até a camada impermeável, que na verdade representa a distância máxima que o lençol freático pode se afastar da superfície.

Como não houve possibilidade de levantar essa variação do lençol freático a campo, então um valor teve de ser estipulado para d . O valor escolhido foi de 120 centímetros, a profundidade máxima de amostragem nas trincheiras, exceto nos pontos onde a profundidade total do solo não ultrapassou esse valor, caso das trincheiras 6, 8 e 9 (60 cm) e ainda 10 e 11 (80 cm).

Nos sete pontos restantes (1, 2, 3, 4, 5, 7 e 12), amostrados até 120 centímetros, a profundidade total do solo (distância até a rocha) foi estimada. Para levantamento desses valores, esses pontos de amostragem foram tradados¹⁹ até a rocha e seus resultados estão representados na Tabela 25. Os valores das profundidades dos solos indicam que o d estipulado é adequado, pois como a área de estudo possui solos rasos, em torno de 250 centímetros, em apenas dois casos chegando a 300 e 400 centímetros, o valor de $d = 120$ centímetros aponta o nível do lençol no terço médio dos solos.

¹⁹ coleta de amostras de solos com o trado, em profundidade, através de movimento helicoidal

Embora não tenha havido outra maneira de se determinar o valor de d , valores estipulados podem superestimar a contaminação do lençol no inverno e subestimar no verão

A partir de mensurações mensais, ou até diárias (dependendo da região), da oscilação do lençol freático, pode se determinar o potencial real de contaminação da água profunda. Essa oscilação mensal do lençol está relacionada às variações mensais de recarga líquida da água subterrânea (q).

4.3.3.2 - recarga líquida da água subterrânea (q)

A compreensão da origem, ocorrência e movimento das águas subterrâneas sempre despertou a curiosidade do Homem. Até o século XVII, obras dos filósofos gregos e romanos, para explicar as origens das nascentes e das águas subterrâneas, continham teorias fantasiosas. Admitia-se que a água jorrada das nascentes não podia ser proveniente das precipitações, porque a quantidade seria inadequada, e a terra excessivamente impermeável para permitir a penetração de chuva abaixo de sua superfície. Assim, antigos filósofos gregos, tais como HOMERO, TALEES e PLATÃO, levantaram hipóteses absurdas, como as de que nascentes eram formadas por água do mar conduzida através de canais subterrâneos para baixo das montanhas, depois purificada e levantada à superfície. Atingiu-se uma melhor compreensão do ciclo hidrológico nos fins do século XVII, quando PIERRE PERRAULT (1608-1680) mediu a precipitação pluviométrica durante três anos e estimou o *runoff* (escorrimento superficial) da bacia de drenagem das nascentes do Rio Sena (França), relatando que a precipitação na área de captação daquela bacia era cerca de seis vezes maior em relação à descarga do rio, demonstrando ser a precipitação suficiente para efetuar a recarga líquida no ambiente. O inglês EDMUND HALLEY (1656-1742) relatou ainda medidas de evaporação do mar, mostrando serem suficientes para responder por todas as nascentes e fluxos de cursos d'água (TODD, 1959).

Praticamente toda água subterrânea se origina de água superficial. As principais fontes de reabastecimento natural incluem a precipitação, cursos d'água, lagos, reservatórios e até mesmo água do mar, que pode penetrar no subsolo ao longo

da costa. Outras contribuições, conhecidas como reabastecimento artificial, ocorrem do excesso de irrigação, percolação provenientes de canais, ou até água propositalmente fornecida a fim de aumentar o abastecimento das águas subterrâneas.

GIAMBELLUCA *et al.* (1996) recordam que haverá recarga no solo, ou fluxo por gravidade, quando a quantidade de água na zona de desenvolvimento radicular exceder a sua capacidade de campo.

MARANI & CHESTERS (1990) lembram que a quantidade de água influi na extensão do movimento de solutos nos solos, sendo assim a recarga líquida (q) um importante parâmetro em modelagem de pesticidas.

De acordo com RAO *et al.* (1985), a recarga líquida (q) deve ser estimada por balanço de entrada e saída de água do solo a partir de sua capacidade de campo. A entrada é dada pela soma da precipitação e irrigação, e a saída pela evapotranspiração e escoamento superficial. Esses valores são encontrados em dados meteorológicos históricos da região de estudo, aliados aos conceitos teóricos de climatologia e conservação de solo. GIAMBELLUCA *et al.* (1996) demonstram esse balanço em equação, sendo a recarga líquida (q) representada como:

$$q = (P_j + IRR_j) - (ETP_j + ESC_j) \quad [27]$$

onde o subscrito j o é intervalo de tempo, P_j a precipitação, IRR_j a irrigação, ETP_j a evapotranspiração e ESC_j o escoamento superficial.

A proporção do pesticida aplicado que atinge a água subterrânea não está somente condicionada ao fluxo médio de água no solo (ou taxa de recarga), mas também à sua variação temporal. Para a mesma precipitação anual média, a lixiviação pode mostrar-se mais intensa com aumento da variação temporal das chuvas. Supondo o uso do índice AF para um pesticida em dois locais com as mesmas formações de solos e precipitação anual média, a taxa de recarga em um local pode ser bem mais variável que da outra, associado às distintas precipitações dentro das estações do ano. A incorporação de valores médios de recarga, no uso de índices simplificados como o AF, não reconhecendo a variação temporal natural da mesma, pode ser vista como uma recurso adicional de incerteza.

JURY & GRUBER (1989) determinaram que o efeito da variação climática temporal na lixiviação de pesticidas só é relativamente pequeno se a recarga anual for insuficiente para transportar quantidades significativas de moléculas químicas abaixo da zona biologicamente ativa.

A escala de tempo apropriada também depende do comportamento do resíduo químico no solo. Para pesticidas altamente voláteis, a variação mensal e até mesmo diária pode muito influir no resultado final, assim como para altamente adsorvíveis, a variação temporal pode pouco interferir.

Nesse estudo, os resultados de potencial de lixiviação e adsorção dos pesticidas foram estimados anualmente e mensalmente, através da entrada de valores médios anuais e mensais de recarga líquida (q) da região de Piracicaba (SP). Os resultados mensais de AF e RF foram mensurados e comparados aos anuais, a fim de ser discutida a influência da variação temporal nos valores finais dos índices. Já aos resultados anuais dos índices AF e RF foram usados no mapeamento e *ranking* de potencial de lixiviação e adsorção de pesticidas na área de estudo.

De acordo com o que foi visto, P, IRR, ETP e ESC são os valores necessários para a determinação da recarga líquida (q). As estimativas de P e ETP podem ser feitas através de médias históricas da área de estudo, dentro de um intervalo de tempo. Já IRR e ESC são característicos do uso de cada área de estudo. Sendo assim, para estimar P e ETP neste estudo, foram consideradas as médias mensais dos últimos vinte anos. GIAMBELLUCA *et al.* (1996), em estudo semelhante, usaram médias mensais de dez anos anteriores, desagregando a variação temporal diária do resultado mensal, quando assumiram o último como taxa constante.

Sendo P e IRR os parâmetros de entrada, e ETP e ESC os de saída de água no solo, abaixo é apresentada a maneira como cada um foi estimado para compor o cálculo da recarga líquida (q).

Os valores médios mensais de P dos últimos vinte anos foram compilados na internet através do *site* www.esalq.usp.br, dentro da janela de dados meteorológicos históricos da região de Piracicaba (SP), oferecida pelo Departamento de Física e Meteorologia (ESALQ/USP).

No Brasil, em áreas de cultivo de cana-de-açúcar, a irrigação ainda é realizada somente em áreas isoladas, tendo apenas como intuito a aplicação de vinhaça, via sistema de irrigação por aspersão, que promove distribuição muito irregular da lâmina d'água. GIAMBELLUCA *et al.* (1996), estudando pesticidas em solos da ilha de Oahu, Hawaii, EUA, lembram que a cana-de-açúcar, tradicionalmente cultivada naquela região via irrigação por sulcos, foi quase toda convertida para gotejamento nos últimos 15 anos. Mas os autores ponderam que, mesmo com sistema mais sofisticado, os registros de irrigação não são suficientemente detalhados a ponto de permitirem seu uso em estudos como este. Sendo assim, nesse estudo, o valor de IRR foi considerado zero, evitando que seus registros irregulares ou até inexistentes, aliada à dificuldade de incorporá-lo em áreas isoladas, aumentassem o erro na determinação final do valor de recarga líquida (q).

Os valores médios mensais de ETP dos últimos vinte anos foram calculados através do balanço hídrico climatológico de THORNTHWAITE & MATHER (1955), a metodologia de balanço mais conhecida e consagrada da Climatologia, que se baseia em dados médios mensais de precipitação e evapotranspiração a partir do armazenamento de água no solo do mês anterior. De acordo com KLAR (1984), nesse método, a fórmula para estimativa de ETP baseia-se na temperatura, e demonstra que este parâmetro é um bom índice de energia numa zona de equilíbrio. Para cálculo das ETPs mensais, essa metodologia segue alguns passos. Primeiramente a evaporação (EP) é estimada, em centímetros, através da equação:

$$EP = 1,6 (10 t / I)^a \quad [28]$$

onde t é a temperatura média mensal (em °C) e I é um índice de calor derivado da soma dos doze valores mensais do índice de calor i , que por sua vez é dado função da temperatura média mensal e da constante a , sendo expressos por:

$$i = (t / 5)^{1,514} \quad [29]$$

$$a = 6,75 * 10^{-7} * I^3 - 7,71 * 10^{-5} * I^2 + 1,79 * 10^{-2} * I + 0,49 \quad [30]$$

Com os valores mensais de EP conhecidos, foram calculados os valores de ETPp (evapotranspiração potencial), que é dada por:

$$ETPp = EP * Kc \quad [31]$$

onde Kc é o fator de cobertura vegetal do solo. O fator Kc de qualquer cultura é dado de acordo com o seu estágio fenológico, variando desde o plantio até o pico de cobertura vegetal. Portanto, o valor de Kc irá variar mês a mês, pois cada cultura tem sua época de plantio determinada, sendo possível estipular valores médios mensais para cada uma delas. Porém, a cultura da cana-de-açúcar tem uma particularidade. Como seu plantio é feito durante praticamente todo o ano, há portanto uma grande variação de estádios fenológicos, a cada mês, de gleba para gleba, dentro de uma mesma região abordada. Contudo, o planejamento de plantio da cana-de-açúcar é normalmente efetuado de maneira que, durante todo o ano, o percentual de área cultivada em cada estágio fenológico seja sempre o mesmo em relação ao total da área ocupada, visando racionalizar as demandas por maquinário agrícola e recursos humanos. Sendo assim, passa a ser possível trabalhar um Kc médio anual para a cultura de cana-de-açúcar.

Os valores médios de Kc para a cultura de cana-de-açúcar, por estágio fenológico, são dados na Tabela 6. Analisando-a, podemos perceber que mesmo dentro de cada estágio fenológico há variação de percentual de cobertura vegetal, período em dias e conseqüentemente Kc, sendo essa oscilação em função, além do clima, da existência de muitas variedades genéticas de cana-de-açúcar.

Enfim, para estipular um valor médio de Kc à MHCC, foi considerado, de acordo com a Tabela 7, um período médio em dias e um Kc médio para cada estágio fenológico da cana-de-açúcar (exceto no caso do período médio em dias do estágio E, que foi estipulado em 210, através da subtração de 360 dias pela soma dos estádios A, B, C e D). A partir desses dois valores, efetuou-se a multiplicação de ambos, por estádios, ilustrada na coluna da extrema direita da Tabela 7 (Período * Kc), sendo esses novos valores somados (TOTAL) e divididos por 360 (MÉDIA), chegando-se finalmente ao valor médio anual de Kc usado na equação 31, para cálculo de ETPp.

Tabela 6 - Fator Kc (fator de cobertura de solo) para a cultura de cana-de-açúcar

Estádio Fenológico	% cobertura vegetal	Período em dias	Kc
A	0 - 25	30 - 60	0,40 - 0,60
B	25 - 50	30 - 40	0,75 - 0,85
C	50 - 75	15 - 25	0,90 - 1,00
D	= 75	45 - 55	1,00 - 1,20
E	> 75	180 - 330	1,05 - 1,30

Fonte: DOORENBOS & KASSAM (1979)

Tabela 7 - Cálculo de Kc (fator de cobertura de solo) médio em cana para a MHCC

Estádio Fenológico	Período médio em dias	Kc médio	Período * Kc
A	45	0,50	22,50
B	35	0,80	28,00
C	20	0,95	19,00
D	50	1,10	55,00
E	210	1,175	246,75
TOTAL	360	-	371,25
MÉDIA	-	-	1,03125

De acordo com o estipulado pela metodologia de balanço hídrico de THORNTHWAITE & MATHER (1955), a ETP_p significa o potencial máxima de ocorrência da ETP de uma dada área, porém, a ETP_r (evapotranspiração real) só é igual a ETP_p quando P é maior que ETP_p. Quando P é inferior à ETP_p, não é possível ocorrer ETP máxima, sendo nessa situação, a ETP_r mensurada levando-se em consideração, além da relação P - ETP_p, a alteração de armazenamento de água no solo. Logo, a ETP considerada para uso na MHCC foi sempre a ETP_r.

O último valor exigido na equação 27, para compor o cálculo do dado de entrada recarga líquida (q), refere-se ao escoamento superficial, ou seja, a quantia de água provinda da precipitação que não entrará no fluxo de água no solo devido à erosão. Para estimar ESC, muitas são as metodologias disponíveis na literatura. O escoamento superficial, em uma área qualquer, é dependente de fatores como precipitação e capacidade de infiltração do solo, sendo o último condicionado pela declividade, cobertura e formação do solo.

NEVES *et al.* (1997) apresentam uma metodologia para descrição do potencial de infiltração e escoamento superficial da água a partir de informações de condutividade hidráulica (levantadas a partir de variações de textura, estrutura, estabilidade de agregados e profundidade de solo) e declividade do terreno (consideradas três classes de declives).

Já ESKES (1998) enfatiza a forte influência da cobertura de solo na ocorrência desse fenômeno, defendendo a idéia de que este passa a ser o fator de maior relevância na estimativa de ESC. Através de dados compilados em publicações de LOMBARDI NETO & CAMARGO (1992), VIEIRA (1993) e SILVA *et al.* (1994), ESKES (1998) determinou padrões médios de escoamento superficial para vários tipos de cobertura de solo, mostrados na Tabela 8.

Considerando a ponderação e, principalmente, os dados apresentados pelo último autor, o valor de ESC estipulado nesse estudo, usado para estimar q , foi o de 4,2%, ou seja, a precipitação de cada mês foi multiplicado o fator 0,042, e baseado no novo valor de P calculou-se a ETP_r, chegando-se aos valores mensais médios desse dado de entrada pela subtração de P por ETP_r.

Como vimos, os dados de entrada de *propriedades de solos* (θ_{FC} , ρ_b , ρ_p , f_{oc}) foram mensurados à campo por diferentes profundidades de solo, de *propriedades físico-químicas dos pesticidas* ($t_{1/2}$, K_{oc} , K_h) compilados na literatura e das *características hidrológicas* (d , q) levantados à campo (d) ou mensurados através de aplicação de dados históricos meteorológicos em metodologia existente junto a conceitos de conservação de solo (q).

Portanto, para cada abordagem mensal, os dados de entrada exigidos nas categorias *propriedades físico-químicas dos pesticidas* e *características hidrológicas* tiveram sempre valores constantes, porém, os de *propriedades de solos* variaram com a profundidade. De acordo com KLEVENO *et al.* (1992), como os dados de *propriedades de solos* são levantados por camadas, então os índices AF e RF foram também computados para cada camada. Sendo o índice AF relativo à lixiviação, então os valores cumulativos de AF (ou seus valores finais, que potencialmente atingem a água subterrânea) de cada um dos doze pontos amostrados foram computados pela multiplicação dos valores de AF acumulados nas suas respectivas camadas superiores.

Tabela 8 - Percentual de escoamento superficial para diferentes coberturas de solo

Uso da terra	ESC (%)
Culturas anuais	8,1
Cana-de-açúcar	4,2
Citrus	1,1
Reflorestamentos	0,7
Pastagens	0,7
Vegetação natural	0,7

Fonte: ESKES (1998)

4.4 Levantamento de pesticidas utilizados em cana-de-açúcar

Levantamentos estatísticos oficiais referentes ao uso, potencial de impacto e histórico de contaminações são premissas básicas a qualquer país que se comprometa a estudar, de forma representativa, o comportamento de pesticidas no meio ambiente.

Enquanto os impactos de pesticidas mais nocivos já são estudados regularmente nos principais países agrícolas do mundo desenvolvido desde os anos 70, no Brasil ainda é gritante a falta de dados confiáveis de uso dos mesmos.

Portanto, não havendo fontes oficiais seguras, a seleção de pesticidas para esse estudo seguiu critérios como consultas à entidades científicas, pesquisadores, literatura e conhecimento empírico. Essa foi a melhor maneira encontrada, pois os poucos dados disponíveis poderiam fornecer informações irreais, como omitir um possível uso de produto não registrado ou já proibido no mercado brasileiro.

Primeiramente, os pesticidas empregados na cultura de cana-de-açúcar foram levantados através de consultas aos Departamentos de Horticultura (ESALQ/USP) e Entomologia (ESALQ/USP) e à COPERSUCAR (Piracicaba-SP). Com uma grande relação de produtos, foi feita a seleção dos mais representativos da atividade canavieira, através do cruzamento de informações de seus históricos de contaminações encontrados em revisão bibliográfica, e ainda por consulta à EMBRAPA/CNPMA²⁰, visando comparar a base levantada aos alvos de pesquisas da entidade.

²⁰ através de seus pesquisadores Marcos Neves e Marco Antônio Gomes.

Foram selecionados dez pesticidas para estudo na MHCC, sendo cinco deles herbicidas e cinco inseticidas (incluindo formicidas e cupinidas). O uso de pesticidas na cultura de cana-de-açúcar se distribui aproximadamente em 86% de herbicidas, 9% de inseticidas e 5% de maturadores. Apesar da grande parcela de mercado ser de herbicidas, os históricos de contaminações do segundo grupo são bem significativos, sendo de menor importância somente os maturadores.

Os herbicidas escolhidos foram a *ametrina*, *diuron*, *hexazinona*, *tebuthiuron* e *trifluralina*, e os inseticidas *aldicarb*, *dodecacloro*, *endosulfan*, *fenthion* e *heptacloro*.

Os quatro primeiros herbicidas são usados para tratamento de ervas em pré ou pós emergência inicial das mesmas. A *ametrina* e o *diuron* são moléculas já muito estudadas, aparecendo em várias publicações, com comportamentos variáveis, geralmente apresentando apenas movimentos superficiais no solo. A *hexazinona* e o *tebuthiuron* começam a aparecer em estudos mais recentes, apresentando lixiviação em condições tropicais. Último dos herbicidas, a *trifluralina* foi selecionada devido a sua característica de uso, em pré-plantio incorporado, que lhe conferi alta adsorção. Apesar de não ser diretamente utilizada em cana-de-açúcar, essa molécula é empregada nas áreas de cultivo da mesma, em rotação com o amendoim.

Com relação aos inseticidas, somente o *endosulfan* tem aplicação diluída em água, usado como inseticida e acaricida foliar. Os restantes são aplicados à seco, em tratamento de solo. O *aldicarb* é muito usado para tratamento de broca de solo, o *dodecacloro* para formigas, o *fenthion* para cupim e o *heptacloro* é de uso polivalente, para brocas, formigas e cupins.

Dentre os herbicidas selecionados, exceto a *trifluralina*, que entra em rotação de cultura, todos possuem registro para uso em cana-de-açúcar. Já no caso dos inseticidas, a realidade no campo é preocupante, havendo uma pequena amostra dessa situação quando analisados os produtos escolhidos, onde apenas *fenthion* possui registro para cana-de-açúcar, sendo o *aldicarb* e o *endosulfan* liberados para outras culturas e *dodecacloro* e *heptacloro* proibidos em solos brasileiros.

4.5 Elaboração do *ranking* de mobilidade de pesticidas nos solos

Os índices *screening* AF e RF produzem resultados comparativos, permitindo ordenar solos e pesticidas em suscetibilidade à lixiviação e adsorção. Deste modo, nesse estudo foram elaborados seis *rankings* de AF e RF nos solos e pesticidas pesquisados, mostrados (e discutidos adiante) através das Figuras 6 a 11.

Sendo a lixiviação um fenômeno natural dependente, entre outros fatores, do balanço de entrada e saída de água no solo, sua intensidade varia conforme a época do ano. Na estimativa de lixiviação de pesticidas pelo índice AF, essa variação temporal pode ser considerada estipulando-se diferentes valores para q . Neste estudo, os valores de q foram estimados mensalmente, portanto, para cada combinação trincheira-pesticida foram produzidos doze resultados de potencial de lixiviação. Já a adsorção de pesticidas é um fenômeno natural condicionado apenas pelas características intrínsecas do solo e do próprio pesticida, conforme pode ser visto na equação que determina o índice RF, logo, para cada combinação trincheira-pesticida foi produzido somente um resultado de potencial de adsorção.

Por conseguinte, as Figuras 6 e 8, que determinam o potencial de lixiviação das trincheiras e pesticidas, respectivamente, na última camada amostrada, foram elaborados a partir da média aritmética dos doze valores mensais de lixiviação, e as Figuras 7 e 9, que determinam o potencial de adsorção na camada 00-20, a partir do valor único de adsorção. Os valores foram calculados estipulando valores para cada classificação de potencial de lixiviação e/ou adsorção - *muito alto* (5), *alto* (4), *médio* (3), *baixo* (2) e *muito baixo* (1). A partir deles, os *rankings* foram determinados por meio de uma matriz elaborada em *Excel for Windows*, seguindo o exemplo de KLEVENO *et al.* (1992). As doze trincheiras foram dispostas horizontalmente, e as moléculas verticalmente. Após serem somados, os valores produzidos para cada trincheira foram divididos por dez (a cada coluna de trincheira foram inseridos valores dos dez pesticidas), e para cada pesticida por doze (a cada coluna de pesticida foram inseridos valores das doze trincheiras), obtendo-se uma média ponderada para cada fenômeno. As Figuras 10 e 11 foram elaboradas a exemplo das Figuras 6 e 8, respectivamente, mas para todas as camadas.

4.6 Análise da sensibilidade e incerteza dos dados de entrada

Índices e modelos matemáticos oferecem síntese de informações qualitativas e quantitativas, respectivamente, sobre o potencial de mobilidade de químicos orgânicos nos solos. Todavia, cada metodologia representa, de dada maneira, o conjunto de fenômenos naturais que condicionam o comportamento de pesticidas em solos, diferindo a sensibilidade do mesmo parâmetro de entrada no resultado final de cada uma dessas metodologias. Além disso, para cada metodologia são exigidos diferentes dados de *propriedades de solos*, de *propriedades físico-químicas dos pesticidas* e de *características hidrológicas* da região abordada, que podem ser levantados com erros, contribuindo para alta incerteza no resultado final.

Portanto, a análise de sensibilidade consiste na avaliação da importância ou “peso” de cada dado de entrada no resultado final do fenômeno mensurado, ou seja, quanto cada dado de entrada exerce de influência no valor final encontrado no cálculo de um fenômeno qualquer.

A análise de incerteza, de acordo com GIAMBELLUCA *et al.* (1996), permite a identificação de erros na mensuração dos dados de entrada, sendo uma importante ferramenta na estimativa de lixiviação e adsorção de pesticidas.

KLEVENO *et al.* (1992) abordam o exposto acima quando explicam a existência de dois tipos de erros (A e B) inerentes à modelagem matemática de movimentação de pesticidas em solos. O erro tipo A é aquele resultante da representação imperfeita do processo fundamental, e o erro tipo B é resultante da representação de um processo sem defeito, mas com erro no levantamento dos parâmetros de entrada, muitas vezes desconhecidos.

A análise de incerteza, que resulte de erro tipo A, é procedida através de comparação dos resultados finais de um fenômeno mensurado por métodos diferentes. O estudo de KLEVENO *et al.* (1992) é um exemplo disso, onde os autores compararam os resultados finais de potencial de lixiviação de vários pesticidas através do índice AF e do modelo de simulação PRZM, em sete diferentes formações de solos. Esse tipo de comparação, entre métodos, é usado também para validação de

um método novo, quando é provado que o último se encontra acurado a um modelo já internacionalmente reconhecido.

Já a análise de incerteza resultante de erro tipo B é efetuada para mensurar a influência do erro no levantamento de cada dado de entrada no resultado final do fenômeno medido. É o caso dos trabalhos apresentados por LOAGUE *et al.* (1989) e (1990) e LOAGUE (1991), onde a sensibilidade e a incerteza de cada um desses dados de entrada foi calculada através do *First-Order Uncertainty Analysis (FOUA)*, proposto por CORNELL (1972). O levantamento das sensibilidades e incertezas dos dados de entrada no resultado final é também usado quando se deseja oferecer um indicativo para futuras correções e ou calibrações de um modelo, sendo muito comum nos casos onde um modelo adaptado às condições de solos temperados é testado em regiões tropicais.

Para cálculo da sensibilidade de cada dado de entrada, basta derivar o resultado final pela derivada do dado em análise. Após calculada, multiplica-se a sensibilidade do dado avaliado pelo seu respectivo desvio padrão (calculado através das repetições que determinaram seu valor médio de entrada no modelo), resultando na incerteza do dado de entrada no resultado do fenômeno estudado.

Como esse estudo visa discutir a confiança dos resultados previstos na MHCC para fornecer dados à um futuro aprimoramento da metodologia proposta, a sensibilidade dos dados de entrada e o total de incerteza dos índices AF e RF, baseados em erros tipo B, foram calculadas através do *First-Order Uncertainty Analysis (FOUA)*.

CORNELL (1972) mostra que o caso geral de uma relação multivariada (Y) é dado por:

$$Y = g(X) \approx g(\mu_x) + b^T (X - \mu_x) \quad [32]$$

onde X é um vetor das variáveis ao acaso, \approx significa igual no sentido da primeira-ordem, μ_x é um vetor de médias e b^T é o vetor das derivadas parciais. O *i*-ésimo elemento de b é dado pelo autor como:

$$b_i = \partial g(X) / \partial X_i \quad [33]$$

Já o μ_y médio e a variância σ^2_y da variável dependente Y são dados por:

$$\mu_y = {}^1 g(\mu_x) \quad \text{e} \quad \sigma^2_y = {}^1 b^T C_x b \quad [34]$$

onde C_x é a matriz de covariância dependente de variáveis X_i . A distribuição das variáveis dependentes é assumida para ser *gaussiana* ou normal. Para casos especiais onde os X_i não são correlacionados, análise de primeira-ordem reduz a equação comum para erros de primeira-ordem, dados por:

$$\sigma^2_y = \sum_i (\partial g / \partial X_i) \sigma^2_{x_i} \quad [35]$$

A incerteza nos índices AF e RF, contribuídos pelos *i-ésimos* parâmetros, é dada por:

$$C_i = {}^1 \left| \partial I / \partial P_i \right| S_{P_i} \quad [36]$$

onde I será AF ou RF e S_{P_i} o desvio padrão do parâmetro P_i . O total de incerteza (S) em AF e RF é dado por:

$$S_{AF} = {}^1 (\sum_{i=1}^5 C_i^2)^{1/2} \quad [37]$$

$$S_{RF} = {}^1 (\sum_{i=6}^{11} C_i^2)^{1/2} \quad [38]$$

Portanto, nesse estudo, o cálculo de incerteza de cada dado de entrada do índice AF, dado na equação 17 por $AF = \text{EXP} [(-0.693 d RF \theta_{FC}) / (q t_{1/2})]$, e do índice RF, dado na equação 18 por $RF = 1 + [(P_b f_{oc} K_{oc}) / \theta_{FC}] + [(n_a K_H) / \theta_{FC}]$, foi baseada na equação 36.

Analisando as equações 17 e 18, podemos perceber que o índice RF entra como incógnita do índice AF, além do parâmetro quantidade de água na capacidade de campo (θ_{FC}) ser o único, entre os nove dados de entrada exigidos, que aparece em ambos os índices. Sendo assim, foi calculada a sensibilidade e incerteza de RF no resultado do índice AF, além das mesmas para o parâmetro θ_{FC} em ambos os índices.

Enfim, através da incorporação da equação 17 e 18 na equação 36, representadas pelas equações 39 a 49, foram calculadas as incertezas dos dados de

entrada (C_i), e cada um deles incorporado nas equações 37 e 38. Os parâmetros *i-ésimos* do índice AF foram numerados de 1 a 5, e do índice RF de 6 a 11, dados em AF por RF (1), \bar{d} (2), $\bar{\theta}_{FC}$ (3), \bar{q} (4), $\bar{t}_{1/2}$ (5) e em RF por $\bar{\rho}_b$ (6), \bar{f}_{oc} (7), \bar{K}_{oc} (8), $\bar{\theta}_{FC}$ (9), \bar{K}_H (10) e $\bar{\rho}_p$ (11). A fórmula para cálculo da incerteza dos dados de entrada de AF e RF, representadas pelas equações 39 a 49, são expostas a seguir:

Incertezas em AF

Equação 39 - incerteza de RF no resultado do índice AF

$$C_1 = |(-0,693 \cdot \bar{d} \cdot \bar{\theta}_{FC} \cdot \bar{AF}) / (\bar{q} \cdot \bar{t}_{1/2})| S_{RF}$$

Equação 40 - incerteza de \bar{d} no resultado do índice AF

$$C_2 = |(-0,693 \cdot \bar{RF} \cdot \bar{\theta}_{FC} \cdot \bar{AF}) / (\bar{q} \cdot \bar{t}_{1/2})| S_d$$

Equação 41 - incerteza de $\bar{\theta}_{FC}$ no resultado do índice AF

$$C_3 = |(-0,693 \cdot \bar{d} \cdot \bar{RF} \cdot \bar{AF}) / (\bar{q} \cdot \bar{t}_{1/2})| S_{\theta_{FC}}$$

Equação 42 - incerteza de \bar{q} no resultado do índice AF

$$C_4 = |(0,693 \cdot \bar{d} \cdot \bar{RF} \cdot \bar{\theta}_{FC} \cdot \bar{t}_{1/2} \cdot \bar{AF}) / (\bar{q} \cdot \bar{t}_{1/2})^2| S_q$$

Equação 43 - incerteza de $\bar{t}_{1/2}$ no resultado do índice AF

$$C_5 = |(0,693 \cdot \bar{d} \cdot \bar{RF} \cdot \bar{\theta}_{FC} \cdot \bar{q} \cdot \bar{AF}) / (\bar{q} \cdot \bar{t}_{1/2})^2| S_{t_{1/2}}$$

Incertezas em RF

Equação 44 - incerteza de $\bar{\rho}_b$ no resultado do índice RF

$$C_6 = |(\bar{f}_{oc} \cdot \bar{K}_{oc}) / \bar{\theta}_{FC} - (\bar{K}_H / (\bar{\rho}_p \cdot \bar{\theta}_{FC}))| S_{\rho_b}$$

Equação 45 - incerteza de \bar{f}_{oc} no resultado do índice RF

$$C_7 = |(\bar{\rho}_b \cdot \bar{K}_{oc}) / \bar{\theta}_{FC}| S_{f_{oc}}$$

Equação 46 - incerteza de \bar{K}_{oc} no resultado do índice RF

$$C_8 = |(\bar{\rho}_b \cdot \bar{f}_{oc}) / \bar{\theta}_{FC}| S_{K_{oc}}$$

Equação 47 - incerteza de $\bar{\theta}_{FC}$ no resultado do índice RF

$$C_9 = |((-\bar{\rho}_b \cdot \bar{f}_{oc} \cdot \bar{K}_{oc}) / (\bar{\theta}_{FC}^2)) - (\bar{K}_H / \bar{\theta}_{FC}^2) + (\bar{\rho}_b \cdot \bar{\rho}_p \cdot \bar{K}_H / (\bar{\rho}_p \cdot \bar{\theta}_{FC})^2)| S_{\theta_{FC}}$$

Equação 48 - incerteza de \bar{K}_H no resultado do índice RF

$$C_{10} = |(1 / \bar{\theta}_{FC}) - (\bar{\rho}_b / (\bar{\rho}_p \cdot \bar{\theta}_{FC})) - 1| S_{K_H}$$

Equação 49 - incerteza de $\bar{\rho}_p$ no resultado do índice RF

$$C_{11} = |(\bar{\theta}_{FC} \cdot \bar{\rho}_b \cdot \bar{K}_H) / (\bar{\rho}_p \cdot \bar{\theta}_{FC})^2| S_{\rho_p}$$

5 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Conversões e representações das unidades dos dados de entrada

Os índices AF e RF, de acordo com a Tabela 3, produzem resultados adimensionais, agrupando os pesticidas em cinco classes de comportamento, *muito alto*, *alto*, *médio*, *baixo* e *muito baixo* potencial de lixiviação e adsorção.

Portanto, para que fossem produzidos resultados adimensionais, os dados de entrada referentes as *propriedades de solos*, *propriedades físico-químicas dos pesticidas* e *características hidrológicas* tiveram de ser convertidos para as mesmas unidades.

Porém, esses dados de entrada, como podem ser vistos na coluna “convencional” da Tabela 9, são normalmente representados em diferentes unidades, e envolvem grandezas relativas ao espaço (mm, cm, cm³, m³, ml), massa (g, kg) e tempo (dia, ano). Sendo assim, foram convertidas para centímetros (cm) as grandezas espaciais, em gramas (g) as relativas a massa, e em dias as temporais, unificando as unidades. A coluna “conversão” da Tabela 9 expõe os dados de entrada que tiveram de ser convertidos, e a coluna “fator” expõe os valores a que foram multiplicados para que atingissem as mesmas unidades. A última coluna, denominada “entrada”, aponta as unidades dos dados de entrada que foram introduzidas no cálculo do índice *screening* proposto.

As Tabelas 10 e 11 são nada mais que uma extensão da Tabela 9, que apontam as conversões dos parâmetros recarga líquida (q) e constante de Henry (K_H), respectivamente.

Tabela 9 - Conversões de unidades dos dados de entrada

Dados de entrada	convencional	conversão	fator	entrada
d (AF)	cm	não	-	cm
θ_{FC} (AF-RF)	%	sim	1/100	adimensional
q (AF)	mm/ano	sim	ver Tabela 10	cm/dia
$t_{1/2}$ (AF)	dias	não	-	dias
ρ_b (RF)	g/cm^3	não	-	g/cm^3
f_{oc} (RF)	g/kg	sim	1/1000	g/g
K_{oc} (RF)	ml/g	não	$ml/g = cm^3/g$	cm^3/g
K_H (RF)	$atm.m^3/mol$	sim	ver Tabela 11	adimensional
ρ_p (RF)	g/cm^3	não	-	g/cm^3

Tabela 10 - Conversão da recarga líquida (q)

Período	unidade	fator mm-cm	fator mês-dia	entrada
janeiro			1/31	
fevereiro			1/28	
março			1/31	
abril			1/30	
maio			1/31	
junho	mm/mês	1/10	1/30	cm/dia
julho			1/31	
agosto			1/31	
setembro			1/30	
outubro			1/31	
novembro			1/30	
dezembro			1/31	
ano	mm/ano	1/10	1/365	cm/dia

Tabela 11 - Conversão da constante de Henry (K_H)

Molécula	unidade	fator R	fator K	entrada
ametrina			1/293 (20°C)	
diuron			1/298 (25°C)	
hexazinona			1/298 (25°C)	
tebutiuron			1/293 (20°C)	
trifluralina	$atm.m^3/mol$	1/8.21E-05	1/296 (23°C)	adimensional
aldicarb			1/293 (20°C)	
dodecacloro			1/293 (20°C)	
endosulfan			1/293 (20°C)	
fenthion			1/298 (25°C)	
heptacloro			1/298 (25°C)	

Os valores compilados para cálculo da recarga líquida (q) estavam disponíveis mensalmente em milímetros, sendo assim, para chegar a um valor com unidade de entrada "cm/dia", os mesmos foram, após convertidos para centímetros (coluna "fator mm-cm"), divididos pelo número de dias do referente mês (coluna "fator mês-dia"). Já o cálculo da recarga líquida (q) média anual seguiu uma proporcionalidade mensal, ou seja, a recarga média diária de cada mês foi multiplicada pelo número de dias do mesmo mês, sendo então somados os valores médios dos doze meses do ano, e enfim, divididos por 365 dias (Tabela 10). Em relação a constante de Henry (K_H), os valores compilados, à 22°C, estavam expressos em atm.m³/mol, sendo convertidos pelos fatores R e K à valores adimensionais, de acordo com o que propõem LYMAN *et al.* (1982) (Tabela 11).

Os dados de entrada desse estudo relativos às *propriedades de solos* são mostrados nas Tabelas 12 a 23, às *propriedades fisico-químicas dos pesticidas* na Tabela 24, e às *características hidrológicas* nas Tabelas 25 e 26. Contudo, algumas conversões de unidades produzem valores difíceis de serem interpretados, por estarem fora dos padrões convencionais. Logo, entre os quatro parâmetros convertidos, os resultados de capacidade de campo (θ_{FC}) e carbono orgânico (f_{oc}) são expressos nas suas unidades convencionais, ou seja, o primeiro em percentagem (%) e o segundo em gramas de carbono por quilo de solo (g/kg) (Tabelas 12 a 23). Com relação aos demais, os valores da constante de Henry (K_H) dos pesticidas são mostrados com a unidade de entrada convertida (adimensional), pois esse parâmetro é normalmente representado tanto dessa maneira como na unidade compilada (atm.m³/mol) (Tabela 24). Já os dados de recarga líquida (q) são expresso na unidade compilada (mm) e convertida (cm), sendo suas considerações discutidas adiante (item 5.3). Enfim, os dados de entrada restantes (sem conversão) são expressos nas unidades convencionais, visto que as mesmas são condizentes às unidades das grandezas espaciais (cm), temporais (dia) e de massa (g) propostas, de acordo com a Tabela 9 (para K_{oc} , unidade ml/g = cm³/g). Nas Tabelas 12 a 23 são encontradas ainda as densidades de solo (ρ_b) e densidade de partícula (ρ_p), na Tabela 24, também, o tempo de meia-vida ($t_{1/2}$) e coeficiente de adsorção de pesticidas (K_{oc}), e na Tabela 25 a distância da água subterrânea (d).

Tabela 12 - Propriedades de solos por profundidade - Trincheira 1 - TE

Profundidade (cm)	θ_{FC} (%)	ρ_b (g/cm ³)	ρ_p (g/cm ³)	f_{oc} (g/kg)
00-20	30	1.70	2.57	9.86
20-40	34	1.61	2.47	8.12
40-60	30	1.39	2.46	5.22
60-80	33	1.47	2.44	1.74
80-100	30	1.48	2.42	4.06
100-120	30	1.41	2.56	4.06

Tabela 13 - Propriedades de solos por profundidade - Trincheira 2 - PV2

Profundidade (cm)	θ_{FC} (%)	ρ_b (g/cm ³)	ρ_p (g/cm ³)	f_{oc} (g/kg)
00-20	16	1.68	2.44	1.74
20-40	27	1.78	2.40	1.74
40-60	29	1.71	2.42	0.58
60-80	31	1.73	2.45	1.74
80-100	27	1.73	2.48	0.58
100-120	28	1.71	2.43	1.74

Tabela 14 - Propriedades de solos por profundidade - Trincheira 3 - PV2

Profundidade (cm)	θ_{FC} (%)	ρ_b (g/cm ³)	ρ_p (g/cm ³)	f_{oc} (g/kg)
00-20	16	1.60	2.44	8.12
20-40	35	1.62	2.35	1.74
40-60	33	1.68	2.43	0.58
60-80	30	1.69	2.44	1.74
80-100	31	1.66	2.43	1.74
100-120	32	1.60	2.36	1.74

Tabela 15 - Propriedades de solos por profundidade - Trincheira 4 - PV3

Profundidade (cm)	θ_{FC} (%)	ρ_b (g/cm ³)	ρ_p (g/cm ³)	f_{oc} (g/kg)
00-20	22	1.74	2.47	9.28
20-40	21	1.72	2.53	8.12
40-60	22	1.63	2.45	8.70
60-80	20	1.60	2.45	6.38
80-100	19	1.64	2.55	6.38
100-120	16	1.63	2.49	6.38

Tabela 16 - Propriedades de solos por profundidade - Trincheira 5 - PV3

Profundidade (cm)	θ_{FC} (%)	ρ_b (g/cm ³)	ρ_p (g/cm ³)	f_{oc} (g/kg)
00-20	14	1.67	2.41	8.12
20-40	16	1.73	2.48	6.38
40-60	23	1.63	2.44	5.80
60-80	29	1.62	2.44	5.80
80-100	28	1.64	2.47	7.54
100-120	29	1.63	2.50	7.54

Tabela 17 - Propriedades de solos por profundidade - Trincheira 6 - Li3

Profundidade (cm)	θ_{FC} (%)	ρ_b (g/cm ³)	ρ_p (g/cm ³)	f_{oc} (g/kg)
00-20	10	1.69	2.47	11.60
20-40	15	1.74	2.44	9.28
40-60	28	1.56	2.52	5.22

Tabela 18 - Propriedades de solos por profundidade - Trincheira 7 - PV1

Profundidade (cm)	θ_{FC} (%)	ρ_b (g/cm ³)	ρ_p (g/cm ³)	f_{oc} (g/kg)
00-20	16	1.67	2.47	3.48
20-40	14	1.72	2.40	8.12
40-60	25	1.68	2.43	0.58
60-80	28	1.63	2.35	1.74
80-100	27	1.67	2.41	1.74
100-120	27	1.62	2.40	1.74

Tabela 19 - Propriedades de solos por profundidade - Trincheira 8 - PV7pp

Profundidade (cm)	θ_{FC} (%)	ρ_b (g/cm ³)	ρ_p (g/cm ³)	f_{oc} (g/kg)
00-20	28	1.63	2.33	12.76
20-40	39	1.32	2.42	6.38
40-60	42	1.18	2.29	3.48

Tabela 20 - Propriedades de solos por profundidade - Trincheira 9 - Li1

Profundidade (cm)	θ_{FC} (%)	ρ_b (g/cm ³)	ρ_p (g/cm ³)	f_{oc} (g/kg)
00-20	33	1.55	2.38	6.38
20-40	35	1.51	2.37	3.48
40-60	44	1.29	2.70	6.38

Tabela 21 - Propriedades de solos por profundidade - Trincheira 10 - PV7pp

Profundidade (cm)	θ_{FC} (%)	ρ_b (g/cm ³)	ρ_p (g/cm ³)	f_{oc} (g/kg)
00-20	22	1.79	2.40	13.34
20-40	31	1.50	2.42	13.34
40-60	34	1.45	2.38	13.34
60-80	36	1.43	2.45	13.34

Tabela 22 - Propriedades de solos por profundidade - Trincheira 11 - Li1

Profundidade (cm)	θ_{FC} (%)	ρ_b (g/cm ³)	ρ_p (g/cm ³)	f_{oc} (g/kg)
00-20	21	1.73	2.49	1.74
20-40	31	1.63	2.34	1.74
40-60	30	1.59	2.34	3.48
60-80	31	1.55	2.33	1.74

Tabela 23 - Propriedades de solos por profundidade - Trincheira 12 - PV2

Profundidade (cm)	θ_{FC} (%)	ρ_b (g/cm ³)	ρ_p (g/cm ³)	f_{oc} (g/kg)
00-20	12	1.69	2.50	12.18
20-40	12	1.66	2.55	12.18
40-60	12	1.72	2.47	8.70
60-80	30	1.66	2.35	8.70
80-100	29	1.67	2.36	8.70
100-120	28	1.68	2.41	15.08

Tabela 24 - Propriedades físico-químicas dos pesticidas estudados

Molécula (unidade)	$t_{1/2}$ (dias)	K_{oc} (ml/g)	K_H (adimensional)
<i>ametrina</i>	60 ^{*1}	300 ^{*1}	5.66E-08 ^{*2}
<i>diuron</i>	90 ^{*1}	480 ^{*1}	5.97E-08 ^{*2}
<i>hexazinona</i>	90 ^{*1}	54 ^{*1}	8.18E-11 ^{*3}
<i>tebuthiuron</i>	360 ^{*1}	80 ^{*1}	1.04E-08 ^{*2}
<i>trifluralina</i>	60 ^{*1}	8000 ^{*1}	1.99E-03 ^{*2}
<i>aldicarb</i>	30 ^{*1}	30 ^{*1}	6.03E-08 ^{*2}
<i>dodecacloro</i>	3650 ^{*4}	27831 ^{*4}	3.44E-01 ^{*4}
<i>endosulfan</i>	50 [*]	12400 ^{*1}	4.20E-03 ^{*2}
<i>fenthion</i>	34 [*]	1500 ^{*1}	2.25E-04 ^{*2}
<i>heptacloro</i>	300 ^{**}	24000 ^{*2}	9.41E-02 ^{*2}

Fontes: ^{*1} WAUCHOPE (1992) *et al.*; ^{*2} MONTGOMERY (1993); ^{*3} fornecido pela Du Pont do Brasil S.A.

^{*4} Os dados de *dodecacloro* foram calculados pelo software PETE - *Physical Chemical Evaluation the Environment*

Tabela 25 - Características hidrológicas - distância da água subterrânea (*d*)

Trincheira	Tipo de solo	profundidade (cm)	levantamento	<i>d</i> estipulado (cm)
1	TE	250	tradagem	120
2	PV2	200	tradagem	120
3	PV2	130	tradagem	120
4	PV3	250	tradagem	120
5	PV3	140	tradagem	120
6	Li3	60	trincheira	60
7	PV1	400	tradagem	120
8	PV7pp	60	trincheira	60
9	Li1	60	trincheira	60
10	PV7pp	80	trincheira	80
11	Li1	80	trincheira	80
12	PV2	300	tradagem	120

Tabela 26 - Características hidrológicas - recarga líquida do solo (*q*)

Período	<i>q</i> calculado (mm/mês)	<i>q</i> considerado (mm/mês)	<i>q</i> convertido (cm/dia)
janeiro	85.20	85.20	0,2749
fevereiro	58.55	58.55	0,2091
março	53.23	53.23	0,1717
abril	0.60	0.60	0,0020
maio	17.29	17.29	0,0558
junho	6.61	6.61	0,0220
julho	-9.96	0.00	0,0000
agosto	-9.96	0.00	0,0000
setembro	8.80	8.80	0,0293
outubro	31.81	31.81	0,1026
novembro	37.74	37.74	0,1258
dezembro	58.31	58.31	0,1881
média anual	338.21	338.21	0,0927

Tabela 27 - Precipitações e temperaturas médias mensais da região de Piracicaba-SP

Mês	Precipitação (mm)	Temperatura (°C)
JANEIRO	211,09	24,55
FEVEREIRO	180,64	24,96
MARÇO	165,15	24,15
ABRIL	86,07	22,27
MAIO	81,77	19,58
JUNHO	50,23	17,68
JULHO	28,77	17,77
AGOSTO	30,67	19,15
SETEMBRO	69,32	20,42
OUTUBRO	117,90	22,76
NOVEMBRO	149,26	23,83
DEZEMBRO	175,66	24,25

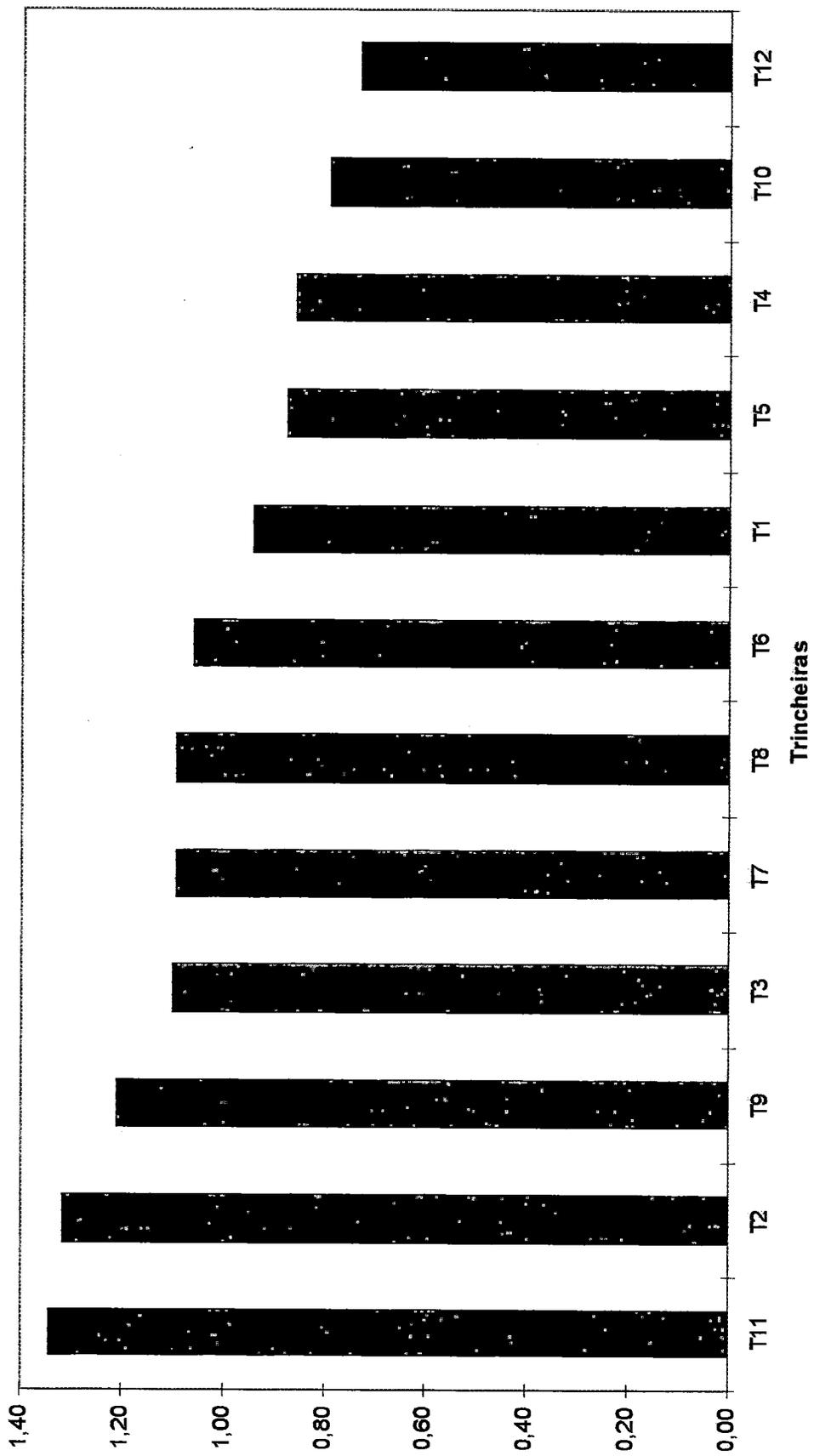
Figura 6**Ranking de Potencial de Lixiviação dos Solos da MHCC**

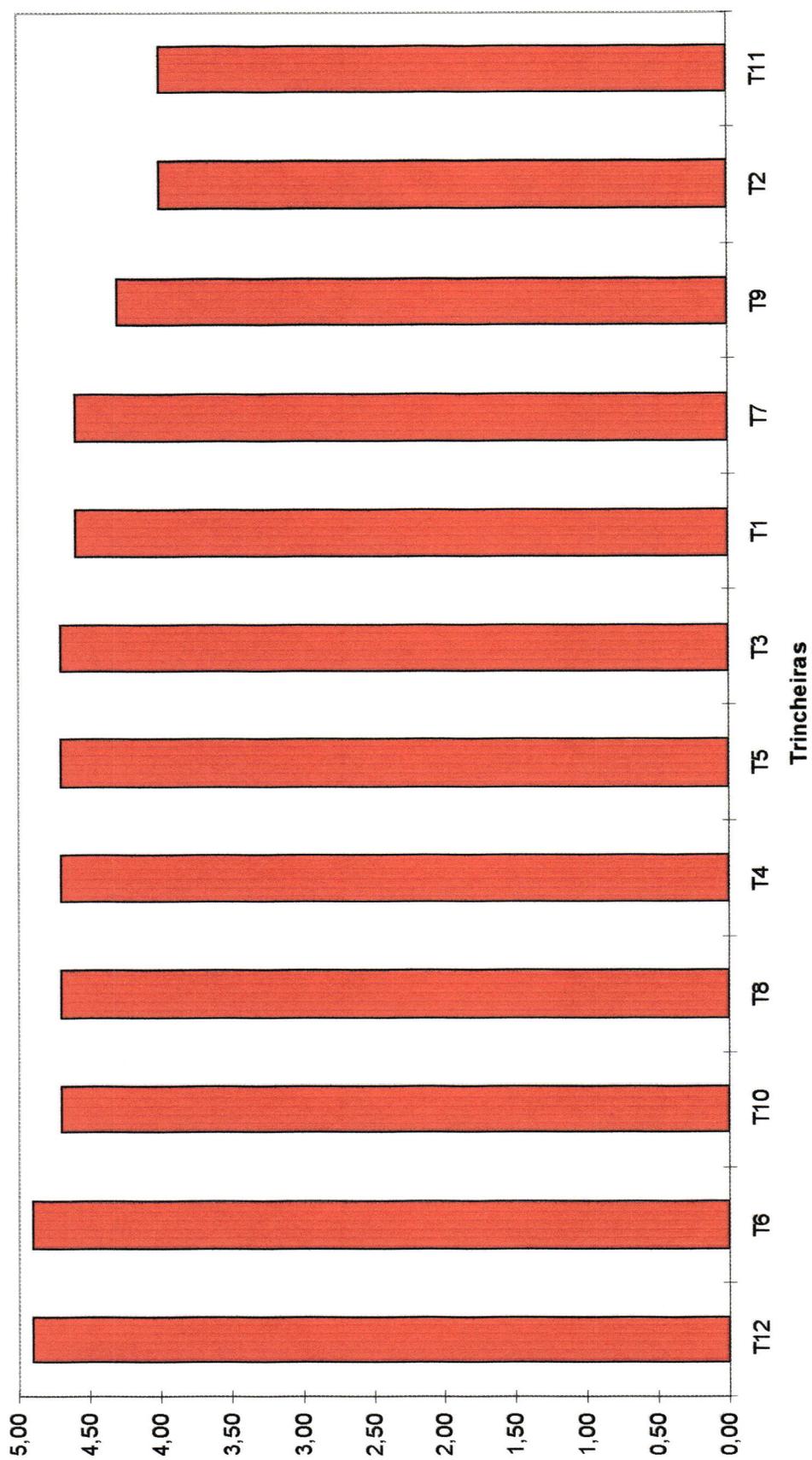
Figura 7**Ranking de Potencial de Adsorção dos Solos da MHCC**

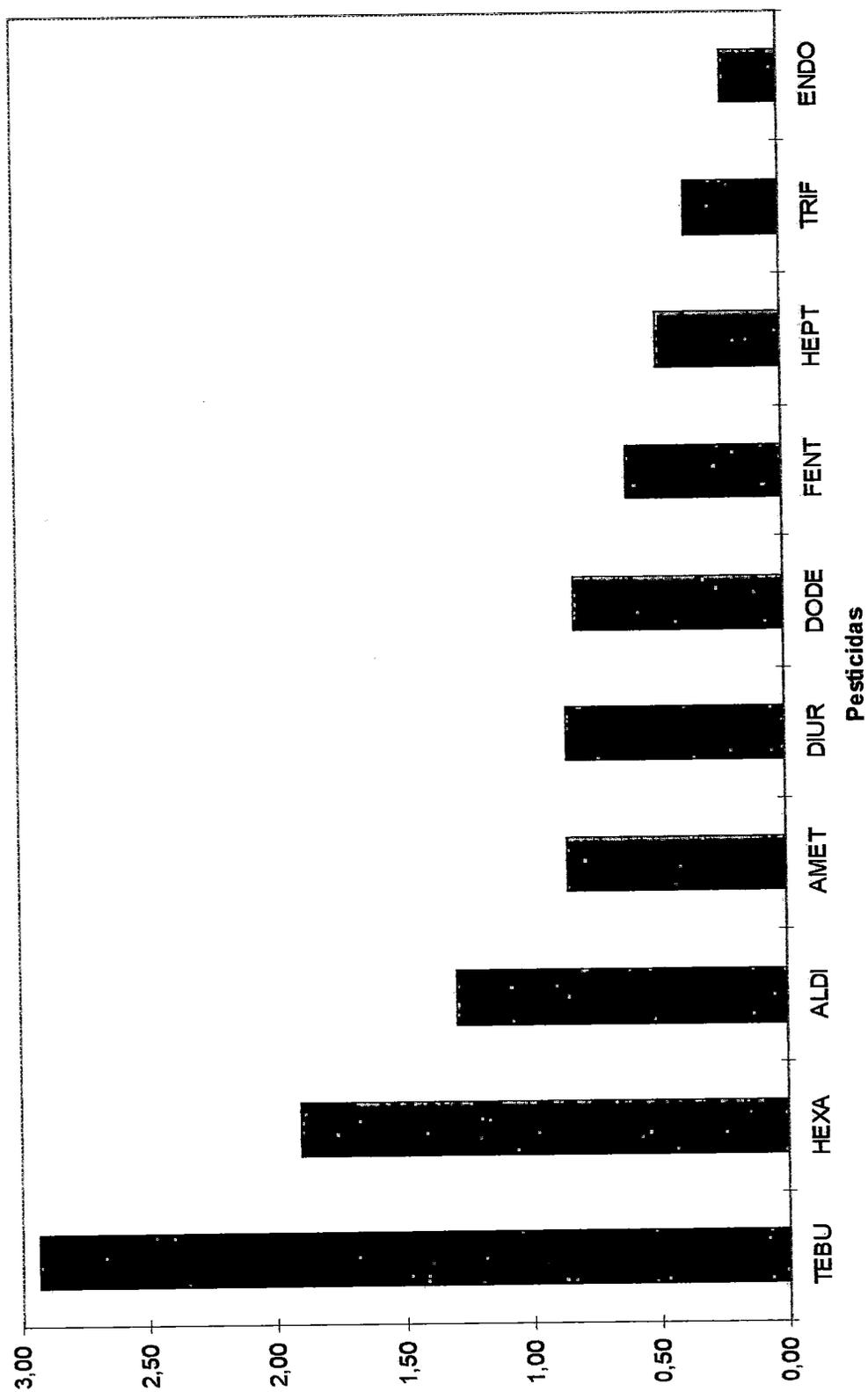
Figura 8**Ranking de Potencial de Lixiviação dos Pesticidas**

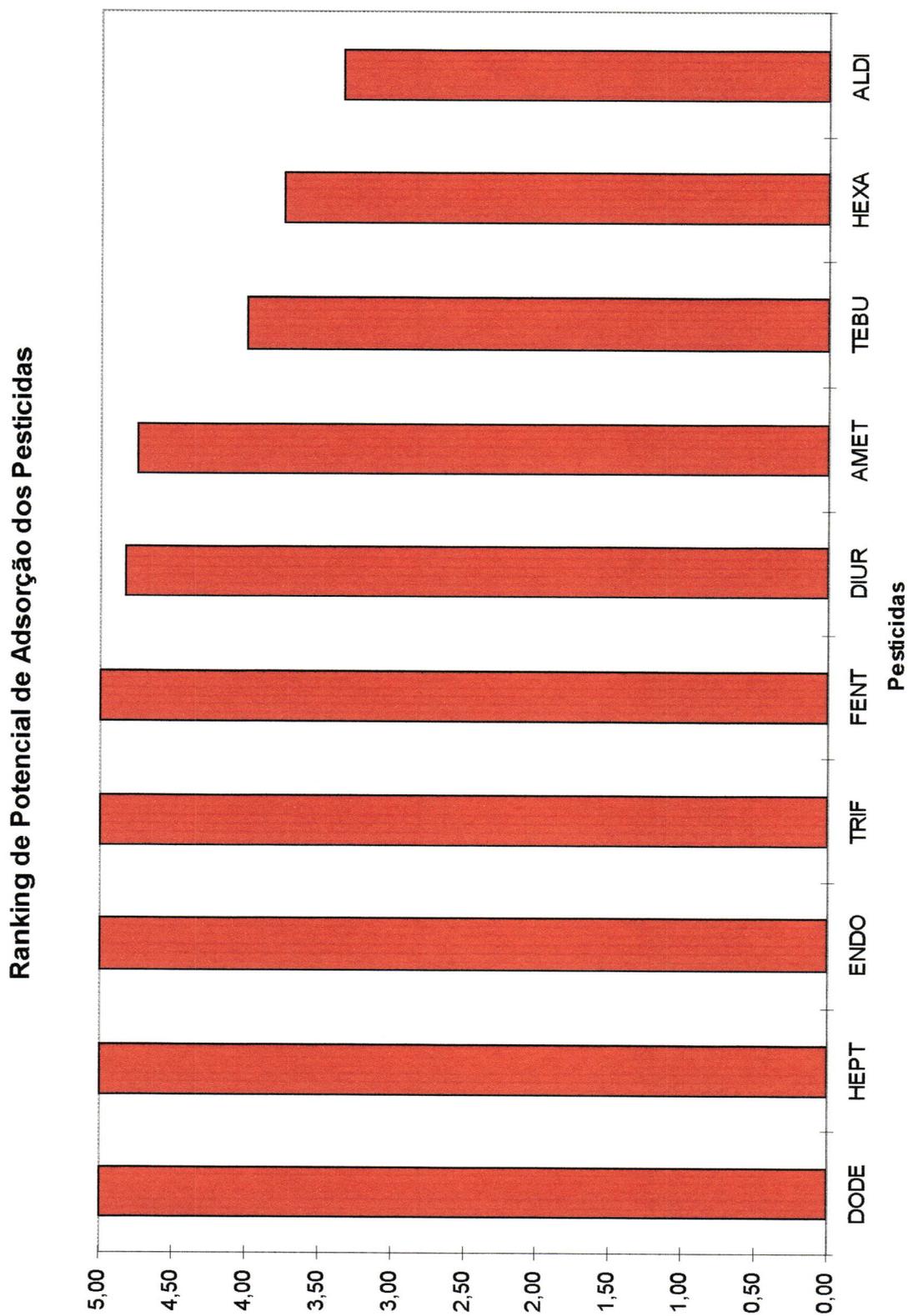
Figura 9

Figura 10

Ranking de Potencial de Lixiviação dos Pesticidas em Profundidade

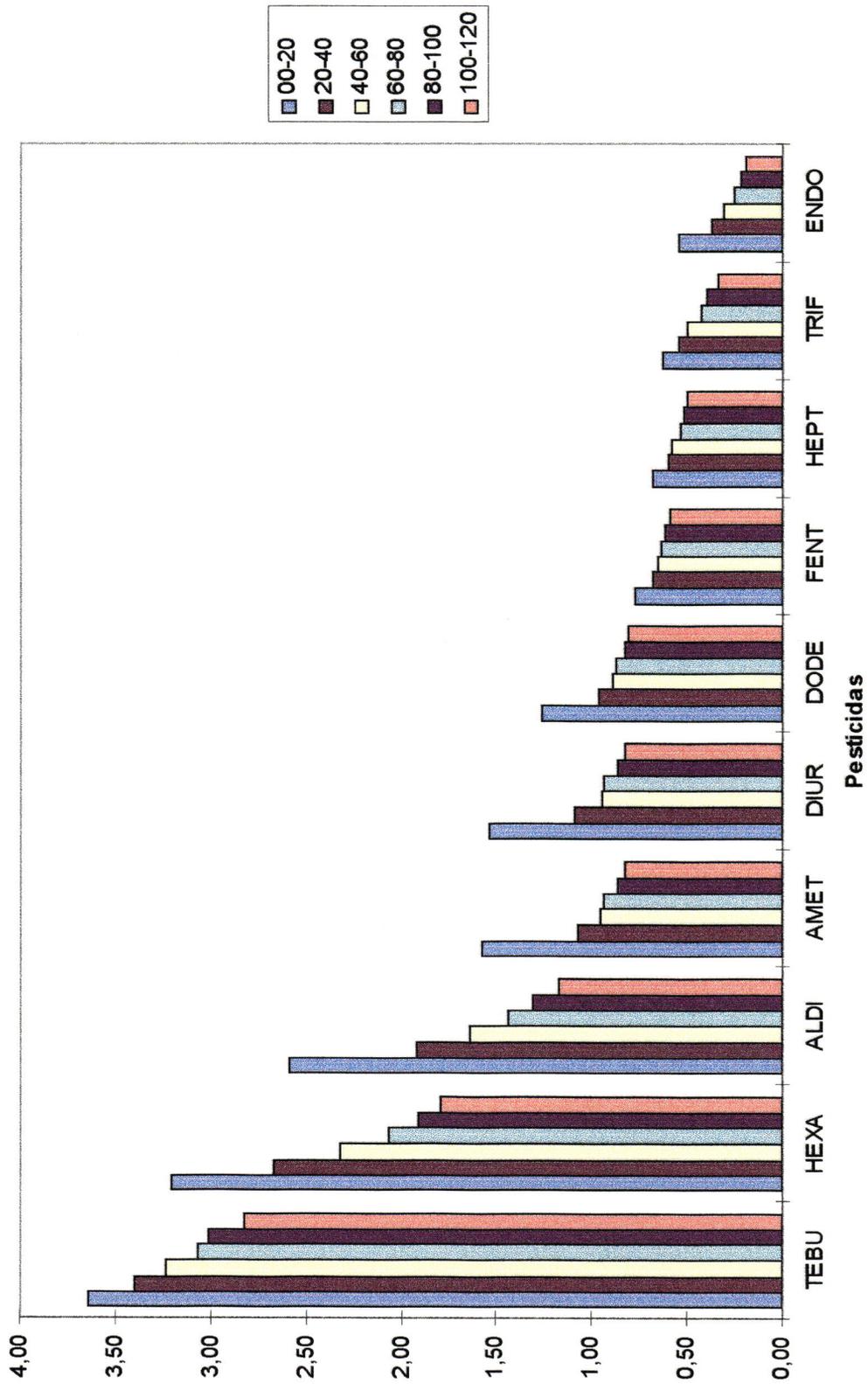
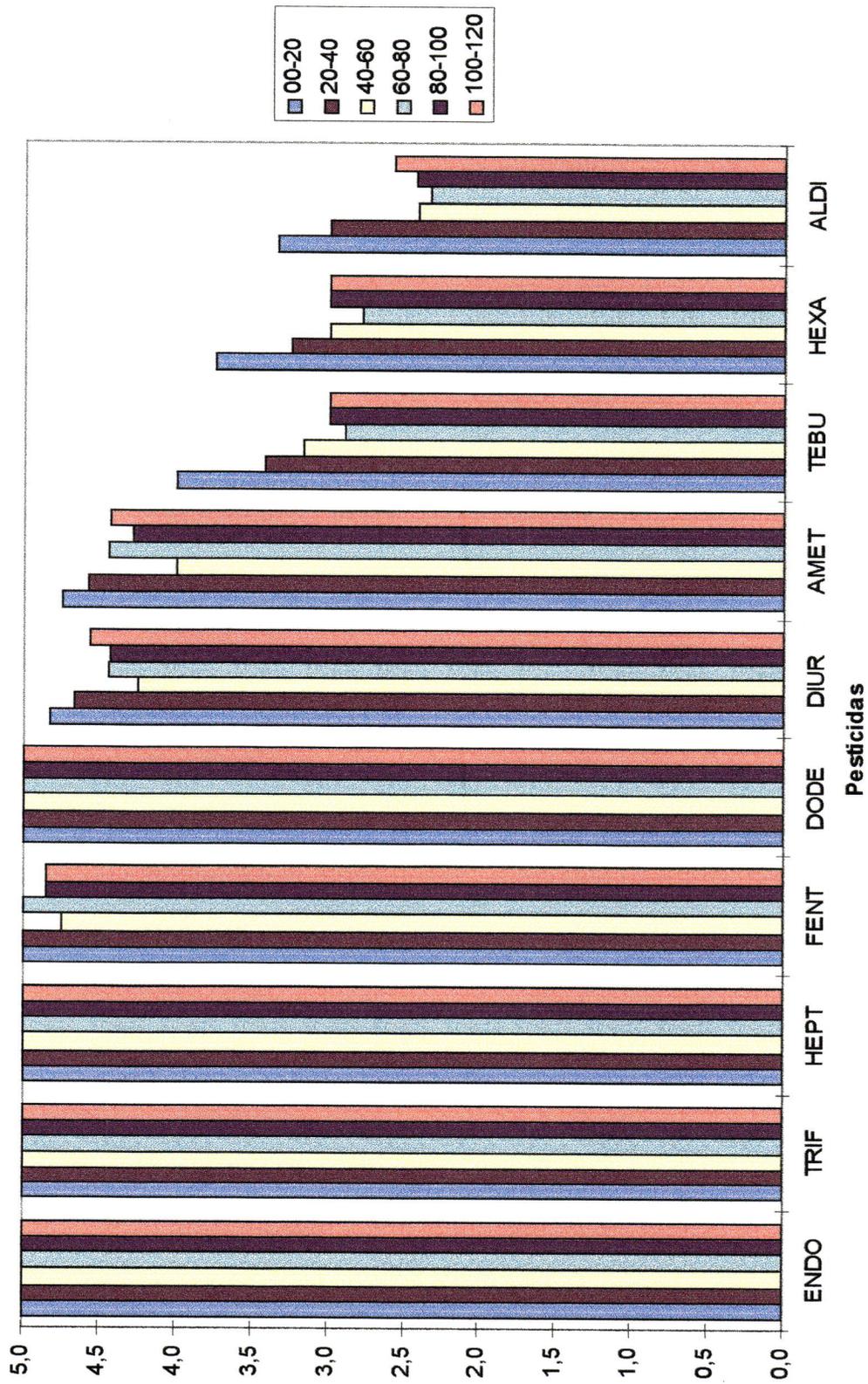


Figura 11

Ranking de Potencial de Adsorção dos Pesticidas em Profundidade



5.2 *Rankings* de mobilidade dos solos e pesticidas

Os *rankings* de potencial de lixiviação (AF) e adsorção (RF) dos solos e pesticidas estão representados nas Figuras 6 a 11. O entendimento dos resultados de suscetibilidade dos solos em relação aos fenômenos estudados (Figuras 6 e 7) depende essencialmente da interpretação e discussão dos dados de *propriedades de solos* expostos nas Tabelas 12 a 23. Da mesma forma, a interpretação dos resultados de comportamento de pesticidas (Figuras 8, 9, 10 e 11) passa por uma avaliação das *propriedades físico-químicas* dos produtos, representadas na Tabela 24.

O “*Ranking* de Potencial de Lixiviação dos Solos da MHCC” (Figura 6) mostra a relevância dos parâmetros carbono orgânico (f_{oc}) e distância da água subterrânea (d) na estimativa de lixiviação dos solos. Para discussão dos resultados, baseado nas Tabelas 12 a 23, os teores de f_{oc} das trincheiras foram agrupadas em “quase ausente” (0 a 3 g/kg), “baixo” (3 a 6 g/kg), “médio” (6 a 9 g/kg) e “alto” (>9 g/kg).

Na Figura 6, podemos dividir os resultados de potencial de lixiviação das trincheiras em quatro grupos, em ordem decrescente de suscetibilidade. No primeiro, dentro da escala de 1,40 a 1,20, aparecem as trincheiras 11, 2 e 9 (T11, T2 e T9), seguidas das T3, T7, T8 e T6 (escala 1,20 a 1,00), T1, T5 e T4 (1,00 a 0,80) e T10 e T12 (0,80 a 0,60). Comparando os resultados desse *ranking* com os teores de f_{oc} e profundidades das trincheiras, podemos comprovar suas influências. As T11 (Tabela 22) e T2 (Tabela 13), ambas com f_{oc} quase ausente em todas as camadas (exceto na T11, de 40-60 cm), aparecem como as mais suscetíveis à lixiviação. Apesar de ser um pouco mais orgânica, a T11 aparece em primeiro lugar no *ranking* de potencial de lixiviação dos solos, pois tem profundidade (d) menor do que a T2. Logo após essas duas trincheiras aparece a T9 (Tabela 20), com médios (00-20 e 40-60 cm) e baixos (20-40 cm) teores de f_{oc} e pouco profunda ($d = 60$ cm).

No segundo grupo da Figura 6 aparecem as trincheiras 3, 7, 8 e 6. A mais suscetível à lixiviação desse grupo, a T3 (Tabela 14), caracteriza-se por uma camada com médio teor de f_{oc} na superfície (00-20 cm) seguida de camadas com f_{oc} quase

ausente. Já a T7 (Tabela 18), seguinte no *ranking*, se assemelha a anterior, porém, com presença de material orgânico nas duas primeiras camadas (baixo teor de 00-20 e médio de 20-40 cm) e ausente nas demais, proporcionando maior retenção de movimento das moléculas no seu perfil em relação a T3. Por fim, as duas trincheiras menos suscetíveis à lixiviação desse grupo são T8 (Tabela 19) e T6 (Tabela 17). Apesar de mais rasas (ambas com $d = 60$ cm) que T3 e T7, T8 e T6 apresentaram-se com menor potencial de lixiviação devido a seus altos teores de f_{oc} camada superficial (00-20 cm). De alto f_{oc} na superfície, a T8 passa para médio (20-40 cm) e baixo (40-60 cm) teores, enquanto a T6 ainda apresenta alto teor de 20-40 cm, seguida de médio à 40-60 cm, o que torna a T6 menos suscetível à lixiviação em relação a T8.

O penúltimo grupo de suscetibilidade à lixiviação da Figura 6, T1, T5 e T4, caracteriza-se por solos profundos e com predominância de altos a médios teores de f_{oc} . A T1 (Tabela 12) exibe maior potencial de lixiviação, seguida da T5 (Tabela 16) e T4 (Tabela 15). Analisando os teores de f_{oc} dessas três trincheiras podemos perceber que a T5 é menos orgânica (teor médio nas duas primeiras camadas, baixo nas duas seguintes, e novamente médio nas duas camadas mais profundas) que a T4 (alto teor na superfície e médio nas demais), o que explica sua maior suscetibilidade à lixiviação em relação à última. Porém, a T1, apesar de possuir maior quantidade de material orgânico nas duas primeiras camadas, aparece com maior potencial de lixiviação que T4 e T5. Portanto, seria de se esperar que a T1 tivesse menor suscetibilidade, já que tem o mesmo valor de d e valores superficiais maiores de f_{oc} . Esse resultado pode ser entendido quando interpretado um outro parâmetro nas Tabelas correspondentes a essas trincheiras, a capacidade de campo (θ_{FC}). Nos casos anteriores, o valor de f_{oc} foi o mais relevante, estando sempre de forma inversamente proporcional ao potencial de lixiviação. Com teores semelhantes de f_{oc} , o valor final de d passa a determinar esse potencial de lixiviação, também de maneira inversamente proporcional, ou seja, quanto menos profundo um solo, maiores as chances potenciais de contaminação da água subterrânea. Contudo, as diferenças entre os teores de f_{oc} das T1, T5 e T4 são muito pequenas, não aparecendo o material orgânico, nesse caso, como o fator determinante do potencial de lixiviação intra grupo, mas somente em relação aos outros grupos de trincheiras. Sendo assim, para T1, T5 e T4, o valor de capacidade de

campo (θ_{FC}) ganha relevância no resultado do *ranking* de lixiviação dos solos amostrados. Observando as Tabelas 12, 15 e 16, é possível perceber que a T1 possui valores de θ_{FC} bem mais elevados que T4 e T5. De acordo com a equação 18 (RF), com aumento de θ_{FC} , temos a diminuição do potencial de adsorção (RF), e conseqüentemente, de acordo com a equação 17 (AF), aumento do potencial de lixiviação, afinal, são fenômenos inversamente proporcionais, sendo RF um dos parâmetros de entrada para o cálculo de AF. Ainda relativo à equação 17, percebemos que θ_{FC} também aparece como dado de entrada de AF, e dessa vez, aparentemente de maneira contraditória ao exposto acima, ou seja, quanto maior o valor de θ_{FC} , menor o produto AF. Porém, como será discutido adiante, o valor de RF exerce maior influência no resultado final de AF do que todos os outros parâmetros de entrada desse índice, inclusive θ_{FC} . Sendo assim, no caso presente, os altos valores de θ_{FC} da T1 foram determinantes no resultado de maior potencial de lixiviação dessa trincheira em relação às T5 e T4, devido a igualdade (d) ou similaridade (f_{oc}) dos outros dados de entrada relevantes nesse tipo de comparação.

Enfim, as T10 (Tabela 21) e T12 (Tabela 23) aparecem na Figura 6 com os menores potenciais de lixiviação de pesticidas. Ambas possuem altos teores de f_{oc} nas duas camadas mais superficiais, com altos (T10 e T12) e médios (T12) teores nas seguintes. Novamente os teores de f_{oc} foram determinantes na colocação do grupo, mas intra grupo, a T10, apesar de um pouco mais orgânica, apresentou-se com maior potencial de lixiviação do que a T12, devido a sua menor profundidade (d).

Logo, a interpretação dos resultados da Figura 6 conjuntamente aos valores das Tabelas 12 a 23 apontam a grande importância do carbono orgânico do solo (f_{oc}) no posicionamento das trincheiras no *ranking* de potencial de lixiviação, seguido da distância da água subterrânea (d). Um terceiro dado de entrada, a recarga líquida (q), é também um parâmetro de forte influência no resultado de estudos de lixiviação, porém, como o *ranking* da Figura 6 considera apenas valores médios anuais, não é possível interpretar sua relevância. A influência da variação temporal de q nos resultados de AF será discutida mais adiante, assim como a importância desse parâmetro em relação aos demais parâmetros de entrada no resultado final do potencial de lixiviação.

O “*Ranking* de Potencial de Adsorção dos Solos da MHCC” (Figura 7) foi elaborado a partir dos resultados de adsorção das camadas superficiais das trincheiras amostradas (00-20 cm). Apenas a primeira camada foi considerada, pois é nela que aparece, de forma significativa, a retenção dos químicos agrícolas nos solos. Nessa camada é que se concentra praticamente toda a matéria orgânica dos solos. Sendo assim, tanto em solos com pouco como naqueles com alto teor de material orgânico, a região superficial é que determina praticamente todo o retardamento do fluxo descendente da massa de pesticidas. Portanto, a análise de retenção do movimento de pesticidas nos perfis dos solos pode limitar-se à superfície. Em casos de solos com ausência ou baixos teores de f_{oc} na superfície, o potencial de lixiviação tende a ser maior, e não é o retardamento da subsuperfície, inferior a superfície, que irá mitigar a movimentação. Para solos altamente orgânicos, a retenção do movimento dos pesticidas, principalmente dos mais adsorvíveis, ocorrerá na superfície, oferecendo menos perigo à água superficial (porém, oferecem potencial de contaminação de água superficial quando carregados por erosão), apenas se movimentando, se for o caso, à pequenas distâncias abaixo da primeira camada.

O *ranking* da Figura 7, quando interpretado junto às Tabelas 12 a 23, a exemplo da Figura 6, ilustra que entre as *propriedades de solos*, os valores f_{oc} e θ_{FC} , pela ordem, exercem as maiores influências no cálculo de potencial de adsorção dos pesticidas.

Observando a Figura 7, vemos que as quatro primeiras trincheiras do *ranking* (T12, T6, T10 e T8) de potencial de adsorção são aquelas com os maiores teores de f_{oc} na superfície (todas acima de 11,60 g/kg). A T12 (Tabela 23) aparece como a mais adsorvível, seguida da T6 (Tabela 17), T10 (Tabela 21) e T8 (Tabela 19). Portanto, os altos teores de f_{oc} dessas trincheiras em relação as demais foi determinante para “ranqueá-las” como as mais adsorvíveis, porém, comparando essas quatro entre si, podemos perceber que não necessariamente as mais orgânicas aparecem com maiores potenciais de adsorção. A T12 ($f_{oc} = 12,18$ g/kg) e a T6 ($f_{oc} = 11,60$ g/kg) aparecem, respectivamente, em primeiro lugar e segundo lugares no *ranking*, mas são somente a terceira e quarta colocadas em teores de f_{oc} em relação a terceira (T10 - $f_{oc} = 13,34$ g/kg) e quarta (T8 - $f_{oc} = 12,76$ g/kg) em potencial de adsorção. Esses resultados

podem ser explicados quando os valores de θ_{FC} são considerados. Repare que para a T12, θ_{FC} da superfície é de apenas 12%, e para a T6, de apenas 10%, bem abaixo dos valores encontrados nas outras duas trincheiras (a T10 apresenta $\theta_{FC} = 22\%$ e a T8 com $\theta_{FC} = 28\%$). Logo, com valores semelhantes de f_{oc} , o parâmetro θ_{FC} passa a ser determinante, dentre as *propriedades de solos*, no cálculo de potencial de adsorção.

Temos a confirmação do exposto acima analisando o restante da Figura 7. As trincheiras T4 (Tabela 15), T5 (Tabela 16) e T3 (Tabela 14) são as seguintes do *ranking*. Como a T4 ($f_{oc} = 9,28$ g/kg) é mais orgânica que a T5 e T3 (ambas com $f_{oc} = 8,12$ g/kg), tendo as três baixos valores de θ_{FC} (22%, 14% e 16%, respectivamente), então a influência de f_{oc} predominou em relação a θ_{FC} . Porém, com o mesmo valor de f_{oc} , a T5 aparece com maior potencial de adsorção do que a T3 devido a seu menor valor de θ_{FC} na superfície.

Após essas trincheiras, temos na sequência do *ranking* de potencial de adsorção a T1 (Tabela 12) e T7 (Tabela 18). Aqui fica muito evidente a importância de θ_{FC} no cálculo de RF. Ainda que a T1 possua um teor de f_{oc} de 9,86 g/kg na superfície, levemente superior às T4, T5 e T3, anteriormente discutidas, o seu posicionamento no *ranking* fica abaixo delas por possuir um valor de θ_{FC} muito superior (30%), o que lhe confere menor capacidade de reter moléculas em seu perfil pedológico. Já a T7, apesar de apresentar θ_{FC} superficial de 16%, muito inferior a T1, ficou abaixo no *ranking* devido a seu valor de f_{oc} ser bem inferior, em torno de 3,48 g/kg.

A trincheira seguinte, T9 (Tabela 20), aparece como a antepenúltima do *ranking* em questão, tendo valor de f_{oc} de 6,38 g/kg, inferior as demais já discutidas, exceto em relação a trincheira T7 ($f_{oc} = 3,48$ g/kg), porém, com θ_{FC} de 33%, valor altíssimo para a camada superficial, resultando assim em posição inferior a T7.

Finalmente, com os menores potenciais de adsorção estão as T2 e T11, ambas com quase ausência de material orgânico ($f_{oc} = 1,74$ g/kg) na camada superficial, o que ressalta a importância desse parâmetro de solo no retardamento do movimento descendente dos solutos. Novamente, a posição superior de T2 em relação a T11 foi determinada pelo menor valor de θ_{FC} da primeira (16% e 22%, respectivamente).

É de se esperar que pesticidas com alto potencial de lixiviação tenham baixo potencial de adsorção, e vice-versa. Para solos essa lógica não é diferente. Comparando os *rankings* de potencial de lixiviação (Figura 6) e adsorção (Figura 7) dos solos amostrados, produzidos pela metodologia proposta, podemos perceber que T11, T2 e T9, primeiras do *ranking* de lixiviação, aparecem como menos adsorvíveis no *ranking* de adsorção. Da mesma maneira, T12 e T10, as duas últimas da Figura 6, aparecem entre as líderes, junto a T6, na Figura 7.

Com relação a T6, apesar de vice liderar o *ranking* de potencial de adsorção, ela figura em posição intermediária em potencial de lixiviação, pois sua baixa profundidade, de apenas 60 centímetros, lhe confere “certo” potencial de lixiviação, mesmo com teores altos a médios de f_{oc} , como ocorre nesse caso. A T8 mostra resultado semelhante a T6, ambas com mesma profundidade e muito parecidas em teores de f_{oc} .

Os pontos de amostragem T3, T4, T5 e T7 estiveram sempre em posições intermediárias nos *rankings* analisados, sendo profundas ($d = 120$ cm) e com os valores também intermediários de matéria orgânica em relação as demais trincheiras.

A T1, último objeto de análise na comparação das Figuras 6 e 7, mostrou baixa posição nos dois *rankings* (oitava em ambas). Com profundidade ($d = 120$ cm) e teores altos a médios de f_{oc} , seria de se esperar posição mais alta da T1 no *ranking* de potencial de adsorção, porém, seus elevados valores de θ_{FC} em todo o perfil (Tabela 12) contribuíram para abaixar seu valor de RF, de acordo com a equação 18, elevando em menores proporções seu potencial de lixiviação.

O “*Ranking* de Potencial de Lixiviação dos Pesticidas” (Figura 8) e o “*Ranking* de Potencial de Adsorção dos Pesticidas” (Figura 9) destacam a importância do coeficiente de adsorção de pesticidas (K_{oc}) e do tempo de meia-vida ($t_{1/2}$), pela ordem, entre as *propriedades físico-químicas dos pesticidas*, nos cálculos de AF e RF.

As moléculas *tebuthiuron*, *hexazinona* e *aldicarb* aparecem na Figura 8 como as mais lixiviáveis. De acordo com a Tabela 24, essas três moléculas são as que apresentam os menores valores de coeficiente de adsorção de pesticidas (K_{oc}), o que sugere menor retenção aos solos, e conseqüentemente, maior potencial de lixiviação.

De acordo com a equação 17, quanto maior o tempo de meia-vida ($t_{1/2}$), maior será o resultado de AF, ou seja, com necessidade de um tempo maior de degradação, a molécula passa a oferecer maior potencial de lixiviação às camadas mais profundas e lençol freático, pois sofre cada vez menos degradação em seu fluxo vertical descendente.

Os valores de $t_{1/2}$ do *tebuthiuron*, *hexazinona* e *aldicarb* confirmam a importância desse parâmetro (Tabela 24). Primeiramente, devido aos menores K_{oc} , essas três moléculas se diferenciam como mais lixiviáveis, mas entre si, seus valores de $t_{1/2}$ ditaram seus posicionamentos no *ranking* de lixiviação. *Tebuthiuron* vem em primeiro, e tem $t_{1/2}$ de 360 dias, bem mais alto que a *hexazinona*, segunda do *ranking*, e $t_{1/2}$ de 90 dias, e que o *aldicarb*, terceiro e com $t_{1/2}$ de apenas 30 dias (Figura 8).

A Figura 9 confirma a relevância do parâmetro K_{oc} para o comportamento dos pesticidas nos solos. Com valores desse parâmetro inferiores as demais moléculas, *tebuthiuron* (oitava e $K_{oc} = 80$ ml/g), *hexazinona* (nona, $K_{oc} = 54$ ml/g) e *aldicarb* (décima, $K_{oc} = 30$ ml/g) ficam entre as últimas em potencial de adsorção.

A Figura 8 posiciona os pesticidas *ametrina*, *diuron* e *dodecacloro* em posições intermediárias de potencial de lixiviação. A *ametrina* e *diuron*, de acordo com a Tabela 24, possuem valores intermediários de K_{oc} quando comparados aos valores dos outros químicos estudados, superiores aos K_{oc} dos mais lixiviáveis *tebuthiuron*, *hexazinona* e *aldicarb*, e inferiores aos restantes, *dodecacloro*, *fenthion*, *heptacloro*, *trifluralina* e *endosulfan*.

O valor de K_{oc} inferior da *ametrina* (300 ml/g) em relação ao *diuron* (480 ml/g) foi determinante nas posições dessas moléculas nos *rankings* das Figuras 8 e 9. Mesmo com $t_{1/2}$ inferior à *diuron* (90 dias), a *ametrina* (60 dias) (Tabela 24) mostrou-se mais lixiviável, e isso é devido a maior influência de K_{oc} no resultado final. O menor K_{oc} da *ametrina* faz com que essa molécula seja menos retida no solo, proporcionando maior risco de atingir camadas profundas do que o *diuron* (Figura 8). Já no *ranking* seguinte (Figura 9), podemos perceber a relevância do parâmetro K_{oc} no resultado final de potencial de adsorção dos pesticidas, com *diuron* se posicionando à frente da *ametrina*.

Com relação aos pesticidas restantes, todos apresentam praticamente os mesmos resultados nos *rankings* discutidos, com baixa lixiviação e alta adsorção, salvo o *dodecacloro* no *ranking* de lixiviação. Esse resultado de potencial de lixiviação do *dodecacloro*, comparável ao da *ametrina* e *diuron*, foi produzido pelo índice AF devido ao alto valor de $t_{1/2}$ dessa molécula, em torno de 3.650 dias (ou 10 anos). Porém, esse resultado não condiz com o perfil da molécula, que não se lixivia, de acordo com dados históricos da literatura, como será mostrado mais adiante. O *dodecacloro* se apresenta como um químico altamente adsorvível e persistente em solos, sendo retido na camada superficial. Sendo assim, o modelo AF, nesse caso específico do *dodecacloro*, mostrou-se não adequado para essa molécula. Como RF mostrou-se eficaz para a mesma molécula, vemos que a influência do alto valor de $t_{1/2}$ superestimou o resultado de potencial de lixiviação.

No *ranking* da Figura 8, após o *dodecacloro* ($t_{1/2} = 3.650$ dias), temos na sequência de potencial de lixiviação a molécula *fenthion* ($t_{1/2} = 34$ dias), o *heptacloro* ($t_{1/2} = 300$ dias), a *trifluralina* ($t_{1/2} = 60$ dias) e o *endosulfan* ($t_{1/2} = 50$ dias) (Tabela 24). Com exceção do *fenthion*, quanto menor o valor de $t_{1/2}$, menos lixiviável se apresenta a molécula. Comparando esses mesmos pesticidas em relação aos seus valores de K_{oc} (Tabela 24), vemos que o *fenthion*, apesar de ter um valor de $t_{1/2}$ inferior aos demais, apresenta maior potencial de lixiviação pois seu valor de K_{oc} (1.500 ml/g) é significativamente menor que os restantes, lhe conferindo maior mobilidade.

Na Figura 9, temos as moléculas *dodecacloro*, *heptacloro*, *endosulfan*, *trifluralina* e *fenthion* liderando o *ranking*. Para essas moléculas, o potencial de adsorção esteve classificado em *muito alto* em todas as camadas superficiais das doze trincheiras amostradas. Portanto, no *ranking*, todas aparecem com o valor máximo possível, ou seja, 5 (cinco)²¹. Porém, os valores de RF para essas cinco moléculas decrescem de acordo com a ordem das mesmas expostas acima, assim como decrescem seus valores de K_{oc} (Tabela 24), mostrando, mais uma vez, a influência desse parâmetro no resultado de estimativa de adsorção.

²¹ fator 5 para *muito alto*, 4 para *alto*, 3 para *médio*, 2 para *baixo* e 1 para *muito baixo* potencial de lixiviação ou adsorção nos solos.

As Figuras 10 e 11 ilustram, respectivamente, a evolução do potencial de lixiviação e adsorção dos pesticidas nas seis camadas de solos amostradas, de 00-20 cm à 100-120 cm. O índice AF de uma camada é calculado pela entrada dos parâmetros relativos aquela camada junto a multiplicação do índice AF da camada superior, pois a emissão de massa de pesticidas no sentido vertical descendente vai diminuindo em profundidade, devido a degradação e retenção da molécula. Sendo assim, de acordo com a Figura 10, vemos que para todas as moléculas, o potencial de lixiviação vai decrescendo quanto maior a profundidade do solo.

É interessante destacar, na Figura 10, o fato dos cinco pesticidas com maior potencial de lixiviação, *tebuthiuron*, *hexazinona*, *aldicarb*, *ametrina* e *diuron*, apresentarem as maiores oscilações entre a camada superficial (00-20) e as camadas mais profundas. Já para o *dodecacloro*, *fenthion*, *heptacloro*, *trifluralina* e *endosulfan*, principalmente as quatro últimas moléculas, a oscilação em potencial de lixiviação é muito pequena de camada para camada. Em estudo de avaliação dos índices *screening* AF e RF, os resultados de LOAGUE *et al.* (1989) indicam que existe uma larga variabilidade dos valores do índice RF em diferentes formações de solos, além das moléculas menos adsorvíveis mudarem mais de comportamento. É o caso do presente estudo, onde o potencial de lixiviação das moléculas menos adsorvíveis muda muito em função da profundidade, devido a diminuição da quantidade de f_{oc} . Porém, para as moléculas mais adsorvíveis, as oscilações em profundidade dos teores de f_{oc} acabam pouco diferindo o potencial de lixiviação em camadas sucessivas, pois seu alto poder de retenção aos solos faz com que se adsorvam mesmo em situações de baixa quantidade de f_{oc} , diferentemente dos químicos com K_{oc} reduzidos, que ficam muito mais sensíveis aos valores de entrada de f_{oc} .

O índice RF não leva em consideração a camada superior, mas apenas os parâmetros de entrada individualizados em camadas. Assim, como pode ser visto na Figura 11, o potencial de adsorção, em determinadas situações, se eleva em uma camada mais profunda, desde que ela possua um acúmulo maior de material orgânico coloidal em relação a sua camada superior. Portanto, a Figura 11 expõe uma situação "parcial" do fenômeno adsorção, porque quanto mais retido for um pesticida em

camadas superficiais, menor quantidade avançará camada abaixo, sendo pouco representativos seus potenciais de adsorção de camadas mais profundas, já que não as atingirá. As compensações dos valores de adsorção superestimados em camadas mais profundas são estabelecidas pela multiplicação de camadas sucessivas em AF.

Sendo assim, a Figura 11 serve apenas para ilustrar, mais uma vez, a sensibilidade do parâmetro K_{oc} no resultado do índice RF. Para os cinco pesticidas mais adsorvíveis, *endosulfan*, *trifluralina*, *heptacoloro*, *fenthion* e *dodecacloro*, a quantidade decrescente de f_{oc} em profundidade pouco influenciou na retenção, apresentando elevados potenciais em todas as camadas. Os demais pesticidas, *teburhiuron*, *heptacoloro*, *aldicarb*, *ametrina* e *diuron*, apresentam maior oscilação de camada para camada, com os maiores valores de adsorção nas camadas superficiais.

5.3 Variação temporal do potencial de lixiviação

KLEVENO *et al.* (1992) ressaltam que o emprego de um simples valor médio anual de recarga líquida (q) é incorreto na estimativa de lixiviação, pois há grande variação temporal desse parâmetro, principalmente em condições tropicais, onde a distribuição anual das precipitações é mais sazonal. O resultado produzido com a média anual acaba subestimando o potencial de lixiviação dos períodos mais chuvosos.

Portanto, neste estudo, para permitir uma melhor interpretação dos resultados gerados pelo índice AF, os potenciais de lixiviação foram calculados, para cada molécula, com valores mensais de q , representados nas Tabelas 28 a 37, além do cálculo com valor anual, na Tabela 38. Essas tabelas permitem vários tipos de comparações, entre elas, a variação temporal em função de diferentes valores mensais de q , a evolução mensal do potencial de lixiviação em profundidade e o comportamento dos pesticidas em cada trincheira.

GIAMBELLUCA *et al.* (1996) reforçam a importância de se estratificar os resultados mensalmente quando defendem que os índices de mobilidade AF e RF (e metodologias semelhantes) são potencialmente proveitosos para cálculos de vulnerabilidade de contaminação de água subterrânea, em escala regional, desde que os efeitos da variação temporal de q sejam considerados nos resultados de AF.

Tabela 28 - Potencial de lixiviação médio mensal de *ametrina* nas doze trincheiras amostradas da MHCC

Trincheira	JAN	FEV	MAR	ABR	MAIO	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação												
solo (código)	(cm)											
1	MÉDIO	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO
TE (16)	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação												
solo (código)	(cm)											
2	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	M.BAIXO	MÉDIO	M.BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	MÉDIO	ALTO	M. ALTO
PV2 (3)	ALTO	MÉDIO	MÉDIO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	MÉDIO	MÉDIO
	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO	MÉDIO
	MÉDIO	MÉDIO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO	BAIXO
	MÉDIO	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO
	BAIXO	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação												
solo (código)	(cm)											
3	MÉDIO	MÉDIO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO	BAIXO
PV2 (3)	MÉDIO	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO
	BAIXO	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO
	BAIXO	BAIXO	BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO
	BAIXO	BAIXO	BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação												
solo (código)	(cm)											
4	MÉDIO	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO
PV3 (5)	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO

CONTINUAÇÃO DA Tabela 27 NAS PROXIMAS DUAS PÁGINAS

Trincheira	Profundidade (cm)	JAN	FEV	MAR	ABR	MAIO	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
5	00-20	MÉDIO	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO
	20-40	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	100-120	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
6	00-20	BAIXO	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO
	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
7	00-20	ALTO	ALTO	MÉDIO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO
	20-40	BAIXO	BAIXO	BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO
	40-60	BAIXO	BAIXO	BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO
	60-80	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	80-100	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	100-120	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
8	00-20	BAIXO	BAIXO	BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO
	20-40	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
9	00-20	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO	MÉDIO
	20-40	MÉDIO	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO
	40-60	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
10	00-20	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO
	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO

Trincheira	Profundidade (cm)	JAN	FEV	MAR	ABR	MAIO	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
		AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação											
11	00-20	M.ALTO	M.ALTO	ALTO	M.BAIXO	MÉDIO	M.BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	MÉDIO	ALTO	M.ALTO
	20-40	ALTO	MÉDIO	MÉDIO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	MÉDIO	MÉDIO
	40-60	MÉDIO	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO
	60-80	MÉDIO	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO
		AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação											
12	00-20	BAIXO	BAIXO	BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO
	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	100-120	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO



Tabela 29 - Potencial de lixiviação médio mensal de *diuron* nas doze trincheiras amostradas da MHCC

Trincheira	Profundidade (cm)	AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação																
		JAN	FEV	MAR	ABR	MAIO	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ					
1	00-20	BAIXO	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO								
	20-40	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO								
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO								
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO								
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO								
	100-120	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO								
2	solo (código)		AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação															
	00-20	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	M.BAIXO	MÉDIO	M.BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	MÉDIO	BAIXO	M. ALTO	ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	
	20-40	ALTO	MÉDIO	MÉDIO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	MÉDIO	BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO	
	40-60	ALTO	MÉDIO	MÉDIO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO	BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	
	60-80	MÉDIO	MÉDIO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO	BAIXO	BAIXO	BAIXO	
	80-100	MÉDIO	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO								
100-120	BAIXO	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO									
3	solo (código)		AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação															
	00-20	MÉDIO	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO	BAIXO	BAIXO	BAIXO	
	20-40	MÉDIO	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO								
	40-60	BAIXO	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO								
	60-80	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO								
	80-100	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO								
100-120	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO									
4	solo (código)		AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação															
	00-20	MÉDIO	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO								
	20-40	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO								
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO								
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO								
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO								
100-120	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO									
5	solo (código)		AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação															
	00-20	MÉDIO	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO								
	20-40	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO								
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO								
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO								
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO								
100-120	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO									

CONTINUAÇÃO DA Tabela 28 NAS PROXIMAS DUAS PÁGINAS

Trincheira	Profundidade (cm)	JAN	FEB	MAR	ABR	MAIO	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
5	00-20	MÉDIO	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO
PV3 (5)	20-40	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	100-120	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
6	00-20	BAIXO	BAIXO	BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO
L13 (21)	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
7	00-20	ALTO	ALTO	MÉDIO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO
PV1 (1)	20-40	BAIXO	BAIXO	BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO
	40-60	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO
	60-80	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	80-100	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	100-120	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
8	00-20	BAIXO	BAIXO	BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO
PV7pp (13)	20-40	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
9	00-20	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO	MÉDIO
L11 (18)	20-40	MÉDIO	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO
	40-60	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
10	00-20	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
PV7pp (13)	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO

Trincheira	Profundidade (cm)	JAN	FEV	MAR	ABR	MAIO	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
5	00-20	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	NULO	NULO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
PV3 (5)	20-40	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	MÉDIO	ALTO	M. ALTO
	40-60	M. ALTO	ALTO	ALTO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	ALTO
	60-80	ALTO	MÉDIO	MÉDIO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	MÉDIO	MÉDIO
	80-100	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO	MÉDIO
	100-120	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO	MÉDIO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
6	00-20	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	MÉDIO	BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	ALTO	ALTO	M. ALTO
L13 (21)	20-40	M. ALTO	ALTO	ALTO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	ALTO
	40-60	ALTO	ALTO	MÉDIO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
7	00-20	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	M. ALTO	MÉDIO	NULO	NULO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
PV1 (1)	20-40	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	MÉDIO	BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	ALTO	ALTO	M. ALTO
	40-60	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	MÉDIO	ALTO	M. ALTO
	60-80	M. ALTO	ALTO	ALTO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	ALTO
	80-100	ALTO	ALTO	ALTO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	ALTO
	100-120	ALTO	ALTO	MÉDIO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
8	00-20	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	MÉDIO	BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	ALTO	ALTO	M. ALTO
PV7pp (13)	20-40	M. ALTO	ALTO	ALTO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	ALTO
	40-60	ALTO	ALTO	MÉDIO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
9	00-20	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	MÉDIO	BAIXO	NULO	NULO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
L11 (18)	20-40	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	MÉDIO	M.BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	ALTO	ALTO	M. ALTO
	40-60	M. ALTO	ALTO	ALTO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	ALTO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
10	00-20	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	MÉDIO	M.BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	ALTO	ALTO	M. ALTO
PV7pp (13)	20-40	ALTO	ALTO	MÉDIO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO
	40-60	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO	MÉDIO
	60-80	MÉDIO	MÉDIO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO	BAIXO

Trincheira	Profundidade (cm)	JAN	FEV	MAR	ABR	MAIO	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
11	00-20	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. BAIXO	M. ALTO	MÉDIO	NULO	NULO	ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	20-40	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. BAIXO	MÉDIO	BAIXO	NULO	NULO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	40-60	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. BAIXO	MÉDIO	M. BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	ALTO	ALTO	M. ALTO
	60-80	M. ALTO	ALTO	ALTO	M. BAIXO	BAIXO	M. BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	ALTO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
12	00-20	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. BAIXO	MÉDIO	BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	ALTO	ALTO	M. ALTO
	20-40	M. ALTO	ALTO	ALTO	M. BAIXO	BAIXO	M. BAIXO	NULO	NULO	M. BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	ALTO
	40-60	ALTO	MÉDIO	MÉDIO	M. BAIXO	BAIXO	M. BAIXO	NULO	NULO	M. BAIXO	BAIXO	MÉDIO	MÉDIO
	60-80	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO	M. BAIXO	M. BAIXO	M. BAIXO	NULO	NULO	M. BAIXO	BAIXO	BAIXO	MÉDIO
	80-100	MÉDIO	MÉDIO	BAIXO	M. BAIXO	M. BAIXO	M. BAIXO	NULO	NULO	M. BAIXO	BAIXO	BAIXO	MÉDIO
	100-120	MÉDIO	BAIXO	BAIXO	M. BAIXO	M. BAIXO	M. BAIXO	NULO	NULO	M. BAIXO	M. BAIXO	BAIXO	BAIXO

Tabela 31 - Potencial de lixiviação médio mensal de *tebuthiuron* nas doze trincheiras amostradas da MHCC

Trincheira	Profundidade (cm)	JAN	FEB	MAR	ABR	MAYO	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
1	00-20	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	M. ALTO	MÉDIO	NULO	NULO	ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	20-40	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	ALTO	BAIXO	NULO	NULO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	40-60	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	MÉDIO	BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	60-80	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	MÉDIO	BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	80-100	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	MÉDIO	BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	ALTO	ALTO	M. ALTO
	100-120	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	MÉDIO	M.BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	ALTO	ALTO	ALTO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
2	00-20	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	NULO	NULO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	20-40	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	M. ALTO	ALTO	NULO	NULO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	40-60	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	M. ALTO	ALTO	NULO	NULO	ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	60-80	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	M. ALTO	MÉDIO	NULO	NULO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	80-100	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	ALTO	MÉDIO	NULO	NULO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	100-120	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	ALTO	BAIXO	NULO	NULO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
3	00-20	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	M. ALTO	ALTO	NULO	NULO	ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	20-40	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	M. ALTO	MÉDIO	NULO	NULO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	40-60	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	ALTO	MÉDIO	NULO	NULO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	60-80	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	ALTO	BAIXO	NULO	NULO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	80-100	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	ALTO	BAIXO	NULO	NULO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	100-120	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	MÉDIO	BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	ALTO	M. ALTO	M. ALTO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
4	00-20	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	M. ALTO	MÉDIO	NULO	NULO	ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	20-40	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	ALTO	BAIXO	NULO	NULO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	40-60	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	MÉDIO	BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	60-80	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	MÉDIO	BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	ALTO	ALTO	M. ALTO
	80-100	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	M.BAIXO	MÉDIO	M.BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	MÉDIO	ALTO	M. ALTO
	100-120	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	ALTO

CONTINUAÇÃO DA Tabela 30 NAS PROXIMAS DUAS PÁGINAS

Trincheira	Profundidade (cm)	JAN	FEV	MAR	ABR	MAIO	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
solo (código)	(cm)	AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação											
5	00-20	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	M. ALTO	ALTO	NULO	NULO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	20-40	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	ALTO	MÉDIO	NULO	NULO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	40-60	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	ALTO	BAIXO	NULO	NULO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	60-80	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	MÉDIO	BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	80-100	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	MÉDIO	BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	ALTO	ALTO	M. ALTO
	100-120	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	MÉDIO	ALTO	ALTO
solo (código)	(cm)	AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação											
6	00-20	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	M. ALTO	MÉDIO	NULO	NULO	ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	20-40	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	ALTO	BAIXO	NULO	NULO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	40-60	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	MÉDIO	BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	ALTO	M. ALTO	M. ALTO
solo (código)	(cm)	AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação											
7	00-20	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	NULO	NULO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	20-40	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	M. ALTO	MÉDIO	NULO	NULO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	40-60	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	ALTO	MÉDIO	NULO	NULO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	60-80	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	ALTO	BAIXO	NULO	NULO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	80-100	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	ALTO	BAIXO	NULO	NULO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	100-120	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	MÉDIO	BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	ALTO	M. ALTO	M. ALTO
solo (código)	(cm)	AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação											
8	00-20	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	M. ALTO	MÉDIO	NULO	NULO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	20-40	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	ALTO	BAIXO	NULO	NULO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	40-60	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	MÉDIO	BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	ALTO	M. ALTO	M. ALTO
solo (código)	(cm)	AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação											
9	00-20	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	M. ALTO	ALTO	NULO	NULO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	20-40	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	M. ALTO	MÉDIO	NULO	NULO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	40-60	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	ALTO	BAIXO	NULO	NULO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
solo (código)	(cm)	AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação											
10	00-20	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	ALTO	MÉDIO	NULO	NULO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	20-40	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	MÉDIO	BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	40-60	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	MÉDIO	M.BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	ALTO	ALTO	M. ALTO
	60-80	M. ALTO	ALTO	ALTO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	ALTO

Trincheira	Profundidade (cm)	JAN	FEV	MAR	ABR	MAYO	JUN	JUL	AGO	SET	OCT	NOV	DEZ
		AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação											
11	00-20	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	NULO	NULO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	20-40	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	M. ALTO	ALTO	NULO	NULO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	40-60	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	M. ALTO	MÉDIO	NULO	NULO	ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	60-80	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	ALTO	MÉDIO	NULO	NULO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
		AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação											
12	00-20	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	BAIXO	MÉDIO	NULO	NULO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	20-40	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	40-60	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	ALTO	ALTO	M. ALTO
	60-80	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	MÉDIO	ALTO	M. ALTO
	80-100	M. ALTO	ALTO	ALTO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	ALTO
	100-120	ALTO	ALTO	ALTO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	ALTO

Tabela 32 - Potencial de lixiviação médio mensal de *trifluralina* nas doze trincheiras amostradas da MHCC

Trincheira	Profundidade	JAN	FEV	MAR	ABR	MAIO	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
solo (código)	(cm)												
1	00-20	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M. BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
	100-120	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
solo (código)	(cm)												
2	00-20	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	100-120	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
solo (código)	(cm)												
3	00-20	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	100-120	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
solo (código)	(cm)												
4	00-20	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO
	100-120	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO

CONTINUAÇÃO DA Tabela 31 NAS PROXIMAS DUAS PÁGINAS

Tabela 33 - Potencial de lixiviação médio mensal de *aldicarb* nas doze trincheiras amostradas da MHCC

Trincheira	Profundidade (cm)	JAN	FEV	MAR	ABR	MAIO	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
1	00-20	M. ALTO	ALTO	ALTO	M. BAIXO	BAIXO	M. BAIXO	NULO	NULO	M. BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	ALTO
TE (16)	20-40	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO	M. BAIXO	M. BAIXO	M. BAIXO	NULO	NULO	M. BAIXO	BAIXO	BAIXO	MÉDIO
	40-60	MÉDIO	MÉDIO	BAIXO	M. BAIXO	M. BAIXO	M. BAIXO	NULO	NULO	M. BAIXO	BAIXO	BAIXO	BAIXO
	60-80	MÉDIO	BAIXO	BAIXO	M. BAIXO	M. BAIXO	M. BAIXO	NULO	NULO	M. BAIXO	M. BAIXO	BAIXO	BAIXO
	80-100	BAIXO	BAIXO	BAIXO	M. BAIXO	M. BAIXO	M. BAIXO	NULO	NULO	M. BAIXO	M. BAIXO	M. BAIXO	BAIXO
	100-120	BAIXO	BAIXO	BAIXO	NULO	M. BAIXO	M. BAIXO	NULO	NULO	M. BAIXO	M. BAIXO	M. BAIXO	BAIXO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
2	00-20	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. BAIXO	ALTO	BAIXO	NULO	NULO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
PV2 (3)	20-40	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	M. BAIXO	BAIXO	M. BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	MÉDIO	ALTO	ALTO
	40-60	ALTO	ALTO	MÉDIO	M. BAIXO	BAIXO	M. BAIXO	NULO	NULO	M. BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO
	60-80	ALTO	MÉDIO	MÉDIO	M. BAIXO	M. BAIXO	M. BAIXO	NULO	NULO	M. BAIXO	BAIXO	BAIXO	MÉDIO
	80-100	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO	M. BAIXO	M. BAIXO	M. BAIXO	NULO	NULO	M. BAIXO	BAIXO	BAIXO	MÉDIO
	100-120	MÉDIO	MÉDIO	BAIXO	M. BAIXO	M. BAIXO	M. BAIXO	NULO	NULO	M. BAIXO	BAIXO	BAIXO	BAIXO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
3	00-20	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	M. BAIXO	MÉDIO	M. BAIXO	NULO	NULO	M. BAIXO	MÉDIO	ALTO	M. ALTO
PV2 (3)	20-40	ALTO	ALTO	MÉDIO	M. BAIXO	BAIXO	M. BAIXO	NULO	NULO	M. BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO
	40-60	ALTO	MÉDIO	MÉDIO	M. BAIXO	M. BAIXO	M. BAIXO	NULO	NULO	M. BAIXO	BAIXO	BAIXO	MÉDIO
	60-80	MÉDIO	MÉDIO	BAIXO	M. BAIXO	M. BAIXO	M. BAIXO	NULO	NULO	M. BAIXO	BAIXO	BAIXO	MÉDIO
	80-100	MÉDIO	BAIXO	BAIXO	M. BAIXO	M. BAIXO	M. BAIXO	NULO	NULO	M. BAIXO	BAIXO	BAIXO	BAIXO
	100-120	MÉDIO	BAIXO	BAIXO	M. BAIXO	M. BAIXO	M. BAIXO	NULO	NULO	M. BAIXO	M. BAIXO	BAIXO	BAIXO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
4	00-20	M. ALTO	ALTO	ALTO	M. BAIXO	BAIXO	BAIXO	NULO	NULO	M. BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	ALTO
PV3 (5)	20-40	ALTO	MÉDIO	MÉDIO	M. BAIXO	M. BAIXO	M. BAIXO	NULO	NULO	M. BAIXO	BAIXO	BAIXO	MÉDIO
	40-60	MÉDIO	MÉDIO	BAIXO	M. BAIXO	M. BAIXO	M. BAIXO	NULO	NULO	M. BAIXO	BAIXO	BAIXO	BAIXO
	60-80	MÉDIO	BAIXO	BAIXO	M. BAIXO	M. BAIXO	M. BAIXO	NULO	NULO	M. BAIXO	M. BAIXO	BAIXO	BAIXO
	80-100	BAIXO	BAIXO	BAIXO	M. BAIXO	M. BAIXO	M. BAIXO	NULO	NULO	M. BAIXO	M. BAIXO	M. BAIXO	BAIXO
	100-120	BAIXO	BAIXO	BAIXO	NULO	M. BAIXO	M. BAIXO	NULO	NULO	M. BAIXO	M. BAIXO	M. BAIXO	BAIXO

CONTINUAÇÃO DA Tabela 32 NAS PROXIMAS DUAS PÁGINAS

Trincheira	Profundidade (cm)	JAN	FEV	MAR	ABR	MAIO	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
5	00-20	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	M. BAIXO	MÉDIO	M.BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	MÉDIO	ALTO	M. ALTO
	20-40	ALTO	ALTO	MÉDIO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	MÉDIO	MÉDIO
	40-60	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO	MÉDIO
	60-80	MÉDIO	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO	BAIXO
	80-100	BAIXO	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO
	100-120	BAIXO	BAIXO	BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
6	00-20	M. ALTO	ALTO	ALTO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	ALTO
	20-40	ALTO	MÉDIO	MÉDIO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO	MÉDIO
	40-60	MÉDIO	MÉDIO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO	MÉDIO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
7	00-20	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	MÉDIO	M.BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	20-40	ALTO	ALTO	MÉDIO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	ALTO
	40-60	ALTO	MÉDIO	MÉDIO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	MÉDIO	MÉDIO
	60-80	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO	MÉDIO
	80-100	MÉDIO	MÉDIO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO	BAIXO
	100-120	MÉDIO	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
8	00-20	ALTO	ALTO	MÉDIO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	ALTO
	20-40	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO	MÉDIO
	40-60	MÉDIO	MÉDIO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO	BAIXO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
9	00-20	M. ALTO	ALTO	ALTO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	ALTO
	20-40	ALTO	MÉDIO	MÉDIO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	MÉDIO	MÉDIO
	40-60	MÉDIO	MÉDIO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO	MÉDIO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
10	00-20	ALTO	ALTO	MÉDIO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	ALTO
	20-40	MÉDIO	MÉDIO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO	MÉDIO
	40-60	BAIXO	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO
	60-80	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO

Trincheira	Profundidade	JAN	FEB	MAR	ABR	MAIO	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
	(cm)	AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação											
11	00-20	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	MÉDIO	BAIXO	NULO	NULO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	20-40	M. ALTO	ALTO	ALTO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	ALTO
	40-60	ALTO	MÉDIO	MÉDIO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	MÉDIO	MÉDIO
	60-80	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO	MÉDIO
	(cm)	AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação											
12	00-20	M. ALTO	ALTO	ALTO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	ALTO
	20-40	MÉDIO	MÉDIO	MÉDIO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO	MÉDIO
	40-60	MÉDIO	MÉDIO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO	BAIXO
	60-80	BAIXO	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO
	80-100	BAIXO	BAIXO	BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO
	100-120	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO

Tabela 34 - Potencial de lixiviação médio mensal de *dodecacloro* nas doze trincheiras amostradas da MHCC

Trincheira	Profundidade	JAN	FEV	MAR	ABR	MAIO	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
solo (código)													
(cm)													
1	00-20	MÉDIO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	100-120	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
(cm)													
2	00-20	M. ALTO	ALTO	M.BAIXO	ALTO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	ALTO
	20-40	MÉDIO	MÉDIO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO	MÉDIO
	40-60	MÉDIO	MÉDIO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO	MÉDIO
	60-80	MÉDIO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO
	80-100	MÉDIO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO
	100-120	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
(cm)													
3	00-20	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO
	20-40	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO
	40-60	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	80-100	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	100-120	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
(cm)													
4	00-20	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO
	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	100-120	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO

CONTINUAÇÃO DA Tabela 33 NAS PROXIMAS DUAS PÁGINAS

Trincheira	Profundidade (cm)	JAN	FEV	MAR	ABR	MAIO	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
5	00-20	BAIXO	BAIXO	BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO
PV3 (5)	20-40	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	100-120	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
6	00-20	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
L3 (21)	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
7	00-20	ALTO	MÉDIO	MÉDIO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO	MÉDIO
PV1 (1)	20-40	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	100-120	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
8	00-20	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
PV7pp (13)	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
9	00-20	MÉDIO	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO
Lil (18)	20-40	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO
	40-60	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
10	00-20	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
PV7pp (13)	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO

Trincheira	Profundidade (cm)	JAN	FEV	MAR	ABR	MAIO	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
<i>AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação</i>													
11	00-20	M. ALTO	ALTO	ALTO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	MÉDIO	MÉDIO	ALTO
Li1 (18)	20-40	ALTO	MÉDIO	MÉDIO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO	MÉDIO
	40-60	MÉDIO	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO
	60-80	BAIXO	BAIXO	BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO
<i>AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação</i>													
12	00-20	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
PV2 (3)	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	100-120	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO

Tabela 35 - Potencial de lixiviação médio mensal de *endosulfan* nas doze trincheiras amostradas da MHCC

Trincheira	Profundidade	JAN	FEV	MAR	ABR	MAIO	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
1	00-20	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO
	80-100	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO
	100-120	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
2	00-20	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	100-120	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
3	00-20	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
	100-120	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
4	00-20	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO
	60-80	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO
	80-100	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO
	100-120	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO

CONTINUAÇÃO DA Tabela 34 NAS PROXIMAS DUAS PÁGINAS

Tabela 36 - Potencial de lixiviação médio mensal de *fenthion* nas doze trincheiras amostradas da MHCC

Trincheira	Profundidade (cm)	JAN	FEV	MAR	ABR	MAIO	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
solo (código)													
1	00-20	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	100-120	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
solo (código)													
2	00-20	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	100-120	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
solo (código)													
3	00-20	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	100-120	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação													
solo (código)													
4	00-20	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	100-120	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO

CONTINUAÇÃO DA Tabela 35 NAS PROXIMAS DUAS PÁGINAS

Trincheira	Profundidade	JAN	FEB	MAR	ABR	MAIO	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
solo (código)	(cm)	AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação											
5	00-20	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	100-120	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
solo (código)	(cm)	AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação											
6	00-20	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
solo (código)	(cm)	AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação											
7	00-20	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	100-120	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
solo (código)	(cm)	AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação											
8	00-20	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
solo (código)	(cm)	AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação											
9	00-20	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
solo (código)	(cm)	AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação											
10	00-20	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO

Trincheira	Profundidade	JAN	FEV	MAR	ABR	MAIO	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
solo (código)	(cm)	AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação											
11	00-20	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
Lil (18)	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
solo (código)	(cm)	AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação											
12	00-20	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
PV2 (3)	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	100-120	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO

Tabela 37 - Potencial de lixiviação médio mensal de *heptacloro* nas doze trincheiras amostradas da MHCC

Trincheira	Profundidade (cm)	JAN	FEB	MAR	ABR	MAIO	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
<i>AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação</i>													
1	00-20	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
2	00-20	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
<i>AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação</i>													
3	00-20	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
<i>AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação</i>													
4	00-20	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
<i>AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação</i>													
5	00-20	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
100-120	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO

CONTINUAÇÃO DA Tabela 36 NAS PROXIMAS DUAS PÁGINAS

Tabela 38 - Potencial de lixiviação médio anual dos pesticidas estudados nas doze trincheiras amostradas da MHCC

Trincheira	Profundidade (cm)	Ametrina	Diazinon	Hexazinona	Tebuthiuron	Trifluralina	Aldicarb	Dodecencloro	Endossulfam	Fenitron	Heptachloro
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação											
1	00-20	M.BAIXO	M.BAIXO	ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
TE (16)	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	MÉDIO	M. ALTO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	ALTO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	ALTO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	ALTO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
	100-120	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	MÉDIO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
solo (código)											
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação											
2	00-20	MÉDIO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	M. ALTO	MÉDIO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
PV2 (3)	20-40	MÉDIO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	MÉDIO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	BAIXO	BAIXO	ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	MÉDIO	M. ALTO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	MÉDIO	M. ALTO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	100-120	M.BAIXO	M.BAIXO	MÉDIO	M. ALTO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
solo (código)											
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação											
3	00-20	M.BAIXO	M.BAIXO	ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	MÉDIO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
PV2 (3)	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	MÉDIO	M. ALTO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	MÉDIO	M. ALTO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	MÉDIO	M. ALTO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
	100-120	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	ALTO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
solo (código)											
AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação											
4	00-20	M.BAIXO	M.BAIXO	ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	MÉDIO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
PV3 (5)	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	MÉDIO	M. ALTO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	ALTO	NULO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	ALTO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	MÉDIO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO
	100-120	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	MÉDIO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO

CONTINUAÇÃO DA Tabela 37 NAS PROXIMAS DUAS PÁGINAS

Trincheira	Profundidade (cm)	Ametrina	Diazinon	Hexazinona	Tebufenuron	Tirfluralina	Aldicarb	Dezencicloro	Endossulfan	Fenitroon	Heptacloro
AF (attenuation factor) - potencial de lixiviação											
5	00-20	M.BAIXO	M.BAIXO	ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	MÉDIO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
PV3 (5)	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	MÉDIO	M. ALTO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	MÉDIO	M. ALTO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	ALTO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	MÉDIO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
	100-120	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	MÉDIO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO
AF (attenuation factor) - potencial de lixiviação											
6	00-20	M.BAIXO	M.BAIXO	ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	MÉDIO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
L13 (21)	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	MÉDIO	M. ALTO	NULO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	ALTO	NULO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
AF (attenuation factor) - potencial de lixiviação											
7	00-20	BAIXO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	ALTO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
PV1 (1)	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	MÉDIO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	MÉDIO	M. ALTO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	MÉDIO	M. ALTO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	MÉDIO	M. ALTO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
	100-120	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	ALTO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
AF (attenuation factor) - potencial de lixiviação											
8	00-20	M.BAIXO	M.BAIXO	MÉDIO	M. ALTO	M.BAIXO	MÉDIO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
PV7pp (13)	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	MÉDIO	M. ALTO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	ALTO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
AF (attenuation factor) - potencial de lixiviação											
9	00-20	BAIXO	BAIXO	ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	MÉDIO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
L11 (18)	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	MÉDIO	M. ALTO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	MÉDIO	M. ALTO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
AF (attenuation factor) - potencial de lixiviação											
10	00-20	M.BAIXO	M.BAIXO	MÉDIO	M. ALTO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
PV7pp (13)	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	ALTO	NULO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	MÉDIO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	MÉDIO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO

Trincheira	Profundidade	Ametrina	Diazinon	Hexazinona	Tebuthiuron	T trifluralina	Aldicarb	Dodecetiloro	Endosulfan	Fenitron	Heptacloro	
	(cm)	AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação										
I1	00-20	MÉDIO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	ALTO	MÉDIO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	20-40	BAIXO	BAIXO	ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	M.BAIXO	MÉDIO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	MÉDIO	M. ALTO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	MÉDIO	M. ALTO	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO
	(cm)	AF (Attenuation factor) - potencial de lixiviação										
I2	00-20	M.BAIXO	M.BAIXO	ALTO	M. ALTO	M.BAIXO	M.BAIXO	MÉDIO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
	20-40	M.BAIXO	M.BAIXO	MÉDIO	ALTO	NULO	BAIXO	BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
	40-60	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	ALTO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO
	60-80	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	MÉDIO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO
	80-100	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	MÉDIO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	M.BAIXO	NULO
	100-120	M.BAIXO	M.BAIXO	BAIXO	MÉDIO	NULO	M.BAIXO	M.BAIXO	M.BAIXO	NULO	NULO	NULO

GIAMBELLUCA (1983) apud LOAGUE *et al.* (1990) calculou recarga líquida anual média de sua área de estudo pelos registros climáticos mensais, conforme realizado no presente estudo.

As Tabelas 28 a 38 expõem, de acordo com a representação da Tabela 25, o potencial de lixiviação até a última camada amostrada (*d*). RAO *et al.* (1985), em estudo com o índice AF, mostraram que múltiplas camadas com diferentes *propriedades de solos* devem ser trabalhadas separadamente, contudo, dados da zona intermediária de vazão, abaixo da zona de desenvolvimento radicular, são raramente disponíveis, não sendo trabalhadas pelos autores, a exemplo deste estudo.

A Tabela 26 expõe os valores médios mensais de *q* usados como dados de entrada. De acordo com a coluna “*q* calculado”, os meses de julho e agosto apresentam recarga negativa, ou seja, a quantidade de água que sai do solo (por evapotranspiração, já que o escoamento superficial na época seca é quase nula) é superior a sua entrada (por precipitação). Com *q* negativo, o potencial de lixiviação nesses meses passa a ser nulo, sendo considerado o valor zero como dado de entrada.

Na Tabela 27 temos os valores médios mensais de precipitação e temperatura utilizados no cálculo de *q*. As Tabelas 28 a 38 trazem a classificação de potencial de lixiviação em *dégradé* de cores, *muito alto*, *alto*, *médio*, *baixo*, *muito baixo* e *nulo*. Essa gradação permite entendermos a relevância de se considerar a variação temporal de *q*. Para todos os dez pesticidas, do mês de janeiro em diante, o potencial de lixiviação vai diminuindo até o meio do ano, elevando-se novamente a partir de setembro até dezembro. Sendo assim, os meses de verão, de dezembro a fevereiro, aparecem com os maiores valores, e por sua vez, os meses de julho e agosto, com recarga zero, apresentam potencial de lixiviação *nulo* para todas as moléculas.

Note que a sequência temporal, de oscilação de potencial de lixiviação através das cores, só é quebrada no mês de abril. Isso se explica quando analisamos a Tabela 27. De janeiro a dezembro, tanto precipitação quanto temperatura caem a seus valores mínimos entre os meses de junho e agosto. Porém, do mês de abril para maio, a queda de precipitação é muito leve e a queda de temperatura muito brusca, o que faz com que a entrada de água no solo, de um mês para o outro, seja quase a mesma, mas a saída bem superior em abril (devido a maior evapotranspiração), reduzindo seu

valor de q a praticamente zero (Tabela 26). Logo, a temperatura mais elevada de abril gera recarga menor do que em maio, entendendo-se assim, o motivo da quebra desse *dégradé* de cores em abril. Os resultados, principalmente de *ametrina* (Tabela 28), *diuron* (Tabela 29), *dodecacloro* (Tabela 34), *fenthion* (Tabela 36) e *heptacloro* (Tabela 37) bem ilustram essa quebra de sequência temporal, onde na maioria dos solos e/ou profundidades, o potencial de lixiviação de março é *muito baixo*, em abril cai para *nulo*, subindo à *muito baixo* em maio e junho, e novamente caindo para *nulo* em julho e agosto.

O “*Ranking* de Potencial de Lixiviação dos Solos da MHCC” (Figura 6) e o “*Ranking* de Potencial de Lixiviação dos Pesticidas” (Figura 8) foram elaborados baseados nos resultados médios das Tabelas 28 a 37. Portanto, seus resultados são congruentes. Essas tabelas ressaltam a importância de f_{oc} e K_{oc} , além de q , nos resultados obtidos. De maneira geral, os maiores potenciais de lixiviação dos pesticidas aparecem não só nos meses mais úmidos, mas também nas trincheiras com menores teores de f_{oc} (T11, T2 e T9) e em pesticidas com baixos valores de K_{oc} (*tebuthiuron*, *hexazinona* e *aldicarb*). Entre os pesticidas, quanto menor o K_{oc} (mais móvel), maior é a influência da variação temporal de q no comportamento da molécula. A importância do gradiente de f_{oc} aumenta para os pesticidas com mobilidade intermediária, e enfim, para aquelas moléculas altamente adsorvíveis, as variações temporais de q e espaciais de f_{oc} são pouco relevantes devido aos altíssimos valores de K_{oc} , que provocam a retenção do químico mesmo em condições adversas de alta recarga e baixa quantidade de matéria orgânica.

Os resultados de lixiviação de *tebuthiuron* na Tabela 31, primeiro pesticida no *ranking* da Figura 8, confirmam a grande influência da variação temporal para os químicos mais móveis. De outubro a março, em todas as trincheiras, o potencial nas camadas mais superficiais foi *muito alto*, oscilando de *médio* a *muito alto* nas camadas mais profundas. A diferença de suscetibilidade à lixiviação desse químico altamente móvel, nas trincheiras, aparece apenas nos meses mais secos (de março a outubro), como maio, onde T2, T9 e T11 ainda tem potencial *alto*, superior às demais.

Apesar do alto potencial de lixiviação apresentado com o índice AF, poucos foram os históricos encontrados, em literatura internacional, de risco de contaminação

de água profunda por *tebuthiuron*. De acordo com GOMES (1998)²², o fato dessa molécula já ser proibida na maioria dos países desenvolvidos faz com que a produção científica a respeito da mesma decaia fortemente, ainda que seja liberada em muitos países do Terceiro Mundo. Além disso, em condições temperadas, onde é produzida quase toda pesquisa a respeito de contaminação de águas profundas por pesticidas, o risco de movimento descendente de *tebuthiuron* é menor devido a distribuição das chuvas, não sazonalizada como em condições tropicais.

Logo, poucos trabalhos foram encontrados para confirmar os resultados de AF, e apenas alguns mencionavam resultados de risco de lixiviação de *tebuthiuron*. Ainda segundo GOMES (1998), a EMBRAPA/CNPMA vem realizando alguns experimentos com essa molécula, em condições tropicais, ainda não publicados, já a encontrando em lençol freático.

JOHNSEN & MORTON (1989) conduziram experimento com a molécula *tebuthiuron* em cinco localidades com solos típicos de região semi-árida (com profundidades entre 56 e 152 cm) dos Estados Unidos, onde a precipitação média anual oscila de 310 a 430 mm, com picos de chuva no verão e inverno seco. Seus resultados expõem que *tebuthiuron* não contaminou águas subterrâneas em regiões semi-áridas devido ao movimento limitado nessas condições. Porém, esses próprios autores encontraram algumas penetrações mais profundas de *tebuthiuron* nos meses úmidos, até aproximadamente 105 cm. Esses resultados, mais uma vez, comprovam a relevância da variação temporal de q para pesticidas com alta mobilidade. JOHNSEN & MORTON (1989) também lembram que *tebuthiuron* não é perdido por volatilização ou fotodecomposição, podendo ser reduzido nos solos por decomposição microbiológica, assimilação por plantas e principalmente lixiviação.

Os resultados de *hexazinona* (Tabela 30) e *aldicarb* (Tabela 33) começam a evidenciar a importância da matéria orgânica no retardamento do fluxo descendente de solutos na zona não saturada do solo. Enquanto os diferentes teores de f_{oc} , entre trincheiras, não foram tão relevantes na lixiviação de *tebuthiuron* como fora a variação temporal q , para *hexazinona* e *aldicarb*, os resultados destacaram a influência de f_{oc} , além de q .

²² Dr. Marco Antonio Ferreira Gomes (EMBRAPA/CNPMA), em conversa pessoal.

A *hexazinona* apresenta potencial de lixiviação *alto* a *muito alto* em um período mais sazonalizado do que o *tebuthiuron*, entre dezembro e março, porém, diferentemente da última, a presente molécula tem seu risco reduzido em trincheiras mais orgânicas (T1, T5, T4, e principalmente T10 e T12), mesmo nos meses mais úmidos. Observando os resultados da Tabela 30, a *hexazinona* apresenta, entre as trincheiras com maiores quantidades de f_{oc} , *médio* potencial de lixiviação na T12 apenas no mês de janeiro, na T10 em janeiro e fevereiro, e na T4 entre dezembro e fevereiro (sempre considerando a camada mais profunda).

As referências relativas à comportamento de *hexazinona* também são poucas, mas não tão escassas como para *tebuthiuron*, por se tratar de um produto em pleno uso agrícola. ALLENDER (1991), em estudo com o índice AF, expõe que a *hexazinona* foi encontrada com frequência em solos da região subtropical de New South Wales, Austrália, em profundidades inferiores a 60 cm. GIAMBELLUCA *et al.* (1996), em estudo de movimentação de pesticidas de locais cultivados com cana-de-açúcar, no Hawaí, prognosticaram *muito alto* potencial de lixiviação para *hexazinona* em várias formações de solos tropicais. Essas comparações não servem como justificativa para os resultados deste estudo, afinal tratam-se de solos com características diferentes, mas vale a semelhança em relação à distribuição de chuvas.

Na Tabela 33 temos a apresentação do produto mais sensível às oscilações de f_{oc} , o *aldicarb*. Nos meses mais secos, de abril a setembro²³, a molécula apresentou *muito baixo* potencial de lixiviação, na última camada, em quase todas as trincheiras (salvo no mês de abril, nas trincheiras mais orgânicas - T1, T4, T5, T9, T11 - onde o resultado foi *nulo*), sendo pouco relevante o gradiente de f_{oc} entre as mesmas. Porém, nos meses mais úmidos, as diferenças em quantidade de matéria orgânica se pronunciam. No mês de janeiro, AF mostra *médio* potencial de lixiviação de *aldicarb* nas sete trincheiras menos orgânicas, T11, T2, T9, T3, T7, T8 e T6 (análise sempre relativa à camada mais profunda). É possível perceber também, entre os meses de outubro a março, através das mudanças de cores, uma grande variação do potencial

²³ lembre-se que para julho e agosto, o potencial de lixiviação foi *nulo* para todas as moléculas, devido às suas respectivas recargas zero, não entrando, portanto, na presente discussão.

de lixiviação em profundidade, com riscos menores sempre nas trincheiras mais orgânicas e meses mais secos.

As *propriedades físico-químicas* do *aldicarb* na Tabela 24 ajudam a explicar porque a importância da variação de f_{oc} se acentua com aumento de q . Com os valores mais baixos de K_{oc} entre todas as moléculas estudadas, seria de se esperar o mais alto potencial de lixiviação para *aldicarb*, que não se configura devido a seu também mais baixo valor de $t_{1/2}$ entre os químicos (Tabela 24). Sendo assim, nos meses mais secos, o *aldicarb* fica fortemente retido aos solos, mas com aumento de q no verão, o risco de movimentação descendente aumenta muito, principalmente nos solos mais pobres em f_{oc} .

O comportamento de *aldicarb*, produzido por AF, é comprovado nos dados compilados da literatura. Foram encontrados registros de contaminação de água superficial e subterrânea, o que mostra sua alta sensibilidade às mudanças de q e f_{oc} . Os resultados de MARANI & CHESTERS (1990) indicam a forte relevância de f_{oc} para a retenção do *aldicarb*, quando mostram que sua alta solubilidade e baixo K_{oc} provocam fraca adsorção em solos arenosos. O mesmo pode ser visto em outro trabalho; ROUCHAUD *et al.* (1996), usando campos belgas de cultivo de beterraba como área de estudo, informam que o tratamento recente com fertilizante orgânico aumentou a adsorção e a persistência do *aldicarb*, indicando baixa liberação do inseticida em solos com altos teores de matéria orgânica.

Por outro lado, vários autores confirmam a versatilidade de comportamento de *aldicarb* quando ilustram seu potencial de lixiviação. MILES & DELFINO apud MONTGOMERY (1993) registram que *aldicarb* foi encontrado em águas subterrâneas da Flórida. COHEN (1996) lembra que a detecção de *aldicarb* em águas subterrâneas, de vários estados norte-americanos, é freqüente desde 1979. BRUGGEMAN *et al.* (1995), em estudo de contaminação de água subterrânea, no estado da Virginia, EUA, encontraram *aldicarb* em 14% das amostras de água subterrânea do aquífero não confinado e 7% do confinado.

Embora ainda em uso no Brasil, o *aldicarb* teve seu registro cassado nos países desenvolvidos. MARANI & CHESTERS (1990), anteriormente à proibição do produto, antecipam sua eminência, quando alvitraram que resíduos de *aldicarb* foram

encontrados em regiões produtoras de batata na Califórnia, Connecticut, Delaware, Maine, Maryland, New Jersey e Rhode Island, e em áreas sob cultivo de outras culturas, como a região citrícola da Flórida, de algodão do Texas e de amendoim da Virgínia. Os mesmos autores colocam que o *aldicarb* é provavelmente o pesticida mais encontrado em águas subterrâneas nos Estados Unidos, lembrando que naquele momento seu registro passava por revisão especial da EPA.

Baseando-se pela sequência da Figura 8, após os três químicos mais lixiviáveis, *tebuthiuron*, *hexazinona* e *aldicarb*, temos a *ametrina* e *diuron*. Os valores intermediários de K_{oc} das duas últimas moléculas, aliados aos valores similares de $t_{1/2}$ das cinco em questão (Tabela 24), conferem menor mobilidade à *ametrina* e *diuron* nos solos, em relação aos três primeiros pesticidas do “Ranking de Potencial de Lixiviação de Pesticidas” - Figura 8). Porém, suas *propriedades físico-químicas* ainda permitem deslocamentos pequenos, nos meses de verão e em solos com baixos teores de f_{oc} , ainda que essa movimentação ofereça baixo risco de contaminação de aquíferos subterrâneos.

As Tabelas 28 e 29, referentes à *ametrina* e *diuron*, respectivamente, tornam possível interpretar as colocações acima, mostrando também um comportamento extremamente semelhante entre essas duas moléculas. O potencial de lixiviação, na última camada, esteve frequentemente em *muito baixo*, exceto nas trincheiras mais orgânicas durante o mês de abril, com potencial *mulo*, e ainda, em alguns casos, com *baixo* potencial, em trincheiras menos orgânicas durante os meses mais úmidos. Em ordem decrescente de potencial de lixiviação das trincheiras, na T11 temos *baixo* potencial em dezembro, elevando-se para *médio* em janeiro, retornando a *baixo* em fevereiro e março. Na T2, mantém-se em *baixo* para esses quatro meses, limitando-se a janeiro e fevereiro na T9, e a apenas janeiro na T3 e T7. Portanto, apenas alguns resultados diferem de potencial de lixiviação *muito baixo* de *ametrina* e *diuron* na camada mais profunda, sendo as maiores movimentações desses químicos, geralmente, limitadas às duas camadas superficiais (00-20 e 20-40), onde pode ser visto potencial *médio a muito alto* nas trincheiras menos orgânicas (T11 e T2) durante os meses de outubro a março.

GIAMBELLUCA *et al.* (1996), analisando seus resultados com o índice AF, também em locais cultivados com cana-de-açúcar, prognosticaram *ametrina* e *diuron* com *muito baixo* potencial de lixiviação em quatro tipos de solos sob condições tropicais, conforme os resultados desse estudo.

ALMEIDA & RODRIGUES (1995), discutindo o comportamento de *ametrina* nos solos, expõem que este químico é fortemente adsorvido pelos colóides do solo, mas de uma forma reversível, sendo pouco lixiviável, e mantendo-se, na maioria dos solos, na camada superior, sendo medianamente lixiviável apenas nos arenosos. Esses autores classificam o comportamento de *diuron* de forma similar à *ametrina*, assim como mostram as Tabelas 28 e 29, mencionando sua característica de ser bastante adsorvido pelos colóides do solo e ou matéria orgânica, e por essa razão, é pouco lixiviável em solos argilosos, porém, mais lixiviável nos arenosos.

Dados do HERBICIDE HANDBOOK (1994) mencionam experimentos de campo conduzidos em milho no Illinois, e em cana-de-açúcar na Louisiana, os quais não foram encontrados resíduos de *ametrina* abaixo de 30 cm, sendo ponderado que esta molécula é moderadamente adsorvida, tendo grande influência a quantidade de matéria orgânica do solo. Esses dados vem de acordo com os resultados desse trabalho, que expõem potencial de lixiviação de *médio* a *muito alto* apenas nas duas primeiras camadas superficiais das trincheiras com menores quantidades de f_{oc} .

SCHLETT & EHLERS (1996), em monitoramento de qualidade de água, encontraram contaminação por *diuron* em águas superficiais de área agrícola do norte da Alemanha. Seus resultados sugerem a concentração dessa molécula, principalmente, na zona superficial do solo, apresentando potencial de contaminação de água superficial quando carregada por erosão.

ZHANG *et al.* (1997), estudando os principais fatores que afetam o potencial de lixiviação de vários pesticidas já encontrados em águas subterrâneas dos campos agrícolas de Tulare County, Califórnia, EUA, concluíram que a profundidade da água subterrânea (d) é o principal fator para contaminação por *diuron*. Não é o que se pode concluir na Tabela 29, onde o comportamento de *diuron* foi mais influenciado pelos parâmetros f_{oc} e q . Entre as trincheiras mais rasas T6, T8 e T9 (até 60 cm), temos *muito baixo* potencial de lixiviação para todas, exceto na T9 em janeiro e

fevereiro, justamente a trincheira menos orgânica e época mais úmida, ressaltando a importância de f_{oc} e q para *diuron*. Entre as trincheiras com 80 cm de profundidade, T10, com altos teores de f_{oc} , também mostra potencial *muito baixo* durante todo o ano, e T11, a menos orgânica entre as avaliadas, já aponta *médio* potencial em janeiro. Portanto, os resultados desse estudo podem confirmar, em parte, o que defendem ZHANG *et al.* (1997), ou seja, d é um importante parâmetro, mas não o principal fator que determina o risco de contaminação de água profunda, entretanto, solos pobres em matéria orgânica passam a apresentar maior risco, nas épocas mais úmidas, quanto menos profundo for seu lençol freático.

Os resultados de LOAGUE *et al.* (1990) também não confirmam a principal relevância da profundidade na movimentação de *ametrina* e *diuron*. Os autores mostram que *atrazina* apresentou potencial de lixiviação *muito baixo* à profundidade de 0,5 metro em cinco ordens de solos estudadas na Base de Pearl Harbor, estado do Hawaii, EUA (a molécula *atrazina* é uma triazina, mesmo grupo químico da *ametrina*, ambas apresentando comportamentos semelhantes nos solos, por terem mesmo valor médio de $t_{1/2}$ e *ametrina* com valor de K_{oc} um pouco superior). Já para *diuron*, os autores mostram resultados parecidos, apresentando o mesmo potencial de *ametrina* em quatro ordens de solos, exceto em *Ultisols*, onde foi classificado com *baixo* potencial.

De acordo com a Figura 8, os cinco pesticidas restantes, *dodecacloro* (Tabela 34), *fenthion* (Tabela 36), *heptacloro* (Tabela 37), *trifluralina* (Tabela 32) e *endosulfan* (Tabela 35), são os que apresentam, em ordem decrescente, os menores potenciais de lixiviação. Com exceção do *dodecacloro*, todas essas moléculas mostram *muito baixo* ou *nulo* potencial de lixiviação em todas as trincheiras, camadas e épocas avaliadas. Os resultados de *dodecacloro* produzidos por AF, como fora discutido anteriormente, não condizem com seu comportamento em condições de campo, que na verdade, se assemelha ao comportamento das outras quatro moléculas. Os resultados de potencial de adsorção (RF), que serão discutidos no próximo item, indicarão essa falha na previsão de lixiviação do *dodecacloro* do índice AF.

A exemplo da molécula *tebuthiuron*, *dodecacloro* também teve seu registro cancelado nos países desenvolvidos, sendo muito escassa, na literatura internacional,

seus estudos de potencial de contaminação de solo e água. Nenhuma publicação foi encontrada referente a estudo da mesma com os índices AF e RF. Mais um agravante, em relação à comparação aos dados de literatura, é o fato dessa molécula, por ser também proibida no Brasil desde a década passada, não ser alvo de interesse da comunidade científica brasileira, havendo pouca informação para condições tropicais. Todavia, por conhecimento empírico, ainda é muito comum ver à campo a aplicação desse produto.

VELLEUX *et al.* (1995) registram descarga de *dodecacloro* no Rio Oswego, estado de Nova York, EUA, desde 1965, o que sugere o uso inadequado do índice AF para esse químico, quando confere a essa molécula, neste estudo, potencial de lixiviação *muito alto a baixo* em T2 e T11, da superfície a última camada, durante os meses mais úmidos. Assim, o alto valor médio de $t_{1/2}$ de *dodecacloro* fora determinante na imprecisão do resultado, dando-lhe uma mobilidade acima da real.

Para as quatro moléculas restantes, *fenthion*, *heptacloro*, *trifluralina* e *endosulfan*, últimas do *ranking* da Figura 8 e com os mais altos valores do parâmetro K_{oc} , as estimativas pelo índice AF geraram resultados de potencial de lixiviação *muito baixo* ou *nulo*, ou seja, os índices apontaram o perfil das moléculas, fortemente adsorvíveis e de pouco risco à contaminação de água subterrânea.

Portanto, as quatro moléculas acima se caracterizam por baixa movimentação em solos, porém, diferenças nas suas respectivas tabelas *dégradé* de potencial de lixiviação podem ser sentidas. Contudo, essas diferenças não são significativas, devendo, sob condições de campo, permanecerem fortemente aderidas aos colóides das camadas superficiais.

O *fenthion*, conforme mostra a Tabela 36, é a menos adsorvível entre elas. AF *nulo* aparece em quase todas as trincheiras no mês de junho (exceto T2, com *muito baixo*), nas sete trincheiras mais orgânicas no mês de setembro (T12, T10, T4, T5, T1, T6 e T8) e ainda, em quatro durante maio (T12, T10, T4, T5). Os resultados mostram que diminuiu muito a relevância de q e f_{oc} , em relação a K_{oc} , na classificação do potencial de lixiviação de *fenthion*, quando comparados aos resultados dos químicos mais móveis. Contudo, nos meses de maio e setembro, é ainda possível

sentir as influências de q e f_{oc} , embora as mudanças de classe se limitem em *muito baixo e nulo*.

A classificação de AF dos próximos pesticidas, *heptacloro*, *trifluralina* e *endosulfan*, aumenta cada vez mais a influência de K_{oc} , em detrimento à q e f_{oc} , no comportamento desses químicos. A Tabela 37 mostra que o *heptacloro* apresenta *nulo* potencial de lixiviação durante um espaço de tempo maior do ano em relação ao *fenthion*, inclusive na T12 (alto f_{oc}), durante o mês de março, época em que ainda ocorrem altas precipitações. A Tabela 32 destaca a baixa variabilidade de comportamento de um químico altamente adsorvível. A *trifluralina* já mostra *nulo* potencial em algumas trincheiras durante os meses mais úmidos, como em quatro delas no mês de março (T12, T10, T4 e T5), três em dezembro (T12, T10 e T4) e em duas em fevereiro (T12 e T10). Finalmente, a Tabela 35 exhibe potencial *nulo* de *endosulfan* para a maioria das trincheiras, inclusive em quatro delas (T12, T10, T4 e T5) no mês de janeiro (o de maior recarga líquida), mostrando que, em determinadas situações, até mesmo o alto fluxo descendente de água no solo, durante os meses mais úmidos, não é suficiente para mudar o comportamento de moléculas altamente adsorvíveis, ou seja, aquelas com altos valores de K_{oc} .

Alguns dados compilados na literatura confirmam o perfil de comportamento de *trifluralina*, *heptacloro* e *endosulfan* produzidos nesse estudo pelo índice AF. De acordo com o HERBICIDE HANDBOOK (1994), a *trifluralina* não é lixiviável devido a seu forte poder de adsorção à matéria orgânica, confirmando a influência do alto valor de K_{oc} nos resultados de AF.

Segundo KANATHARANA *et al.* (1994), a qualidade da água do Lago Songkla, Tailândia, foi monitorada em relação à contaminação de pesticidas organoclorados. Amostras foram coletadas, mensalmente, em treze pontos, entre setembro de 1991 a novembro de 1992, sendo encontrado *heptacloro* e seus metabólitos, além de outros químicos. Os autores mostram que as concentrações dos pesticidas nos aquíferos superficiais dependeram da estação do ano, sendo mais elevadas nas épocas de chuvas mais intensas. Esse dado revela o comportamento do *heptacloro* levantado nesse trabalho, de se aderir às camadas superficiais,

apresentando pouco movimento descendente, passando a oferecer risco de contaminação à água superficial, via erosão, nas épocas chuvosas.

De acordo com MOHAPATRA *et al.* (1995), os rios são as principais fontes de água na Índia, particularmente para consumo humano e agricultura. Aqueles que passam por áreas agrícolas estão sujeitos à contaminação de pesticidas. Muitos resíduos de organoclorados, que ainda são usados em larga escala nos campos da Índia, são encontrados com frequência em suas águas superficiais. Dados publicados mostram que *heptacloro* está geralmente presente em excesso em relação aos limites de saúde estabelecidos oficialmente.

O perfil pouco lixiviável do *endosulfan*, como foi verificado nos resultados produzidos por AF, também é sustentado por vários autores. MONTGOMERY (1993) afirma que um resíduo de *endosulfan*, o *sulfato de endosulfan*, foi identificado em águas superficiais de onze bacias hidrográficas de uso agrícola, localizadas no sudeste de Ontário, Canadá, contudo, não tendo sido encontrada em água subterrânea.

WANDAN & ZABIK (1996) conduziram um estudo de poluição de água superficial, em seis rios e três lagos localizados em áreas de intensa atividade agrícola da Costa do Marfim. Vários metais pesados e pesticidas (*aldrin*, *DDE*, *DDT*, *dieldrin*, *endosulfan*, *endrin*, *heptacloro* e *lindane*) foram encontradas, aparecendo o *lindane* e o *endosulfan* em maiores concentrações entre as moléculas químicas, provavelmente devido a esses compostos ainda estarem em uso.

ZARANYKA *et al.* (1994) coletaram amostras de sedimentos dos sete principais rios que afluem ao Lago Kariba, no Zimbábue, para análise de resíduos de pesticidas organoclorados. Os resultados obtidos confirmam contaminação, de algumas baías, por *endosulfan* e *heptacloro*.

Os resultados da Tabela 38, última em *dégradé* de cores, relativa à lixiviação dos pesticidas, bem ilustra a pouca representatividade de se fazer previsões através de valores médios anuais de recarga líquida. Além de desconsiderar os diferentes potenciais de lixiviação mensais, a média anual reduz a importância do gradiente de f_{oc} entre trincheiras e entre diferentes profundidades dentro da mesma trincheira.

Os resultados anuais de *tebuthiuron* da Tabela 38 apontam *muito alto* potencial de lixiviação em apenas três pontos, a T11, T2 e T9, enquanto os mensais, na Tabela 31, mostram *muito alto* potencial em quase todas as trincheiras, entre os meses de dezembro e março. Da mesma maneira, a Tabela 38 aponta *baixo* potencial de adsorção para *hexazinona* em nove trincheiras e *médio* na T11, T2 e T9, todavia, a Tabela 30 mostra que entre dezembro e março, o potencial dessa molécula oscila entre *médio* e *muito alto*. Os resultados anuais de *aldicarb* (Tabela 38) tornam-se ainda mais irrealistas. A média anual expurga toda a dinamicidade da molécula, produzindo praticamente só potencial *muito baixo* em todas as trincheiras e profundidades, diferente do que pode ser visto na Tabela 33, com alta sensibilidade às variações temporais de recarga e espaciais de material orgânico. Exatamente o que tem de mais particular no comportamento do *aldicarb*, sua dupla potencialidade de contaminação de águas superficiais e profundas, é totalmente omitido com valores anuais de q , dando a falsa impressão, de acordo com a Tabela 38, de se tratar de um produto que só oferece risco às águas superficiais.

Embora não tão sensíveis às oscilações temporais de q e espaciais de f_{oc} como o *aldicarb*, a *ametrina* e o *diuron* tem suas deslocamentos, principalmente nas camadas superficiais, preteridos no cálculo com q anual. Nos meses secos, os resultados anuais e mensais de ambos os químicos, moderadamente, se congruem. Entretanto, a movimentação nas primeiras camadas, típicas no verão, não são apontadas pelos potenciais anuais (Tabela 38), como indicam as Tabelas 28 e 29. Nas trincheiras menos orgânicas (T11 e T2), durante o mês de janeiro, é possível perceber grande movimentação em todo o perfil, mas o resultado anual limita-se a potencial *médio* nas camadas 00-20 e 20-40 para *ametrina* na T2, e na camada 00-20 para *ametrina* na T11, e para *diuron* na T2 e T11.

As variações temporais de q só deixam de ser importantes quando trabalhamos com químicos altamente adsorvíveis. Os resultados de *trifluralina*, *dodecacloro*, *endosulfan*, *fenthion* e *heptacloro* da Tabela 38 variam apenas entre *muito baixo* e *nulo* potencial de lixiviação, assim como nos seus respectivos resultados mensais, trazendo uma margem de confiança maior para os químicos com alto K_{oc} .

5.4 Variação em profundidade do potencial de adsorção

De acordo com RAO *et. al* (1985), na estimativa de potencial de adsorção de pesticidas, o índice RF (equação 18) só exige *propriedades de solos* (ρ_b , f_{oc} , θ_{FC} e ρ_p) e *propriedades físico-químicas* (K_{oc} e K_H) como dados de entrada, sendo as *características hidrológicas* (q e d) da área de estudo inseridas somente na estimativa de lixiviação do índice AF (equação 17).

Como a variação temporal da recarga líquida (q) não modifica os valores de RF, seus resultados indicam potencial de adsorção de pesticidas que podem ser considerados para o ano todo, a exemplo dos representados na Tabela 39.

O parâmetro distância da água subterrânea (d) não é considerado em RF, pois as estimativas de adsorção, em camadas, são realizadas separadamente, enquanto em AF, o valor de uma camada é multiplicado pelo valor da camada acima. Por conseguinte, o potencial de adsorção na camada 00-20, de um mesmo pesticida, dependerá basicamente dos teores de f_{oc} dessa camada, assim como RF de 20-40 será condicionado aos seus respectivos teores de f_{oc} , e assim por diante.

Porém, quanto maior for o valor de K_{oc} , menos importância e representatividade terão os potenciais de adsorção nas camadas profundas, pois em condições de campo, os químicos com alto K_{oc} sempre se apresentarão retidos na superfície, não se movimentando no sentido vertical descendente. Além disso, o gradiente de f_{oc} entre solos também pouco influi para químicos com alto poder de adsorção, que se imobilizarão mesmo em locais pobres em matéria orgânica. Já para os químicos lixiviáveis, os potenciais de adsorção diferem em profundidade, além do gradiente de f_{oc} entre trincheiras condicionar os diferentes resultados entre as mesmas.

Na Tabela 39, vemos que os resultados de *trifluralina*, *dodecacloro*, *endosulfan*, *fenthion* e *heptacloro* não variam em profundidade, mantendo-se em *muito alto* potencial de adsorção (exceto *fenthion*, que em raras ocasiões, aparece com *alto*), mostrando a forte imobilidade dessas moléculas nos solos. Isto pressupõe que, para esse tipo de molécula (com alto K_{oc}), são suficientes estimativas de RF apenas em camadas superficiais, afinal, esses pesticidas não atingem grandes

profundidades, apresentando alta persistência nos solos, e conseqüentemente, potencial de contaminação de água superficial, caso as primeiras camadas sejam carregadas por erosão. Levantamentos de contaminação de solo e água por vários pesticidas, realizados pela Secretaria de Meio Ambiente do Estado do PARANÁ (1992), mostraram frequente presença de resíduos de *heptacloro* em solos de 35 municípios, e ainda, do próprio *heptacloro*, *endosulfan* e *trifluralina* em águas superficiais de 12 bacias hidrográficas do estado.

Os resultados de *diuron*, *ametrina*, *tebuthiuron*, *hexazinona* e *aldicarb*, na Tabela 39, mostram a influência que exerce o gradiente de f_{oc} , entre diferentes camadas e entre trincheiras, no comportamento de pesticidas menos adsorvíveis. As diferenças de comportamento entre esses pesticidas ainda são condicionadas aos seus respectivos valores de K_{oc} . As mudanças de potencial de adsorção, como será discutido, são mais significativas entre trincheiras e entre pesticidas, do que em profundidade. Mesmo em subsuperfície (abaixo de 40 cm), os resultados de RF desses químicos geralmente oscilam, em relação às camadas superficiais, apenas uma ou duas classes de comportamento da Tabela 3.

Discutindo o índice RF, LOAGUE *et al.* (1990) expõem que a *atrazina* foi classificada com potencial de adsorção *muito alto*, de zero a 50 cm, para todos os cinco solos estudados, exceto no menos orgânico deles, onde foi classificada com *alto* potencial. Os resultados de *atrazina* dos autores podem ser comparados aos de *ametrina* desse estudo (ambas do grupo químico das triazinas, com *propriedades físico-químicas* similares), que também exibem, na Tabela 39, *ametrina* com *muito alto* potencial de adsorção nas duas primeiras camadas de praticamente todas das trincheiras, exceto nas menos orgânicas (T11, T2 e T9), com RF *alto*.

Para *diuron*, os resultados da Tabela 39 se assemelham aos da *ametrina*, com pequenas variações, ou seja, com a primeira molécula apresentando-se levemente mais adsorvível que a segunda. LOAGUE *et al.* (1990), comparando seus resultados de *atrazina* e *diuron*, expõem que, embora ambos mostrem forte retardamento de seus movimentos devido a adsorção, o *diuron* foi mais fortemente retido. Esse efeito, segundo os autores, é devido ao seu maior valor de coeficiente de adsorção (K_{oc}).

Tabela 39 - Potencial de adsorção médio dos pesticidas estudados nas doze trincheiras amostradas da MHCC

Trincheira	Profundidade	Ametrina	Diazinon	Hexazinona	Tebuthiuron	Trifluralina	Aldicarb	Dodecaciono	Endossulfan	Fenititon	Heptachloro	
solo (código)	(cm)	RF (Retardation factor) - potencial de adsorção										
1	00-20	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	ALTO	M. ALTO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	20-40	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	ALTO	M. ALTO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	40-60	ALTO	M. ALTO	MÉDIO	MÉDIO	M. ALTO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	60-80	ALTO	ALTO	BAIXO	BAIXO	M. ALTO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	80-100	ALTO	M. ALTO	MÉDIO	MÉDIO	M. ALTO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	100-120	ALTO	M. ALTO	MÉDIO	MÉDIO	M. ALTO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
2	00-20	ALTO	ALTO	BAIXO	MÉDIO	M. ALTO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	20-40	ALTO	ALTO	BAIXO	BAIXO	M. ALTO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	40-60	MÉDIO	MÉDIO	BAIXO	BAIXO	M. ALTO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	60-80	ALTO	ALTO	BAIXO	BAIXO	M. ALTO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	80-100	MÉDIO	MÉDIO	BAIXO	BAIXO	M. ALTO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	100-120	ALTO	ALTO	BAIXO	BAIXO	M. ALTO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
3	00-20	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	ALTO	M. ALTO	ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	20-40	ALTO	ALTO	BAIXO	BAIXO	M. ALTO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	40-60	BAIXO	MÉDIO	BAIXO	BAIXO	M. ALTO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	60-80	ALTO	ALTO	BAIXO	BAIXO	M. ALTO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	80-100	ALTO	ALTO	BAIXO	BAIXO	M. ALTO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	100-120	ALTO	ALTO	BAIXO	BAIXO	M. ALTO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
4	00-20	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	ALTO	M. ALTO	ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	20-40	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	ALTO	M. ALTO	ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	40-60	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	ALTO	M. ALTO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	60-80	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	ALTO	M. ALTO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	80-100	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	ALTO	M. ALTO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	100-120	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	ALTO	M. ALTO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO

CONTINUAÇÃO DA Tabela 38 NAS PROXIMAS DUAS PÁGINAS

Trêsfeira	Profundidade	Ametrina	Dáuron	Hexazinona	Tebuthiuron	T. trifluralina	Aldicarb	Dodecacloro	Endossulfan	Fenitron	Hepactoxo
RF (Retardation factor) - potencial de adsorção											
5	00-20	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	ALTO	M. ALTO	ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
PV3 (5)	20-40	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	ALTO	M. ALTO	ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	40-60	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	ALTO	M. ALTO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	60-80	M. ALTO	M. ALTO	MÉDIO	ALTO	M. ALTO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	80-100	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	ALTO	M. ALTO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	100-120	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	ALTO	M. ALTO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	120-140										
RF (Retardation factor) - potencial de adsorção											
6	00-20	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
Li3 (21)	20-40	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	ALTO	M. ALTO	ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	40-60	ALTO	M. ALTO	MÉDIO	ALTO	M. ALTO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
RF (Retardation factor) - potencial de adsorção											
7	00-20	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	ALTO	M. ALTO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
PV1 (1)	20-40	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	ALTO	M. ALTO	ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	40-60	MÉDIO	MÉDIO	BAIXO	BAIXO	M. ALTO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	M. ALTO
	60-80	ALTO	ALTO	BAIXO	BAIXO	M. ALTO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	80-100	ALTO	ALTO	BAIXO	BAIXO	M. ALTO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	100-120	ALTO	ALTO	BAIXO	BAIXO	M. ALTO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	120-400										
RF (Retardation factor) - potencial de adsorção											
8	00-20	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	ALTO	M. ALTO	ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
PV7pp (13)	20-40	ALTO	M. ALTO	MÉDIO	MÉDIO	M. ALTO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	40-60	ALTO	ALTO	BAIXO	BAIXO	M. ALTO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
RF (Retardation factor) - potencial de adsorção											
9	00-20	ALTO	M. ALTO	MÉDIO	ALTO	M. ALTO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
Li1 (18)	20-40	ALTO	ALTO	BAIXO	MÉDIO	M. ALTO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	40-60	ALTO	ALTO	MÉDIO	MÉDIO	M. ALTO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
RF (Retardation factor) - potencial de adsorção											
10	00-20	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	ALTO	M. ALTO	ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
PV7pp (13)	20-40	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	ALTO	M. ALTO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	40-60	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	ALTO	M. ALTO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	60-80	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	ALTO	M. ALTO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO

Trincheira	Profundidade solo (código) (cm)	Ametrina	Diazin	Hexazinona	Tebuthiazuron	Trifluralina	Aldicarb	Dodécacloro	Endosulfan	Fenitron	Heptacloro
RF (Retardation factor) - potencial de adsorção											
11	00-20	ALTO	ALTO	BAIXO	MÉDIO	M. ALTO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
L11 (18)	20-40	ALTO	ALTO	BAIXO	BAIXO	M. ALTO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	40-60	ALTO	ALTO	MÉDIO	MÉDIO	M. ALTO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	60-80	ALTO	ALTO	BAIXO	BAIXO	M. ALTO	BAIXO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
RF (Retardation factor) - potencial de adsorção											
12	00-20	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
PV2 (3)	20-40	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	40-60	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	60-80	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	ALTO	M. ALTO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	80-100	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	ALTO	M. ALTO	MÉDIO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO
	100-120	M. ALTO	M. ALTO	ALTO	ALTO	M. ALTO	ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO	M. ALTO

Isso pode ser comprovado na camada superficial (00-20 cm) da T9, onde *diuron* apresenta potencial de adsorção *muito alto*, enquanto *ametrina* tem apenas *alto*.

Ainda que reduzidas, limitando-se praticamente a *muito alto* e *alto*, as variações nos resultados de *ametrina* e *diuron*, entre trincheiras, na Tabela 39, já evidenciam a importância dos teores de f_{oc} na diferenciação dos resultados.

Os potenciais de adsorção de *tebuthiuron*, *hexazinona* e *aldicarb* da Tabela 39 mostram maiores oscilações em profundidade, geralmente de duas classes de comportamento, entre *alto* e *baixo* potencial de adsorção. As diferenças de f_{oc} entre trincheiras também são aguçadas para um mesmo químico. Em T10 e T12, mais orgânicas, os potenciais variam de *muito alto* a *alto* para *hexazinona* e *tebuthiuron*, e de *alto* a *médio* para *aldicarb*, enquanto nas menos orgânicas, T11, T2 e T9, ficam em *baixo* potencial em quase todas ocasiões, para os três químicos. Esses resultados mostram a maior sensibilidade, em relação as variações espaciais das *propriedades de solos*, dos químicos com maior mobilidade.

GIAMBELLUCA *et al.* (1996) mostram que o índice RF prognosticou *hexazinona* com maior mobilidade que *ametrina* e *diuron*, indo de acordo com os resultados produzidos na MHCC. JOHNSEN & MORTON (1989), em estudo quantitativo, encontraram declínio de quantidades de *tebuthiuron* com maiores profundidades de solos, assim como a Tabela 39 mostra variações descendentes de RF desse químico, da superfície às últimas camadas. MOREALE & BLADEL (1981) apud MARANI & CHESTERS (1990), mensurando percentual de adsorção de *aldicarb* por quantidade aplicada, em 51 tipos de solos, encontraram 22% nos horizontes superficiais e 5% para horizontes subsuperficiais. A diferença no resultado, segundo os autores, enfatiza a importância da separação das zonas de desenvolvimento radicular e intermediária de vazão, em estudo de migração de pesticidas de grande mobilidade em solos. De forma análoga, os resultados de *aldicarb* na Tabela 39 ilustram essa variação em profundidade, além da grande variação entre trincheiras, oferecendo uma noção clara do potencial duplo de contaminação do *aldicarb*, tanto de águas superficiais como subterrânea.

Os resultados da Tabela 39 indicam uma maior confiança nos resultados dos químicos menos móveis, que pouco variam de comportamento em função das

diferenças espaciais das *propriedades de solos*. Entretanto, a maior dependência de outros fatores, e não somente das *propriedades físico-químicas*, faz com que os resultados dos pesticidas mais móveis variem bastante, aumentando a necessidade, nas suas estimativas, de quantidade de pontos de amostragens, além de repetições, pois assim é conferida maior representatividade quando se desejar extrapolar os resultados para pontos não amostrados da área de estudo. Sendo assim, a confiança dos resultados precisam ser consideradas, sendo discutidas a seguir.

5.5 Propriedades estatísticas dos dados de entrada

Os resultados dos índices AF e RF, discutidos até aqui, foram produzidos com parâmetros de entrada estimados, logo, passíveis de erros em suas determinações. Sendo assim, os valores finais de AF e RF possuem uma variação em função da variação de cada parâmetro. Para se determinar a confiança dos resultados dos índices, a variação de cada parâmetro de entrada foi levantada, através do cálculo de desvio padrão (DP). Os DP's encontrados foram aplicados na equação 36, e o total de incerteza em AF e RF determinados pelas equações 37 e 38.

WARRICK & NIELSEN (1980), em levantamento da variabilidade espacial à campo de propriedades físicas de solos, mostram que os DP's foram calculados através da fórmula da variância (DP = raiz quadrada da variância), sendo seguida neste estudo para os dados de entrada das *propriedades de solos* (θ_{FC} , ρ_b , ρ_p , f_{oc}).

Todos eles foram levantados à campo, com três repetições por camada, em cada trincheira, exceto f_{oc} , com coleta única por camada. As doze trincheiras somaram 59 camadas amostradas. Portanto, as 177 repetições de θ_{FC} , ρ_b , ρ_p e as 59 de f_{oc} foram usadas para determinação de seus respectivos DP's. A Tabela 40 mostra os valores encontrados. O DP's são expressos em números absolutos e na mesma unidade de seus parâmetros, e os coeficientes de variação (CV) são expressos em porcentagem (%), pois consistem na relação entre DP e média geral do parâmetro (CV = DP / média).

Entre as *propriedades de solos*, os resultados mostram f_{oc} com CV de aproximadamente 64.47%, seguido de θ_{FC} , em torno de 11.41%, e enfim, CV's bem reduzidos aparecem para ρ_b e ρ_p , respectivamente com 5.07 e 2.79%.

Tabela 40 - Dados estatísticos das *propriedades de solos*

Parâmetros	média	DP*	CV*
θ_{FC} (adimensional)	0.26	0.03	11.41
ρ_b (g/cm ³)	1.62	0.08	5.07
ρ_p (g/cm ³)	2.44	0.07	2.79
f_{oc} (adimensional)	5.99	3.86	64.47

* DP → desvio padrão - expresso na unidade do parâmetro avaliado

* CV → coeficiente de variação - expresso em porcentagem (%)

Tabela 41 - Dados estatísticos das *propriedades físico-químicas dos pesticidas*

Parâmetros	$t_{1/2}$ (dias)			K_{oc} (cm ³ /g)			K_H (adimensional)		
	média	DP	CV	média	DP	CV	média	DP	CV
<i>ametrina</i>	60	12.83	21.39	300	58.17	19.39	5.7E-08	6.8E-09	12.00
<i>diuron</i>	90	27.50	30.56	480	96.50	20.10	6.0E-08	7.2E-09	12.00
<i>hexazinona</i>	90	20.00	22.22	54	6.67	12.35	8.2E-11	9.8E-12	12.00
<i>tebuthiuron</i>	360	15.00	4.17	80	11.50	14.38	1.0E-08	1.2E-09	12.00
<i>trifluralina</i>	60	12.50	20.83	8000	5005	62.56	2.0E-03	2.4E-04	12.00
<i>aldicarb</i>	30	10.00	33.33	30	6.62	22.05	6.0E-08	7.2E-09	12.00
<i>dodecacloro</i>	3650	243.33	6.67	27831	-	-	3.4E-01	4.1E-02	12.00
<i>endosulfan</i>	50	5.00	10.00	12400	-	-	4.2E-03	5.0E-04	12.00
<i>fenthion</i>	34	4.17	12.25	1500	-	-	2.2E-04	2.1E-05	12.00
<i>heptacloro</i>	300	5.00	1.67	24000	-	-	9.4E-02	1.1E-02	12.00

Tabela 42 - Dados estatísticos das *características hidrológicas*

Parâmetros	M	DP	CV
q (cm/dia)	0.0927	0.0154	16.67
d (cm)	20*	0	0

* espessura média das camadas amostradas - ver profundidade de cada solo na Tabela 25

O resultado de f_{oc} ilustra a grande variação espacial desse parâmetro à campo, mostrando que o mesmo exige um maior número de repetições em relação as demais *propriedades de solos*. De acordo com KIEHL (1998)²⁴, a variabilidade na determinação desse parâmetro é de no mínimo 20%, contudo, os laboratórios normalmente não procedem nenhuma repetição, além de não informarem (se é que há levantamento) o DP da metodologia aplicada, o que torna mais relevante equacionar a representatividade do número de amostras, principalmente quando se deseja extrapolar os resultados para outros pontos não amostrados.

WARRICK & NIELSEN (1980) encontraram para ρ_b , DP de 0.08 g/cm³ e CV de 6.90%, praticamente o mesmo DP, e CV levemente superior, em comparação à

²⁴ Prof. Dr. Jorge Castro Kiehl, Departamento de Ciência do Solo (ESALQ/USP).



Tabela 40. Considerando que θ_{FC} é obtido à 0.33 atm, o CV de 11.41% (Tabela 40) também vem de acordo com os resultados que esses mesmos autores encontraram para retenção de água, ou seja, CV de 17% à 0.2 atm e 12% à 2.2 atm. LOAGUE *et. al* (1990) expõem a não alteração dos resultados de RF em função da variação de ρ_p , assim como a Tabela 40 exhibe seus reduzidos valores de DP e CV, que não contribuem à incerteza.

As *propriedades físico-químicas* dos pesticidas ($t_{1/2}$, K_{oc} , K_h) tiveram seus DP's calculados pela distribuição normal ou gaussiana, pois os valores usados como dados de entrada foram levantados em literatura, e não por repetições, não havendo como determinar seus DP's pela variância. De acordo com STELL & TORRIE (1980), uma distribuição normal ocorre quando se tem conhecidos os valores mínimos e máximos possíveis de qualquer parâmetro, e a maior probabilidade de ocorrência da mesma se concentra próximo a média desses valores mínimos e máximos. Traçando-se uma relação entre o número de vezes que se encontra um mesmo valor para um parâmetro (eixo Y) pelo valor do próprio (eixo X), teremos descrita uma curva simétrica, que se eleva no eixo Y, a partir do valor mínimo do eixo X, até o valor médio do eixo X, atingindo ali o ápice da curva, que em seguida se reduz no eixo Y, nas mesmas proporções da elevação, até o valor máximo do eixo X.

Esse intervalo de valores deve ter uma probabilidade de ocorrência de praticamente 100%, permitindo assim, calcular o DP de um parâmetro através da subtração do seu valor máximo pelo seu valor mínimo, seguida da divisão desse produto por seis [DP = (valor máximo - valor mínimo) / 6] (STELL & TORRIE, 1980).

A Tabela 41 exhibe os DP's e CV's das *propriedades físico-químicas* dos pesticidas. Os DP's de $t_{1/2}$ e K_{oc} foram calculados com os valores mínimos e máximos possíveis, de cada pesticida, encontrados na literatura. Esses valores, para um mesmo pesticida, variam em função da quantidade de matéria orgânica do solo. Solos mais orgânicos aumentam o $t_{1/2}$ e K_{oc} dos pesticidas, e vice-versa.

Entretanto, na Tabela 41, não são expressos os DP's e CV's de K_{oc} de quatro moléculas, *dodecacloro*, *endosulfan*, *fenthion* e *heptacloro*, pois não foram encontrados, na literatura, seus valores mínimos e máximos, apenas médios.

LOAGUE *et al.* (1989) apontam o mesmo problema, em estudo de cinco pesticidas (*diuron*, *atrazina*, *DBCP*, *EDB* e *TCP*), quando expõem a incerteza de K_{oc} apenas para a molécula *diuron*, devido a inexistência de dados dos outros pesticidas.

Para K_H , foram encontrados apenas valores médios, à temperatura de 22°C, porém, de acordo com LYMAN *et. al* (1982), cada elevação de 10°C dobra o valor desse parâmetro. Considerando que a temperatura da região de Piracicaba-SP tem média máxima de 24.96°C em fevereiro e média mínima de 17.68°C em junho (Tabela 11), temos então amplitude térmica de 7.28°C, e portanto, variação média de 3.64°C (metade da amplitude), para cima e para baixo, em relação ao valor médio de 21.32°C (intermediário entre mínimo e máximo). Como a variação de 10°C eleva ou diminui em 100% o valor de K_H , então essa oscilação de 3.64°C proporcionará variação de aproximadamente 36% da volatilização dos pesticidas. Logo, os valores médios de K_H foram acrescidos e subtraídos em 36% de seu valor, e através desse intervalo normal, o DP foi calculado.

Em relação às *características hidrológicas* (q e d), o DP de q foi calculado também por distribuição normal, e o DP de d é zero. De acordo com CHAUDRHY (1998)²⁵, não é possível calcular o DP de q pela forma da variância, pois não há repetição de valores suficientes para emprego desta metodologia. Sendo assim, a variação de q teve um valor estipulado. O que faz q variar são os erros trazidos pelos elementos de medição dos dados usados em seu cálculo (como a confiança da resposta do pluviômetro na estimativa de precipitação), além do valor médio anual (que não considera a variação espacial). Como o erro dos aparelhos de medição não foi determinado, estipulou-se um valor de variação para q de 50%, e seus DP's e CV's foram calculados em função desse valor estipulado (Tabela 42). Sobre d , as amostragens nas trincheiras foram feitas em camadas com distâncias conhecidas, ou seja, de 20 em 20 cm, conseqüentemente, d não varia, apresentando DP e CV zero (Tabela 42). LOAGUE *et al.* (1990), que elegeram 0.5 metro para a distância da água subterrânea (d), consideram que a incerteza em AF atribuída à distância da água subterrânea (d) deve ser zero, além de GIAMBELLUCA *et. al* (1996), que também estipularam o valor zero para DP e CV desse parâmetro.

²⁵ Prof. Dr. Fazal Hussain Chaudrhy (CRHEA/EESC/USP), orientador, em conversa pessoal.

5.6 Incerteza dos dados de entrada do índice AF

Cada parâmetro de entrada, em qualquer modelagem, oferece diferente influência no valor final do fenômeno medido. Sendo assim, as incertezas de cada dado de entrada do índice AF foram levantadas através do *First-Order Uncertainty Analysis* (FOUA) (CORNELL, 1972), e estão representadas nas Tabelas 43 a 52. É importante ressaltar que esses valores foram calculados baseados no valor final de AF. De acordo com as equações 39 a 43, o valor do índice AF entra no cálculo de incerteza, sendo o mesmo, portanto, referente à última camada amostrada.

O índice RF, como mostra a equação 17, é um dos dados de entrada do índice AF, além de d , θ_{FC} , q e $t_{1/2}$. Observando os resultados das Tabelas 43 a 52, podemos perceber que em 100% dos casos, ou seja, para todos os químicos e trincheiras, RF aparece como o dado que oferece a maior incerteza dentre os dados de entrada do índice AF.

GIAMBELLUCA *et al.* (1996) mostram que a contribuição percentual de q e $t_{1/2}$ na incerteza de AF variam, entre si, como segundo e terceiro parâmetro na contribuição do erro em AF, mas geralmente não muito distante dos maiores valores de incerteza de RF. Os resultados obtidos por esses autores conferem com as Tabelas 43 a 52, que mostram incertezas produzidas por RF superiores às incertezas proporcionadas por q e $t_{1/2}$.

Os cálculos de incerteza, no presente estudo, foram baseados nos resultados médios anuais de AF. Porém, para os meses mais úmidos, a incerteza devido ao parâmetro q cresce mais em relação aos demais parâmetros, devido a elevação de seu DP (equação 42), podendo atingir valor mais próximos à incerteza de RF.

Por sua vez, LOAGUE *et al.* (1990), também considerando resultados médios anuais de AF, ilustram que as incertezas em q e $t_{1/2}$ contribuem em níveis similares no erro final do índice de potencial de lixiviação, com ambas, geralmente, inferiores às proporcionadas por RF. Da mesma forma, KHAN *et al.* (1986) expõem que a variabilidade de AF foi controlada, pela ordem decrescente, por RF, $t_{1/2}$ e q .

Tabela 43 - Incerteza (C_i) dos parâmetros de AF para *ametrina* nos solos amostrados

Parâmetros	RF	d	θ_{FC}	q	$t_{1/2}$
C_i	(C_1)	(C_2)	(C_3)	(C_4)	(C_5)
T1 (TE)	8.07E-16	0	9.84E-20	1.66E-19	2.13E-19
T2 (PV2)	2.70E-03	0	1.70E-07	2.66E-07	3.42E-07
T3 (PV2)	3.25E-07	0	1.92E-11	3.36E-11	4.32E-11
T4 (PV3)	7.44E-23	0	2.45E-26	2.15E-26	2.76E-26
T5 (PV3)	1.11E-20	0	2.45E-24	3.89E-24	5.00E-24
T6 (Li3)	6.35E-12	0	1.03E-15	1.60E-15	2.05E-15
T7 (PV1)	4.47E-08	0	2.96E-12	4.45E-12	5.71E-12
T8 (PV7pp)	3.50E-09	0	3.03E-13	7.02E-13	9.00E-13
T9 (Li1)	5.74E-06	0	7.61E-10	1.86E-09	2.39E-09
T10 (PV7pp)	3.74E-25	0	1.15E-28	2.28E-28	2.93E-28
T11 (Li1)	7.27E-03	0	4.40E-07	7.55E-07	9.69E-07
T12 (PV2)	3.87E-34	0	1.68E-37	2.62E-37	3.36E-37

Tabela 44 - Incerteza (C_i) dos parâmetros de AF para *diuron* nos solos amostrados

Parâmetros	RF	d	θ_{FC}	q	$t_{1/2}$
C_i	(C_1)	(C_2)	(C_3)	(C_4)	(C_5)
T1 (TE)	3.18E-16	0	3.65E-20	6.17E-20	1.13E-19
T2 (PV2)	5.36E-03	0	3.08E-07	4.81E-07	8.82E-07
T3 (PV2)	4.22E-07	0	2.23E-11	3.92E-11	7.18E-11
T4 (PV3)	5.03E-24	0	1.63E-27	1.43E-27	2.62E-27
T5 (PV3)	1.26E-21	0	2.70E-25	4.30E-25	7.88E-25
T6 (Li3)	1.18E-12	0	1.84E-16	2.85E-16	5.23E-16
T7 (PV1)	3.45E-08	0	2.07E-12	3.11E-12	5.71E-12
T8 (PV7pp)	1.74E-09	0	1.36E-13	3.15E-13	5.78E-13
T9 (Li1)	4.85E-06	0	6.06E-10	1.48E-09	2.72E-09
T10 (PV7pp)	1.83E-26	0	5.51E-30	1.09E-29	2.00E-29
T11 (Li1)	9.78E-03	0	5.30E-07	9.11E-07	1.67E-06
T12 (PV2)	4.76E-36	0	2.05E-39	3.18E-39	5.83E-39

Tabela 45 - Incerteza (C_i) dos parâmetros de AF para *hexazinona* nos solos amostrados

Parâmetros	RF	d	θ_{FC}	q	$t_{1/2}$
C_i	(C_1)	(C_2)	(C_3)	(C_4)	(C_5)
T1 (TE)	2.15E-01	0	4.42E-05	7.46E-05	9.95E-05
T2 (PV2)	1.21E+01	0	1.59E-03	2.49E-03	3.32E-03
T3 (PV2)	3.04E+00	0	4.04E-04	7.09E-04	9.45E-04
T4 (PV3)	8.75E-02	0	3.52E-05	3.09E-05	4.12E-05
T5 (PV3)	1.24E-01	0	3.64E-05	5.78E-05	7.71E-05
T6 (Li3)	4.31E+00	0	1.02E-03	1.59E-03	2.12E-03
T7 (PV1)	4.13E+00	0	5.74E-04	8.64E-04	1.15E-03
T8 (PV7pp)	3.42E+00	0	6.38E-04	1.48E-03	1.97E-03
T9 (Li1)	8.48E+00	0	1.90E-03	4.65E-03	6.20E-03
T10 (PV7pp)	4.03E-02	0	1.57E-05	3.11E-05	4.15E-05
T11 (Li1)	2.34E+01	0	3.20E-03	5.50E-03	7.34E-03
T12 (PV2)	3.81E-03	0	1.93E-06	2.99E-06	3.99E-06

Tabela 46 - Incerteza (C_i) dos parâmetros de AF para *tebuthiuron* nos solos amostrados

Parâmetros	RF	d	θ_{FC}	q	$t_{1/2}$
C_i	(C_1)	(C_2)	(C_3)	(C_4)	(C_5)
T1 (TE)	1.51E+01	0	2.60E-03	4.39E-03	1.09E-03
T2 (PV2)	7.13E+01	0	7.47E-03	1.12E-02	2.92E-03
T3 (PV2)	4.25E+01	0	4.40E-03	7.72E-03	1.93E-03
T4 (PV3)	1.03E+01	0	3.86E-03	3.39E-03	8.48E-03
T5 (PV3)	1.22E+01	0	3.23E-03	5.13E-03	1.28E-03
T6 (Li3)	3.72E+01	0	7.74E-03	1.20E-02	3.00E-03
T7 (PV1)	4.43E+01	0	4.89E-03	7.36E-03	1.84E-03
T8 (PV7pp)	3.19E+01	0	4.70E-03	1.09E-02	2.73E-03
T9 (Li1)	4.77E+01	0	8.97E-03	2.19E-02	5.48E-03
T10 (PV7pp)	7.18E+00	0	2.57E-03	5.08E-03	1.27E-03
T11 (Li1)	7.81E+01	0	8.32E-03	1.43E-02	3.57E-03
T12 (PV2)	3.32E+00	0	1.59E-03	2.46E-03	6.16E-04

Tabela 47 - Incerteza (C_i) dos parâmetros de AF para *trifluralina* nos solos amostrados

Parâmetros	RF	d	θ_{FC}	q	$t_{1/2}$
C_i	(C_1)	(C_2)	(C_3)	(C_4)	(C_5)
T1 (TE)	0	0	0	0	0
T2 (PV2)	1.72E-118	0	8.35E-123	1.31E-122	1.63E-122
T3 (PV2)	1.85E-217	0	8.05E-222	1.41E-221	1.76E-221
T4 (PV3)	0	0	0	0	0
T5 (PV3)	0	0	0	0	0
T6 (Li3)	0	0	0	0	0
T7 (PV1)	1.99E-251	0	1.01E-255	1.52E-255	1.91E-255
T8 (PV7pp)	1.75E-285	0	1.15E-289	2.66E-289	3.33E-289
T9 (Li1)	1.58E-199	0	1.79E-203	4.38E-203	5.47E-203
T10 (PV7pp)	0	0	0	0	0
T11 (Li1)	8.44E-119	0	3.75E-123	6.43E-123	8.04E-123
T12 (PV2)	0	0	0	0	0

Tabela 48 - Incerteza (C_i) dos parâmetros de AF para *aldicarb* nos solos amostrados

Parâmetros	RF	d	θ_{FC}	q	$t_{1/2}$
C_i	(C_1)	(C_2)	(C_3)	(C_4)	(C_5)
T1 (TE)	3.22E-05	0	9.26E-09	1.56E-08	3.12E-08
T2 (PV2)	4.45E-02	0	8.88E-06	1.39E-05	2.78E-05
T3 (PV2)	3.19E-03	0	6.54E-07	1.15E-06	2.29E-06
T4 (PV3)	2.92E-05	0	1.38E-08	1.21E-08	2.43E-08
T5 (PV3)	3.48E-05	0	1.26E-08	2.00E-08	4.02E-08
T6 (Li3)	8.78E-02	0	2.74E-05	4.25E-05	8.49E-05
T7 (PV1)	1.25E-02	0	2.64E-06	3.96E-06	7.93E-06
T8 (PV7pp)	2.15E-02	0	6.11E-06	1.42E-05	2.83E-05
T9 (Li1)	8.36E-02	0	2.62E-05	6.41E-05	1.28E-04
T10 (PV7pp)	8.31E-06	0	3.91E-09	7.74E-09	1.55E-08
T11 (Li1)	4.02E-01	0	8.48E-05	1.45E-04	2.91E-04
T12 (PV2)	1.44E-07	0	8.26E-11	1.28E-10	2.57E-10

Tabela 49 - Incerteza (C_i) dos parâmetros de AF para *dodecacloro* nos solos amostrados

Parâmetros	RF	d	θ_{FC}	q	$t_{1/2}$
C_i	(C_1)	(C_2)	(C_3)	(C_4)	(C_5)
T1 (TE)	2.19E-22	0	2.27E-26	3.84E-26	1.54E-26
T2 (PV2)	8.29E-04	0	3.98E-08	6.23E-08	2.49E-08
T3 (PV2)	1.73E-09	0	7.46E-14	1.31E-13	5.23E-14
T4 (PV3)	2.99E-34	0	9.42E-38	8.26E-38	3.31E-38
T5 (PV3)	1.24E-30	0	2.54E-34	4.04E-34	1.62E-34
T6 (Li3)	1.15E-18	0	1.67E-22	2.59E-22	1.04E-22
T7 (PV1)	1.93E-11	0	9.70E-16	1.46E-15	5.84E-16
T8 (PV7pp)	1.56E-13	0	1.01E-17	2.35E-17	9.41E-18
T9 (Li1)	1.41E-08	0	1.59E-12	3.88E-12	1.55E-12
T10 (PV7pp)	1.08E-37	0	3.15E-41	6.23E-41	2.49E-41
T11 (Li1)	6.92E-04	0	3.04E-08	5.22E-08	2.09E-08
T12 (PV2)	2.06E-51	0	8.66E-55	1.35E-54	5.38E-55

Tabela 50 - Incerteza (C_i) dos parâmetros de AF para *endosulfan* nos solos amostrados

Parâmetros	RF	d	θ_{FC}	q	$t_{1/2}$
C_i	(C_1)	(C_2)	(C_3)	(C_4)	(C_5)
T1 (TE)	0	0	0	0	0
T2 (PV2)	9.12E-223	0	4.40E-227	6.88E-227	4.13E-227
T3 (PV2)	0	0	0	0	0
T4 (PV3)	0	0	0	0	0
T5 (PV3)	0	0	0	0	0
T6 (Li3)	0	0	0	0	0
T7 (PV1)	0	0	0	0	0
T8 (PV7pp)	0	0	0	0	0
T9 (Li1)	0	0	0	0	0
T10 (PV7pp)	0	0	0	0	0
T11 (Li1)	1.23E-223	0	5.42E-228	9.31E-228	5.59E-228
T12 (PV2)	0	0	0	0	0

Tabela 51 - Incerteza (C_i) dos parâmetros de AF para *fenthion* nos solos amostrados

Parâmetros	RF	d	θ_{FC}	q	$t_{1/2}$
C_i	(C_1)	(C_2)	(C_3)	(C_4)	(C_5)
T1 (TE)	7.83E-147	0	8.40E-151	1.42E-150	1.04E-150
T2 (PV2)	3.28E-39	0	1.67E-43	2.61E-43	1.92E-43
T3 (PV2)	3.02E-72	0	1.39E-76	2.44E-76	1.79E-76
T4 (PV3)	1.48E-214	0	4.71E-218	4.14E-218	3.04E-218
T5 (PV3)	5.80E-194	0	1.21E-197	1.92E-197	1.41E-197
T6 (Li3)	4.42E-123	0	6.56E-127	1.02E-126	7.49E-127
T7 (PV1)	7.11E-83	0	3.79E-87	5.70E-87	4.19E-87
T8 (PV7pp)	8.74E-94	0	6.03E-98	1.40E-97	1.03E-97
T9 (Li1)	2.19E-65	0	2.55E-69	6.25E-69	4.59E-69
T10 (PV7pp)	3.04E-234	0	8.93E-238	1.77E-237	1.30E-237
T11 (Li1)	1.27E-38	0	5.98E-43	1.03E-42	7.56E-43
T12 (PV2)	0	0	0	0	0

Tabela 52 - Incerteza (C_i) dos parâmetros de AF para *heptacloro* nos solos amostrados

Parâmetros	RF	d	θ_{FC}	q	$t_{1/2}$
C_i	(C_1)	(C_2)	(C_3)	(C_4)	(C_5)
T1 (TE)	5.23E-263	0	5.43E-267	9.15E-267	9.15E-268
T2 (PV2)	7.11E-69	0	3.42E-73	5.34E-73	5.34E-74
T3 (PV2)	3.43E-128	0	1.47E-132	2.58E-132	2.58E-133
T4 (PV3)	0	0	0	0	0
T5 (PV3)	0	0	0	0	0
T6 (Li3)	2.36E-224	0	3.44E-228	5.34E-228	5.34E-229
T7 (PV1)	9.57E-149	0	4.81E-153	7.24E-153	7.24E-154
T8 (PV7pp)	2.36E-169	0	1.53E-173	3.55E-173	3.54E-174
T9 (Li1)	9.55E-118	0	1.07E-121	2.63E-121	2.63E-122
T10 (PV7pp)	0	0	0	0	0
T11 (Li1)	2.83E-69	0	1.24E-73	2.13E-73	2.13E-74
T12 (PV2)	0	0	0	0	0

Portanto, de acordo com os autores acima, após RF, as maiores contribuições na incerteza de AF são oferecidas, geralmente, pelos parâmetros $t_{1/2}$ e q (com valores que se aproximam), seguidos de θ_{FC} e d (este último sempre zero).

Dos dez pesticidas estudados neste trabalho, em seis deles aparecem a sequência de incertezas mais frequentes sugeridas em literatura. Para *ametrina* (Tabela 43), *diuron* (Tabela 44), *hexazinona* (Tabela 45), *trifluralina* (Tabela 47) e *aldicarb* (Tabela 48), as incertezas produzidas pelos dados de entrada aparecem com a seguinte ordem decrescente: RF, $t_{1/2}$, q , θ_{FC} e d , exceto na T4 para *ametrina*, *diuron*, *hexazinona* e *aldicarb*, onde a incerteza de θ_{FC} é maior que a de q (*trifluralina* tem valor zero para todos os parâmetros na T4). Já para *fenthion* (Tabela 51) a sequência fica em RF, q , $t_{1/2}$, θ_{FC} e d , ou seja, só se modificando o posicionamento, em relação às moléculas anteriores, de q e $t_{1/2}$, sendo a T4, mais uma vez, a única exceção, com θ_{FC} exibindo a segunda maior incerteza.

Porém, para o *tebuthiuron* (Tabela 46), *dodecacloro* (Tabela 49) e *heptacloro* (Tabela 52), o $t_{1/2}$ exibe menor incerteza que θ_{FC} , como mostra a sequência decrescente predominante: RF, q , θ_{FC} , $t_{1/2}$ e d , exceto, novamente, na T4, com incerteza de $t_{1/2}$ e θ_{FC} maior que a de q para *tebuthiuron* e de θ_{FC} maior que a de q para *dodecacloro* (*heptacloro* também tem valor zero para todos os parâmetros na T4).

Para o *endosulfan* (Tabela 50), apenas a T2 e T11 apresentam valores diferentes de zero (os AF's *nulo*, nas demais trincheiras, igualam em zero as

incertezas dos parâmetros de entrada), com sequências diferentes, mas ambas com incerteza produzida por $t_{1/2}$ inferior à q .

As mais altas incertezas relativas à θ_{FC} especificamente na T4, para todos os pesticidas (exceto para aqueles pesticidas que mostraram valor zero de AF nessa trincheira), que conferem a esse parâmetro a segunda ou terceira posição em contribuição de erro do valor final de AF, podem ser explicadas analisando-se a Tabela 15 juntamente à equação 41. Como mostra a Tabela 15, a T4 apresenta valores de θ_{FC} inferiores às demais trincheiras, logo, o valor absoluto do DP desse parâmetro torna-se mais crítico para valores menores de θ_{FC} , pois sua variação passa a ser proporcionalmente maior. Além disso, a equação 41 não contempla a incógnita θ_{FC} , enquanto as equações (39, 40, 42 e 43) de incerteza dos outros parâmetros de entrada de AF a contemplam no dividendo, o que indica que quanto menor for θ_{FC} , menores serão as incertezas dos outros parâmetros. Assim, a T4 indica os limites inferiores dos valores de θ_{FC} que tornam a incerteza produzida por esse parâmetro, muitas vezes, superior à produzida por q e $t_{1/2}$.

Os resultados congruentes de *ametrina*, *diuron*, *hexazinona*, *trifluralina*, *aldicarb* e *fenthion* confirmam, além da maior relevância da adsorção, as grandes influências de q e $t_{1/2}$ no processo de lixiviação. Logo, corroboram conceitos teóricos, ou seja, pesticidas altamente adsorvíveis (elevado RF) ficam retidos aos solos, e os mais móveis terão seus deslocamentos condicionados pela reposição de água no solo e persistência da molécula.

A quebra da sequência em *tebuthiuron*, *dodecacloro* e *heptacloro*, que expõem $t_{1/2}$ como o quarto parâmetro em contribuição de incerteza em AF, pode ser explicada analisando-se a Tabela 24 e as equações 39 a 43. Segundo a Tabela 24, os valores de $t_{1/2}$ desses três químicos são os mais elevados, bem superiores aos demais, que não chegam aos 100 dias. Entrando nas equações de 39 a 43 como divisor, esses elevados $t_{1/2}$ diminuem consideravelmente as incertezas de todos os parâmetros (exceto para q , que pode elevar-se, pois $t_{1/2}$ também entra como dividendo). Porém, alto $t_{1/2}$ reduz, em maiores proporções, a sua própria contribuição na incerteza de AF em relação aos demais parâmetros, pois o DP de $t_{1/2}$ é contemplado na equação 43. Quanto maior o valor absoluto de um parâmetro, menos importância terá seu DP

(desde que seja estipulado um valor único para DP), pois sua oscilação, proporcionalmente, será menor, conferindo maior margem de segurança no resultado final de AF. Portanto, pesticidas com baixo $t_{1/2}$ oferecem maior incerteza no cálculo de potencial de lixiviação, pois erros no seu valor médio estipulado tornam os resultados de AF menos confiáveis (oscilam mais na classificação da Tabela 3), da mesma forma que pesticidas mais persistentes (alto $t_{1/2}$) oferecem maior segurança nos resultados, tanto para aqueles com alta mobilidade, como *tebuthiuron*, que aparecerão com altos valores de AF (oscilando menos na classificação da Tabela 3), quanto para os pesticidas não lixiviáveis, como *dodecacloro* e *heptacloro*, que tem suas imobilidades condicionadas aos altos valores de K_{oc} , a ser discutido adiante.

Os resultados das Tabelas 43 a 52 expõem que as diferenças entre *propriedades de solos* das trincheiras também determinam os graus de incertezas. Para todos os pesticidas, as maiores incertezas nos parâmetros de entrada figuram, em ordem decrescente, na T11, T2 e T9, as mais pobres em f_{oc} . As características dessas trincheiras, com alta probabilidade de ocorrência de lixiviação, aumentam, portanto, a margem de erro do índice AF. De maneira análoga, dentre os pesticidas, as incertezas em AF aumentam, em valores absolutos, quanto menores forem seus valores de K_{oc} .

5.7 Incerteza dos dados de entrada do índice RF

O índice RF mostrou, no item anterior, ser o parâmetro de entrada que colabora com as maiores incertezas no resultado do índice AF. Sendo assim, os levantamentos dos dados de entrada que compõem RF passam a ser de alta relevância, tanto para mensurar potencial de adsorção quanto de lixiviação, afinal, determinam grande parte do comportamento dos pesticidas e suscetibilidade dos solos à ocorrência desses fenômenos.

As Tabelas 53 a 62 exibem as incertezas dos dados de entrada do índice RF da camada superficial 00-20 cm, zona de maior retenção dos químicos. De acordo com a Tabela 41, como fora colocado anteriormente, os DP's de K_{oc} para *dodecacloro*, *endosulfan*, *fenthion* e *heptacloro*, pesticidas de baixa mobilidade, não puderam ser calculados devido a inexistência de informações dos intervalos possíveis para esse parâmetro.

Tabela 53 - Incerteza (C_i) dos parâmetros de RF para *ametrina* nos solos amostrados

Parâmetros	ρ_b	f_{oc}	K_{oc}	θ_{FC}	K_H	ρ_p
C_i	(C_6)	(C_7)	(C_8)	(C_9)	(C_{10})	(C_{11})
T1 (TE)	8.18E-01	6.64E+00	3.29E+00	1.65E+00	9.64E-10	3.34E-09
T2 (PV2)	2.63E-01	1.19E+01	1.04E+00	8.66E-01	6.19E-09	6.66E-09
T3 (PV2)	1.25E+00	1.16E+01	4.73E+00	4.45E+00	7.83E-09	6.46E-09
T4 (PV3)	1.02E+00	9.00E+00	4.20E+00	2.81E+00	2.18E-09	4.90E-09
T5 (PV3)	1.43E+00	1.38E+01	5.64E+00	6.10E+00	8.12E-09	7.90E-09
T6 (Li3)	2.79E+00	1.91E+01	1.11E+01	1.66E+01	1.41E-08	1.04E-08
T7 (PV1)	5.47E-01	1.24E+01	2.16E+00	2.01E+00	7.28E-09	6.73E-09
T8 (PV7pp)	1.14E+00	6.84E+00	4.39E+00	2.39E+00	6.07E-10	4.18E-09
T9 (Li1)	4.71E-01	5.39E+00	1.73E+00	7.44E-01	3.21E-10	3.16E-09
T10 (PV7pp)	1.50E+00	9.44E+00	6.32E+00	4.36E+00	1.08E-09	5.46E-09
T11 (Li1)	2.06E-01	9.65E+00	8.43E-01	5.28E-01	3.19E-09	5.16E-09
T12 (PV2)	2.46E+00	1.61E+01	9.85E+00	1.24E+01	1.13E-08	8.54E-09

Tabela 54 - Incerteza (C_i) dos parâmetros de RF para *diuron* nos solos amostrados

Parâmetros	ρ_b	f_{oc}	K_{oc}	θ_{FC}	K_H	ρ_p
C_i	(C_6)	(C_7)	(C_8)	(C_9)	(C_{10})	(C_{11})
T1 (TE)	1.31E+00	1.06E+01	5.46E+00	2.68E+00	1.01E-09	3.52E-09
T2 (PV2)	4.20E-01	1.91E+01	1.73E+00	1.46E+00	6.54E-09	7.03E-09
T3 (PV2)	1.99E+00	1.85E+01	7.84E+00	7.19E+00	8.26E-09	6.82E-09
T4 (PV3)	1.63E+00	1.44E+01	6.96E+00	4.55E+00	2.29E-09	5.17E-09
T5 (PV3)	2.28E+00	2.21E+01	9.36E+00	9.84E+00	8.57E-09	8.34E-09
T6 (Li3)	4.46E+00	3.05E+01	1.84E+01	2.67E+01	1.49E-08	1.10E-08
T7 (PV1)	8.76E-01	1.97E+01	3.58E+00	3.29E+00	7.68E-09	7.10E-09
T8 (PV7pp)	1.82E+00	1.09E+01	7.28E+00	3.86E+00	6.40E-10	4.41E-09
T9 (Li1)	7.54E-01	8.62E+00	2.86E+00	1.23E+00	3.39E-10	3.33E-09
T10 (PV7pp)	2.39E+00	1.51E+01	1.05E+01	7.04E+00	1.14E-09	5.76E-09
T11 (Li1)	3.29E-01	1.54E+01	1.40E+00	9.05E-01	3.37E-09	5.45E-09
T12 (PV2)	3.94E+00	2.57E+01	1.63E+01	1.98E+01	1.19E-08	9.02E-09

Tabela 55 - Incerteza (C_i) dos parâmetros de RF para *hexazinona* nos solos amostrados

Parâmetros	ρ_b	f_{oc}	K_{oc}	θ_{FC}	K_H	ρ_p
C_i	(C_6)	(C_7)	(C_8)	(C_9)	(C_{10})	(C_{11})
T1 (TE)	1.47E-01	1.19E+00	3.77E-01	2.42E-01	1.39E-12	4.82E-12
T2 (PV2)	4.73E-02	2.15E+00	1.19E-01	5.17E-02	8.96E-12	9.63E-12
T3 (PV2)	2.25E-01	2.08E+00	5.42E-01	7.00E-01	1.13E-11	9.34E-12
T4 (PV3)	1.84E-01	1.62E+00	4.81E-01	4.28E-01	3.15E-12	7.08E-12
T5 (PV3)	2.57E-01	2.49E+00	6.47E-01	9.75E-01	1.17E-11	1.14E-11
T6 (Li3)	5.01E-01	3.44E+00	1.28E+00	2.83E+00	2.04E-11	1.50E-11
T7 (PV1)	9.85E-02	2.23E+00	2.48E-01	2.56E-01	1.05E-11	9.73E-12
T8 (PV7pp)	2.05E-01	1.23E+00	5.03E-01	3.67E-01	8.77E-13	6.05E-12
T9 (Li1)	8.48E-02	9.70E-01	1.98E-01	8.58E-02	4.64E-13	4.56E-12
T10 (PV7pp)	2.69E-01	1.70E+00	7.25E-01	7.02E-01	1.57E-12	7.89E-12
T11 (Li1)	3.71E-02	1.74E+00	9.67E-02	1.27E-02	4.62E-12	7.46E-12
T12 (PV2)	4.43E-01	2.89E+00	1.13E+00	2.09E+00	1.63E-11	1.23E-11

Tabela 56 - Incerteza (C_i) dos parâmetros de RF para *tebuthiuron* nos solos amostrados

Parâmetros	ρ_b	f_{oc}	K_{oc}	θ_{FC}	K_H	ρ_p
C_i	(C_6)	(C_7)	(C_8)	(C_9)	(C_{10})	(C_{11})
T1 (TE)	2.18E-01	1.77E+00	6.50E-01	3.91E-01	1.77E-10	6.13E-10
T2 (PV2)	7.00E-02	3.18E+00	2.06E-01	1.37E-01	1.14E-09	1.22E-09
T3 (PV2)	3.33E-01	3.09E+00	9.35E-01	1.09E+00	1.43E-09	1.19E-09
T4 (PV3)	2.72E-01	2.40E+00	8.30E-01	6.79E-01	4.00E-10	8.99E-10
T5 (PV3)	3.81E-01	3.69E+00	1.11E+00	1.52E+00	1.49E-09	1.45E-09
T6 (Li3)	7.43E-01	5.09E+00	2.20E+00	4.29E+00	2.60E-09	1.91E-09
T7 (PV1)	1.46E-01	3.29E+00	4.28E-01	4.41E-01	1.34E-09	1.24E-09
T8 (PV7pp)	3.03E-01	1.82E+00	8.67E-01	5.80E-01	1.11E-10	7.68E-10
T9 (Li1)	1.26E-01	1.44E+00	3.42E-01	1.55E-01	5.91E-11	5.80E-10
T10 (PV7pp)	3.99E-01	2.52E+00	1.25E+00	1.09E+00	2.07E-10	9.99E-10
T11 (Li1)	5.49E-02	2.57E+00	1.67E-01	6.72E-02	5.87E-10	9.49E-10
T12 (PV2)	6.57E-01	4.29E+00	1.95E+00	3.17E+00	2.07E-09	1.57E-09

Tabela 57 - Incerteza (C_i) dos parâmetros de RF para *trifluralina* nos solos amostrados

Parâmetros	ρ_b	f_{oc}	K_{oc}	θ_{FC}	K_H	ρ_p
C_i	(C_6)	(C_7)	(C_8)	(C_9)	(C_{10})	(C_{11})
T1 (TE)	2.18E+01	1.77E+02	2.83E+02	4.57E+01	3.39E-05	1.17E-04
T2 (PV2)	7.00E+00	3.18E+02	8.98E+01	2.63E+01	2.18E-04	2.34E-04
T3 (PV2)	3.33E+01	3.09E+02	4.07E+02	1.22E+02	2.76E-04	2.27E-04
T4 (PV3)	2.72E+01	2.40E+02	3.61E+02	7.73E+01	7.67E-05	1.72E-04
T5 (PV3)	3.81E+01	3.69E+02	4.85E+02	1.66E+02	2.86E-04	2.78E-04
T6 (Li3)	7.43E+01	5.09E+02	9.58E+02	4.48E+02	4.98E-04	3.66E-04
T7 (PV1)	1.46E+01	3.29E+02	1.86E+02	5.70E+01	2.56E-04	2.37E-04
T8 (PV7pp)	3.03E+01	1.82E+02	3.77E+02	6.56E+01	2.13E-05	1.47E-04
T9 (Li1)	1.26E+01	1.44E+02	1.49E+02	2.13E+01	1.13E-05	1.11E-04
T10 (PV7pp)	3.99E+01	2.52E+02	5.44E+02	1.19E+02	3.98E-05	1.91E-04
T11 (Li1)	5.50E+00	2.57E+02	7.26E+01	1.67E+01	1.13E-04	1.82E-04
T12 (PV2)	6.57E+01	4.29E+02	8.47E+02	3.34E+02	3.98E-04	3.00E-04

Tabela 58 - Incerteza (C_i) dos parâmetros de RF para *aldicarb* nos solos amostrados

Parâmetros	ρ_b	f_{oc}	K_{oc}	θ_{FC}	K_H	ρ_p
C_i	(C_6)	(C_7)	(C_8)	(C_9)	(C_{10})	(C_{11})
T1 (TE)	8.18E-02	6.64E-01	3.74E-01	1.05E-01	1.03E-09	3.56E-09
T2 (PV2)	2.63E-02	1.19E+00	1.18E-01	2.76E-02	6.61E-09	7.09E-09
T3 (PV2)	1.25E-01	1.16E+00	5.38E-01	3.34E-01	8.35E-09	6.88E-09
T4 (PV3)	1.02E-01	9.00E-01	4.77E-01	1.96E-01	2.32E-09	5.22E-09
T5 (PV3)	1.43E-01	1.38E+00	6.42E-01	4.76E-01	8.66E-09	8.42E-09
T6 (Li3)	2.78E-01	1.91E+00	1.26E+00	1.48E+00	1.51E-08	1.11E-08
T7 (PV1)	5.47E-02	1.24E+00	2.46E-01	8.43E-02	7.76E-09	7.17E-09
T8 (PV7pp)	1.14E-01	6.84E-01	4.99E-01	1.70E-01	6.47E-10	4.46E-09
T9 (Li1)	4.71E-02	5.38E-01	1.96E-01	2.16E-02	3.43E-10	3.36E-09
T10 (PV7pp)	1.49E-01	9.44E-01	7.19E-01	3.45E-01	1.20E-09	5.79E-09
T11 (Li1)	2.06E-02	9.64E-01	9.59E-02	3.75E-02	3.40E-09	5.50E-09
T12 (PV2)	2.46E-01	1.61E+00	1.12E+00	1.08E+00	1.20E-08	9.11E-09

Tabela 59 - Incerteza (C_i) dos parâmetros de RF para *dodecacloro* nos solos amostrados

Parâmetros	ρ_b	f_{oc}	K_{oc}	θ_{FC}	K_H	ρ_D
C_i	(C_6)	(C_7)	(C_8)	(C_9)	(C_{10})	(C_{11})
T1 (TE)	7.59E+01	6.16E+02	-	1.59E+02	5.86E-03	2.03E-02
T2 (PV2)	2.44E+01	1.11E+03	-	9.23E+01	3.77E-02	4.05E-02
T3 (PV2)	1.16E+02	1.07E+03	-	4.25E+02	4.76E-02	3.93E-02
T4 (PV3)	9.46E+01	8.35E+02	-	2.69E+02	1.32E-02	2.98E-02
T5 (PV3)	1.32E+02	1.28E+03	-	5.79E+02	4.94E-02	4.81E-02
T6 (Li3)	2.58E+02	1.77E+03	-	1.56E+03	8.61E-02	6.33E-02
T7 (PV1)	5.08E+01	1.15E+03	-	1.98E+02	4.43E-02	4.09E-02
T8 (PV7pp)	1.05E+02	6.35E+02	-	2.28E+02	3.69E-03	2.54E-02
T9 (Li1)	4.37E+01	5.00E+02	-	7.45E+01	1.95E-03	1.92E-02
T10 (PV7pp)	1.38E+02	8.75E+02	-	4.14E+02	6.88E-03	3.31E-02
T11 (Li1)	1.91E+01	8.95E+02	-	5.85E+01	1.94E-02	3.14E-02
T12 (PV2)	2.28E+02	1.49E+03	-	1.16E+03	6.88E-02	5.20E-02

Tabela 60 - Incerteza (C_i) dos parâmetros de RF para *endosulfan* nos solos amostrados

Parâmetros	ρ_b	f_{oc}	K_{oc}	θ_{FC}	K_H	ρ_D
C_i	(C_6)	(C_7)	(C_8)	(C_9)	(C_{10})	(C_{11})
T1 (TE)	3.38E+01	2.74E+02	-	7.09E+01	7.16E-05	2.48E-04
T2 (PV2)	1.08E+01	4.94E+02	-	4.09E+01	4.60E-04	4.94E-04
T3 (PV2)	5.16E+01	4.79E+02	-	1.89E+02	5.81E-04	4.79E-04
T4 (PV3)	4.21E+01	3.72E+02	-	1.19E+02	1.62E-04	3.64E-04
T5 (PV3)	5.90E+01	5.72E+02	-	2.58E+02	6.03E-04	5.87E-04
T6 (Li3)	1.15E+02	7.89E+02	-	6.95E+02	1.05E-03	7.72E-04
T7 (PV1)	2.26E+01	5.11E+02	-	8.84E+01	5.40E-04	4.99E-04
T8 (PV7pp)	4.70E+01	2.83E+02	-	1.02E+02	4.50E-05	3.11E-04
T9 (Li1)	1.95E+01	2.22E+02	-	3.31E+01	2.38E-05	2.34E-04
T10 (PV7pp)	6.19E+01	3.90E+02	-	1.84E+02	8.39E-05	4.04E-04
T11 (Li1)	8.52E+00	3.98E+02	-	2.59E+01	2.37E-04	3.83E-04
T12 (PV2)	1.01E+02	6.65E+02	-	5.17E+02	8.39E-04	6.34E-04

Tabela 61 - Incerteza (C_i) dos parâmetros de RF para *fenthion* nos solos amostrados

Parâmetros	ρ_b	f_{oc}	K_{oc}	θ_{FC}	K_H	ρ_D
C_i	(C_6)	(C_7)	(C_8)	(C_9)	(C_{10})	(C_{11})
T1 (TE)	4.08E+00	3.32E+01	-	8.51E+00	3.82E-06	1.32E-05
T2 (PV2)	1.31E+00	5.97E+01	-	4.83E+00	2.45E-05	2.64E-05
T3 (PV2)	6.24E+00	5.79E+01	-	2.27E+01	3.11E-05	2.56E-05
T4 (PV3)	5.09E+00	4.50E+01	-	1.44E+01	8.64E-06	1.94E-05
T5 (PV3)	7.14E+00	6.92E+01	-	3.10E+01	3.22E-05	3.13E-05
T6 (Li3)	1.39E+01	9.55E+01	-	8.39E+01	5.61E-05	4.12E-05
T7 (PV1)	2.74E+00	6.18E+01	-	1.06E+01	2.88E-05	2.67E-05
T8 (PV7pp)	5.69E+00	3.42E+01	-	1.22E+01	2.41E-06	1.66E-05
T9 (Li1)	2.36E+00	2.69E+01	-	3.95E+00	1.27E-06	1.25E-05
T10 (PV7pp)	7.48E+00	4.72E+01	-	2.22E+01	4.48E-06	2.16E-05
T11 (Li1)	1.03E+00	4.82E+01	-	3.04E+00	1.26E-05	2.05E-05
T12 (PV2)	1.23E+01	8.04E+01	-	6.25E+01	4.48E-05	3.39E-05

Tabela 62 - Incerteza (C_i) dos parâmetros de RF para *heptacloro* nos solos amostrados

Parâmetros	ρ_b	f_{oc}	K_{oc}	θ_{FC}	K_H	ρ_p
C_i	(C_6)	(C_7)	(C_8)	(C_9)	(C_{10})	(C_{11})
T1 (TE)	6.54E+01	5.31E+02	-	1.37E+02	1.60E-03	5.55E-03
T2 (PV2)	2.10E+01	9.56E+02	-	7.94E+01	1.03E-02	1.11E-02
T3 (PV2)	9.99E+01	9.27E+02	-	3.66E+02	1.30E-02	1.07E-02
T4 (PV3)	8.16E+01	7.20E+02	-	2.32E+02	3.62E-03	8.14E-03
T5 (PV3)	1.14E+02	1.11E+03	-	4.99E+02	1.35E-02	1.31E-02
T6 (Li3)	2.22E+02	1.53E+03	-	1.35E+03	2.35E-02	1.73E-02
T7 (PV1)	4.38E+00	9.89E+02	-	1.71E+02	1.21E-02	1.12E-02
T8 (PV7pp)	9.10E+01	5.47E+02	-	1.96E+02	1.00E-03	6.95E-03
T9 (Li1)	3.77E+01	4.31E+02	-	6.42E+01	5.34E-04	5.25E-03
T10 (PV7pp)	1.19E+02	7.55E+02	-	3.57E+02	1.87E-03	9.04E-03
T11 (Li1)	1.65E+01	7.72E+02	-	5.03E+01	5.31E-03	8.58E-03
T12 (PV2)	1.97E+02	1.28E+03	-	1.00E+03	1.87E-02	1.42E-02

Sendo assim, as Tabelas 59 a 62 não trazem a incerteza produzida por K_{oc} no cálculo de RF dos respectivos pesticidas. Para essas quatro moléculas, em todas as trincheiras, f_{oc} figura como parâmetro que produz a maior incerteza em RF, seguido de θ_{FC} , e com contribuição quase nula, K_H e ρ_p .

Porém, para a *trifluralina* (Tabela 57), também altamente imóvel, foi possível calcular a incerteza produzida pelo K_{oc} . Os resultados ilustram a importância desse parâmetro no comportamento de pesticidas adsorvíveis. Em nove trincheiras, as incertezas de K_{oc} para *trifluralina* superaram as de f_{oc} , e ambas superiores às incertezas dos demais parâmetros. De acordo com a Tabela 41, o alto DP de K_{oc} da *trifluralina* determinou, na equação 46, as maiores incertezas desse dado de entrada. Somente nas trincheiras com menores quantidades de f_{oc} na camada superficial 00-20 cm, T2 (Tabela 13), T7 (Tabela 18) e T11 (Tabela 22), a incerteza de f_{oc} supera a de K_{oc} , que fica em segunda importância no erro de RF (Tabela 57). Essas exceções podem ser explicadas observando-se novamente a equação 46, onde a entrada de baixos valores de f_{oc} reduziram as incertezas de K_{oc} , além do mesmo DP para f_{oc} produzir maior variação relativa em camadas com menores teores de material orgânico, aumentando a incerteza do valor levantado à campo para f_{oc} .

Para a *ametrina* (Tabela 53), *diuron* (Tabela 54), *hexazinona* (Tabela 55), *tebuthiuron* (Tabela 56) e *aldicarb* (Tabela 58), pesticidas de maiores mobilidades, os resultados ilustram que a contribuição no erro de RF tem sempre a incerteza do dado

de entrada f_{oc} como a primeira, seguido, na maioria das trincheiras, pela sequência decrescente K_{oc} , θ_{FC} , ρ_b e mais uma vez, sem modificar o valor final, K_H e ρ_p . Os valores de DP's de K_{oc} dessas moléculas, segundo a Tabela 41, mostram-se extremamente inferiores ao da *trifluralina*, diminuindo a relevância da incerteza desse dado de entrada no erro de RF das cinco moléculas mais móveis. A sequência f_{oc} , K_{oc} , θ_{FC} , ρ_b só não predomina em algumas situações, como na T6 para *aldicarb* (Tabela 58), na T5, T6 e T12 para *ametrina* (Tabela 53) e *diuron* (Tabela 54), e na T3, T5, T6, T7 e T12 para *hexazinona* (Tabela 55) e *tebuthiuron* (Tabela 56). Nessas combinações, a incerteza de θ_{FC} supera a de K_{oc} , estipulando uma nova relação decrescente de incerteza: f_{oc} , θ_{FC} , K_{oc} e ρ_b . As Tabelas 12 a 23 mostram que as trincheiras acima são as que tem os menores valores de θ_{FC} na camada superficial. Com menor θ_{FC} , o solo demanda menos tempo para começar sua drenagem natural, diminuindo a fase líquida do solo. Com menor quantidade de água, a adsorção tende a aumentar, diminuindo a incerteza relativa do parâmetro K_{oc} . Ademais, segundo a equação 47, com diminuição do valor absoluto de θ_{FC} , o DP de θ_{FC} dita maior variação relativa desse dado de entrada, aumentando sua incerteza.

Portanto, a comparação entre os resultados de incertezas produzidos pelos dados de entrada do índice RF ilustram que o coeficiente de adsorção do pesticida, propriedade inerente à molécula, é fator determinante de comportamento de pesticidas mais adsorvíveis, enquanto para os mais lixiviáveis, o material orgânico do solo é o fator chave de comportamento. Como foi visto, para as combinações de trincheiras com o pesticida adsorvível *trifluralina*, as incertezas estipuladas para K_{oc} são superiores em nove ocasiões, sempre seguidas das incertezas de f_{oc} , que por sua vez, lideram nas três restantes, agora seguidas pelas de f_{oc} . Porém, para as combinações de trincheiras e pesticidas lixiviáveis, as incertezas de f_{oc} aparecem, sem exceções, com as maiores contribuições na incerteza do valor final de RF, ficando a incerteza de K_{oc} em segunda importância, e salvo em poucas combinações, em terceira, superada pela incerteza de θ_{FC} . Essas relações entre os pesticidas e trincheiras mostram a alta relevância de f_{oc} e K_{oc} na estimativa de potencial de adsorção, principalmente a do primeiro parâmetro, que mostrou sua alta influência na

incerteza de RF também para pesticidas adsorvíveis em situações de baixa quantidade de matéria orgânica.

A importância desses parâmetros, entre si e em relação aos demais, é confirmada em literatura. KHAN *et al.* (1986), em estudo na Ilha de Oahu, Hawaí, utilizaram os índices AF e RF, sendo que a variabilidade em RF foi principalmente controlada pelas diferenças em f_{oc} para as cinco ordens de solo pesquisadas. E para LOAGUE *et al.* (1989), os parâmetros f_{oc} e K_{oc} são os que aparecem com as maiores incertezas dentre os parâmetros de entrada do índice RF, com a mobilidade das moléculas condicionando a relação de incerteza entre ambas.

Se por um lado f_{oc} e K_{oc} aparecem como elementos principais para cálculo de RF, de forma oposta, K_H e ρ_p mostram que em nada contribuem no erro de potencial de adsorção. Com valores de incertezas extremamente reduzidos, esses dois parâmetros, entre os seis de RF, estão sempre oscilando em quinto e sexto em importância. As Tabelas 53 a 62 ilustram que, para todos os pesticidas, ρ_p esteve em quinto na soma de incerteza de RF na T1, T2, T4, T8, T9, T10 e T11, e na mesma posição, K_H na T3, T5, T6, T7 e T12. Novamente, de acordo com as Tabelas 12 a 23, os reduzidos valores de θ_{FC} nas camadas superficiais exerceram influência entre as relações de incerteza dos dados de entrada de RF. As trincheiras em que ρ_p está a frente de K_H são aquelas com os maiores valores de θ_{FC} na camada superficial, de 16 a 30%, enquanto as demais trincheiras, as quais as incertezas de K_H superam ρ_p , tem θ_{FC} de 00-20 cm entre 10 e 16%. A equação 49 mostra que para o cálculo da incerteza de ρ_p , θ_{FC} é dividendo e divisor, e a equação 48, que a incerteza de K_H tem θ_{FC} duas vezes como divisor. Logo, com alto valor de θ_{FC} , sua entrada como dividendo eleva a incerteza de ρ_p , assim como diminui muito a de K_H , porém, abaixo do valor crítico de 16% de θ_{FC} , as incertezas de K_H se mantêm superiores. Essa resposta matemática pode ser comprovada com conceito teórico da relação solo-água-atmosfera, ou seja, quanto mais alto for θ_{FC} , maior será a quantidade de água na solução de solo, pois maior tempo será demandado para se iniciar a drenagem natural. Com o pesticida em fase líquida, a volatilização aumenta, tornando menor a incerteza de K_H , pois com mesmo DP para todos os pesticidas (Tabela 41), este passa a contribuir com menores erros relativos quanto mais alta for a volatilização.

Ainda que LYMAN *et al.* (1992) e SPENCER *et al.* (1983-84) estipulem uma classificação para volatilidade de pesticidas, nesse estudo, tanto os mais como menos voláteis não trouxeram influência nos resultados de RF. De acordo com LYMAN *et al.* (1992), para substâncias com $K_H < 10^{-7}$ atm.m³/mol, a volatilização será *baixa*, entre 10^{-7} e 10^{-5} atm.m³/mol será *lenta*, tornando-se um importante mecanismo de transferência a partir da faixa *intermediária* entre 10^{-5} a 10^{-3} atm.m³/mol, e enfim, valores de $K_H > 10^{-3}$ atm.m³/mol indicam que a volatilização irá proceder-se de forma *rápida*. Já para SPENCER *et al.* (1983-84), a classificação de volatilização segue critério diferente, considerando volatilidade *alta* com $K_H > 2,5 \text{ E}+10^{-5}$, volatilidade *intermediária* com $K_H = 2,5 \text{ E}+10^{-5}$ e volatilidade *baixa* com $K_H < 2,5\text{E}+10^{-5}$. Assim, de acordo com a Tabela 24, em ambas as classificações, *ametrina*, *diuron*, *hexazinona*, *tebuthiuron* e *aldicarb* tem *baixa* volatilização, *fenthion* com *intermediária* (LYMAN) ou *alta* (SPENCER), e *trifluralina*, *dodecacloro*, *endosulfan* e *heptacloro* com *rápida* (LYMAN) ou *alta* (SPENCER).

Portanto, mesmo com as incertezas de K_H dos pesticidas mais voláteis mostrando valores superiores nas Tabelas 53 a 62, as estimativas de potencial de adsorção e, conseqüentemente, de lixiviação, não sofreram influência devido ao potencial de volatilização de nenhum pesticida. Com relação ao parâmetro ρ_p , suas oscilações entre trincheiras, e até mesmo em profundidade, como mostram as Tabelas 12 a 23, são muito pequenas, não sendo uma *propriedade de solo* determinante no comportamento de químicos. Também ρ_b , ainda que produza incerteza maior que K_H e ρ_p , não exerce variação em RF. Logo, esses resultados convergem com LOAGUE *et al.* (1989), quando lembram que as incertezas dos parâmetros ρ_b , K_H e ρ_p pouco contribuem no total de incerteza de RF.

5.8 Incerteza dos índices AF e RF

Com as incertezas de todos os parâmetros de entrada (C_i) determinadas, as mesmas foram inseridas nas equações 37 e 38 para levantamento do total de incerteza em AF (S_{AF}) e RF (S_{RF}), respectivamente. É muito importante considerar a incerteza dos índices propostos, pois oferecem uma margem de segurança do resultado final.

Tabela 63 - Total de incerteza em AF (S_{AF}) e RF (S_{RF}) para *ametrina*

SOLOS	AF	S_{AF}	AF + S_{AF}	RF	S_{RF}	RF - S_{RF}
T1 (TE)	1.98E-19	8.07E-16	8.07E-16	17.92	7.63	10.29
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T2 (PV2)	5.47E-07	2.70E-03	2.70E-03	6.37	12.03	$S_{RF} > RF$
potencial	muito baixo	→	baixo	alto	→	-
T3 (PV2)	7.03E-11	3.25E-07	3.25E-07	25.33	13.34	11.99
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T4 (PV3)	1.58E-26	7.44E-23	7.44E-23	22.59	10.37	12.22
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T5 (PV3)	2.36E-24	1.11E-20	1.11E-20	30.08	16.19	13.89
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T6 (Li3)	1.41E-15	6.35E-12	6.35E-12	58.55	27.81	30.74
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T7 (PV1)	9.56E-12	4.47E-08	4.47E-08	12.18	12.73	$S_{RF} > RF$
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	-
T8 (PV7pp)	1.03E-12	3.50E-09	3.50E-09	23.60	8.55	15.05
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T9 (Li1)	1.54E-09	5.74E-06	5.74E-06	9.93	5.73	4.20
potencial	muito baixo	→	muito baixo	alto	→	alto
T10 (PV7pp)	9.02E-29	3.74E-25	3.74E-25	33.62	12.26	21.36
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T11 (Li1)	1.63E-06	7.27E-03	7.27E-03	5.35	9.70	$S_{RF} > RF$
potencial	muito baixo	→	baixo	alto	→	-
T12 (PV2)	7.98E-38	3.87E-34	3.87E-34	51.82	22.69	29.13
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto

Tabela 64 - Total de incerteza em AF (S_{AF}) e RF (S_{RF}) para *diuron*

SOLOS	AF	S_{AF}	AF + S_{AF}	RF	S_{RF}	RF - S_{RF}
T1 (TE)	7.32E-20	3.18E-16	3.18E-16	28.07	12.31	15.76
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T2 (PV2)	1.02E-06	5.36E-03	5.36E-03	9.59	19.25	$S_{RF} > RF$
potencial	muito baixo	→	baixo	alto	→	-
T3 (PV2)	8.56E-11	4.22E-07	4.22E-07	39.93	21.47	18.46
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T4 (PV3)	1.00E-27	5.03E-24	5.03E-24	35.55	16.71	18.84
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T5 (PV3)	2.51E-25	1.26E-21	1.26E-21	47.53	26.07	21.46
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T6 (Li3)	2.46E-16	1.18E-12	1.18E-12	93.09	44.83	48.26
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T7 (PV1)	6.91E-12	3.44E-08	3.44E-08	18.89	20.40	$S_{RF} > RF$
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	-
T8 (PV7pp)	4.77E-13	1.74E-09	1.74E-09	37.16	13.82	23.34
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T9 (Li1)	1.22E-09	4.85E-06	4.85E-06	15.28	9.20	6.08
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	alto
T10 (PV7pp)	4.13E-30	1.83E-26	1.83E-26	53.19	19.83	33.36
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T11 (Li1)	2.05E-06	9.78E-03	9.78E-03	7.96	15.53	$S_{RF} > RF$
potencial	muito baixo	→	baixo	alto	→	-
T12 (PV2)	9.21E-40	4.76E-36	4.76E-36	82.32	36.61	45.71
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto

Tabela 65 - Total de incerteza em AF (S_{AF}) e RF (S_{RF}) para *hexazinona*

SOLOS	AF	S_{AF}	AF + S_{AF}	RF	S_{RF}	RF - S_{RF}
T1 (TE)	4.40E-04	2.15E-01	2.16E-01	4.05	1.28	2.77
potencial	baixo	→	alto	alto	→	médio
T2 (PV2)	2.20E-02	1.21E+01	AF > 1	1.97	2.15	$S_{RF} > RF$
potencial	médio	→	muito alto	baixo	→	-
T3 (PV2)	5.49E-03	3.04E+00	AF > 1	5.38	2.28	3.10
potencial	baixo	→	muito alto	alto	→	alto
T4 (PV3)	1.55E-04	8.72E-02	8.73E-02	4.89	1.75	3.14
potencial	baixo	→	médio	alto	→	alto
T5 (PV3)	2.20E-04	1.24E-01	1.24E-01	6.23	2.76	3.47
potencial	baixo	→	alto	alto	→	alto
T6 (Li3)	7.97E-03	4.31E+00	AF > 1	11.36	4.66	6.70
potencial	baixo	→	muito alto	muito alto	→	alto
T7 (PV1)	7.37E-03	4.13E+00	AF > 1	3.01	2.26	RF - $S_{RF} < 1$
potencial	baixo	→	muito alto	alto	→	-
T8 (PV7pp)	8.37E-03	3.42E+00	AF > 1	5.07	1.39	3.68
potencial	baixo	→	muito alto	alto	→	alto
T9 (Li1)	1.89E-02	8.48E+00	AF > 1	2.61	0.99	1.62
potencial	médio	→	muito alto	médio	→	baixo
T10 (PV7pp)	8.10E-05	4.03E-02	4.03E-02	6.87	1.99	4.88
potencial	baixo	→	médio	alto	→	alto
T11 (Li1)	4.37E-02	2.34E+01	AF > 1	1.78	1.74	RF - $S_{RF} < 1$
potencial	médio	→	muito alto	baixo	→	-
T12 (PV2)	6.55E-06	3.81E-03	3.81E-03	10.15	3.77	6.38
potencial	muito baixo	→	baixo	muito alto	→	alto

Tabela 66 - Total de incerteza em AF (S_{AF}) e RF (S_{RF}) para *tebuthiuron*

SOLOS	AF	S_{AF}	AF + S_{AF}	RF	S_{RF}	RF - S_{RF}
T1 (TE)	8.32E-02	1.50E+01	AF > 1	5.51	1.94	3.57
potencial	médio	→	muito alto	alto	→	alto
T2 (PV2)	3.25E-01	7.13E+01	AF > 1	2.45	3.19	$S_{RF} > RF$
potencial	muito alto	→	muito alto	médio	→	-
T3 (PV2)	2.07E-01	4.25E+01	AF > 1	7.51	3.43	4.08
potencial	alto	→	muito alto	alto	→	alto
T4 (PV3)	4.94E-02	1.03E+01	AF > 1	6.76	2.64	4.12
potencial	médio	→	muito alto	alto	→	alto
T5 (PV3)	5.84E-02	1.22E+01	AF > 1	8.77	4.16	4.61
potencial	médio	→	muito alto	alto	→	alto
T6 (Li3)	1.86E-01	3.72E+01	AF > 1	16.38	7.05	9.33
potencial	alto	→	muito alto	muito alto	→	alto
T7 (PV1)	2.13E-01	4.43E+01	AF > 1	4.00	3.36	RF - $S_{RF} < 1$
potencial	alto	→	muito alto	alto	→	-
T8 (PV7pp)	2.11E-01	3.19E+01	AF > 1	7.03	2.12	4.91
potencial	alto	→	muito alto	alto	→	alto
T9 (Li1)	2.89E-01	4.77E+01	AF > 1	3.38	1.49	1.89
potencial	muito alto	→	muito alto	alto	→	baixo
T10 (PV7pp)	3.90E-02	7.17E+01	AF > 1	9.70	3.04	6.66
potencial	médio	→	muito alto	alto	→	alto
T11 (Li1)	3.93E-01	7.81E+01	AF > 1	2.17	2.58	$S_{RF} > RF$
potencial	muito alto	→	muito alto	médio	→	-
T12 (PV2)	1.54E-02	3.32E+01	AF > 1	14.58	5.72	8.86
potencial	médio	→	muito alto	muito alto	→	alto

Tabela 67 - Total de incerteza em AF (S_{AF}) e RF (S_{RF}) para *trifluralina*

SOLOS	AF	S_{AF}	AF + S_{AF}	RF	S_{RF}	RF - S_{RF}
T1 (TE)	0	0	0	452.1	337.7	114.4
potencial	nulo	→	nulo	muito alto	→	muito alto
T2 (PV2)	1.3E-123	1.72E-118	1.72E-118	144.2	332.1	$S_{RF} > RF$
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	-
T3 (PV2)	1.5E-222	0	1.5E-222	649.8	526.3	123.5
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T4 (PV3)	0	0	0	576.8	441.4	135.4
potencial	nulo	→	nulo	muito alto	→	muito alto
T5 (PV3)	0	0	0	776.6	633.1	143.5
potencial	nulo	→	nulo	muito alto	→	muito alto
T6 (Li3)	0	0	0	1535	1176	359.0
potencial	nulo	→	nulo	muito alto	→	muito alto
T7 (PV1)	1.6E-256	0	1.6E-256	299.1	383.3	$S_{RF} > RF$
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	-
T8 (PV7pp)	1.9E-290	0	1.9E-290	603.6	425.5	178.1
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T9 (Li1)	1.6E-204	0	1.6E-204	239.1	208.2	30.90
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T10 (PV7pp)	0	0	0	870.9	612.6	258.3
potencial	nulo	→	nulo	muito alto	→	muito alto
T11 (Li1)	7.1E-124	8.44E-119	8.44E-119	117.0	267.9	$S_{RF} > RF$
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	-
T12 (PV2)	0	0	0	1356	1008	348
potencial	nulo	→	nulo	muito alto	→	muito alto

Tabela 68 - Total de incerteza em AF (S_{AF}) e RF (S_{RF}) para *aldicarb*

SOLOS	AF	S_{AF}	AF + S_{AF}	RF	S_{RF}	RF - S_{RF}
T1 (TE)	3.96E-08	3.22E-05	3.22E-05	2.69	0.77	1.92
potencial	muito baixo	→	muito baixo	médio	→	baixo
T2 (PV2)	4.51E-05	4.45E-02	4.45E-02	1.54	1.20	$RF - S_{RF} < 1$
potencial	muito baixo	→	médio	baixo	→	-
T3 (PV2)	3.46E-06	3.19E-03	3.19E-03	3.43	1.33	2.10
potencial	muito baixo	→	baixo	alto	→	médio
T4 (PV3)	3.11E-08	2.92E-05	2.92E-05	3.16	1.04	2.12
potencial	muito baixo	→	muito baixo	alto	→	médio
T5 (PV3)	3.70E-08	3.48E-05	3.48E-05	3.91	1.60	2.31
potencial	muito baixo	→	muito baixo	alto	→	médio
T6 (Li3)	9.75E-05	8.78E-02	8.78E-02	6.76	2.74	4.02
potencial	muito baixo	→	médio	alto	→	alto
T7 (PV1)	1.34E-05	1.25E-02	1.25E-02	2.12	1.26	$RF - S_{RF} < 1$
potencial	muito baixo	→	médio	médio	→	-
T8 (PV7pp)	3.16E-05	2.15E-02	2.15E-02	3.26	0.87	2.39
potencial	muito baixo	→	médio	alto	→	médio
T9 (Li1)	1.12E-04	8.36E-02	8.36E-02	1.89	0.57	1.32
potencial	baixo	→	médio	baixo	→	baixo
T10 (PV7pp)	1.00E-08	8.31E-06	8.31E-06	4.26	1.24	3.02
potencial	muito baixo	→	muito baixo	alto	→	alto
T11 (Li1)	4.49E-04	4.02E-01	4.02E-01	1.43	0.97	$RF - S_{RF} < 1$
potencial	baixo	→	muito alto	baixo	→	-
T12 (PV2)	1.48E-10	1.44E-07	1.44E-07	6.08	2.25	3.83
potencial	muito baixo	→	muito baixo	alto	→	alto

Tabela 69 - Total de incerteza em AF (S_{AF}) e RF (S_{RF}) para *dodecacloro*

SOLOS	AF	S_{AF}	AF + S_{AF}	RF	S_{RF}	RF - S_{RF}
T1 (TE)	3.53E-26	2.19E-22	2.19E-22	1570	640.8	929.2
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T2 (PV2)	1.10E-07	8.28E-04	8.28E-04	499.2	1112	$S_{RF} > RF$
potencial	muito baixo	→	baixo	muito alto	→	-
T3 (PV2)	2.46E-13	1.73E-09	1.73E-09	2258	1161	1097
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T4 (PV3)	4.18E-38	2.99E-34	2.99E-34	2004	882.7	1121
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T5 (PV3)	1.73E-34	1.24E-30	1.24E-30	2699	1414	1285
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T6 (Li3)	1.67E-22	1.14E-18	1.14E-18	5340	2376	2964
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T7 (PV1)	2.70E-15	1.93E-11	1.93E-11	1038	1165	$S_{RF} > RF$
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	-
T8 (PV7pp)	3.01E-17	1.56E-13	1.56E-13	2097	682.9	1414
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T9 (Li1)	2.48E-12	1.41E-08	1.41E-08	829.2	507.4	321.8
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T10 (PV7pp)	1.71E-41	1.08E-37	1.08E-37	3027	978.5	2048
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T11 (Li1)	1.01E-07	6.92E-04	6.92E-04	404.4	897.3	$S_{RF} > RF$
potencial	muito baixo	→	baixo	muito alto	→	-
T12 (PV2)	2.78E-55	2.06E-51	2.06E-51	4716	1095	3621
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto

Tabela 70 - Total de incerteza em AF (S_{AF}) e RF (S_{RF}) para *endosulfan*

SOLOS	AF	S_{AF}	AF + S_{AF}	RF	S_{RF}	RF - S_{RF}
T1 (TE)	0	0	0	700.3	285.5	414.8
potencial	nulo	→	nulo	muito alto	→	muito alto
T2 (PV2)	3.7E-228	0	3.7E-228	223.0	495.6	$S_{RF} > RF$
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	-
T3 (PV2)	0	0	0	1006	517.5	488.5
potencial	nulo	→	nulo	muito alto	→	muito alto
T4 (PV3)	0	0	0	893.5	393.2	500.3
potencial	nulo	→	nulo	muito alto	→	muito alto
T5 (PV3)	0	0	0	1203	629.9	573.1
potencial	nulo	→	nulo	muito alto	→	muito alto
T6 (Li3)	0	0	0	2380	1058	1322
potencial	nulo	→	nulo	muito alto	→	muito alto
T7 (PV1)	0	0	0	463.0	519.4	$S_{RF} > RF$
potencial	nulo	→	nulo	muito alto	→	-
T8 (PV7pp)	0	0	0	935.1	304.2	630.9
potencial	nulo	→	nulo	muito alto	→	muito alto
T9 (Li1)	0	0	0	370.0	226.0	144.0
potencial	nulo	→	nulo	muito alto	→	muito alto
T10 (PV7pp)	0	0	0	1349	435.9	913.1
potencial	nulo	→	nulo	muito alto	→	muito alto
T11 (Li1)	5.5E-229	0	5.5E-229	180.7	399.7	$S_{RF} > RF$
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	-
T12 (PV2)	0	0	0	2101	848.9	1252
potencial	nulo	→	nulo	muito alto	→	muito alto

Tabela 71 - Total de incerteza em AF (S_{AF}) e RF (S_{RF}) para *fenthion*

SOLOS	AF	S_{AF}	AF + S_{AF}	RF	S_{RF}	RF - S_{RF}
T1 (TE)	2.2E-151	7.83E-147	7.83E-147	85.89	34.52	51.37
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T2 (PV2)	7.52E-44	3.27E-39	3.27E-39	27.85	59.94	$S_{RF} > RF$
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	-
T3 (PV2)	7.41E-77	3.02E-72	3.02E-72	122.6	62.56	60.04
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T4 (PV3)	3.6E-219	0	3.6E-219	108.9	47.54	61.36
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T5 (PV3)	1.4E-198	0	1.4E-198	146.4	76.15	70.25
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T6 (Li3)	1.1E-127	4.42E-123	4.42E-123	288.7	127.9	160.8
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T7 (PV1)	1.72E-87	7.11E-83	7.11E-83	56.89	62.81	$S_{RF} > RF$
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	-
T8 (PV7pp)	2.91E-98	8.74E-94	8.74E-94	113.9	36.78	77.12
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T9 (Li1)	6.67E-70	2.19E-65	2.19E-65	45.64	27.34	18.30
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T10 (PV7pp)	8.3E-239	0	8.3E-239	164.1	52.69	111.4
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T11 (Li1)	3.22E-43	1.27E-38	1.27E-38	22.74	48.35	$S_{RF} > RF$
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	-
T12 (PV2)	0	0	0	255.1	102.6	152.5
potencial	nulo	→	nulo	muito alto	→	muito alto

Tabela 72 - Total de incerteza em AF (S_{AF}) e RF (S_{RF}) para *heptacloro*

SOLOS	AF	S_{AF}	AF + S_{AF}	RF	S_{RF}	RF - S_{RF}
T1 (TE)	8.0E-268	0	8.0E-268	1354	552.6	801.4
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T2 (PV2)	9.00E-74	7.11E-69	7.11E-69	430.7	959.2	$S_{RF} > RF$
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	-
T3 (PV2)	4.6E-133	3.42E-128	3.42E-128	1947	1001	946.0
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T4 (PV3)	0	0	0	1728	761.1	966.9
potencial	nulo	→	nulo	muito alto	→	muito alto
T5 (PV3)	0	0	0	2328	1219	1109
potencial	nulo	→	nulo	muito alto	→	muito alto
T6 (Li3)	3.3E-229	0	3.3E-229	4605	2049	2556
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T7 (PV1)	1.3E-153	9.57E-149	9.57E-149	895.3	1005	$S_{RF} > RF$
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	-
T8 (PV7pp)	4.3E-174	0	4.3E-174	1808	588.8	1219
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T9 (Li1)	1.6E-122	9.55E-118	9.55E-118	715.2	437.5	277.7
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	muito alto
T10 (PV7pp)	0	0	0	2610	843.7	1766
potencial	nulo	→	nulo	muito alto	→	muito alto
T11 (Li1)	3.94E-74	2.83E-69	2.83E-69	348.9	773.7	$S_{RF} > RF$
potencial	muito baixo	→	muito baixo	muito alto	→	-
T12 (PV2)	0	0	0	4066	1643	2423
potencial	nulo	→	nulo	muito alto	→	muito alto

De acordo com LOAGUE *et al.* (1990), AF deve ser somado à S_{AF} e RF subtraído por S_{RF} , assim temos estimado o potencial máximo de lixiviação e mínimo de adsorção (e o potencial máximo de contaminação de água subterrânea). Com a contabilização do total de incerteza, os resultados de AF e RF podem oscilar na classificação da escala de mobilidade de pesticidas proposta por HELLING & DRAGUN (1980) (Tabela 3).

As Tabelas 63 a 72 trazem essas mudanças de classificação. Os valores de S_{AF} são superiores aos de AF, e a soma $AF + S_{AF}$ praticamente se iguala ao valor do último. Já os valores de S_{RF} são inferiores aos de RF, salvo em algumas exceções que serão comentadas.

LOAGUE *et al.* (1990) ponderam, apesar de não terem verificado em seus estudos, que a soma do valor final de AF com seu total de incerteza S_{AF} pode ultrapassar o valor 1 (um) estipulado como máximo para tal índice. É o que pode ser observado nas Tabelas 65 (*hexazinona*) e 66 (*tebuthiuron*). Para o *tebuthiuron*, molécula que apresentou o maior potencial de lixiviação entre os dez químicos estudados, a soma da incerteza produz um novo AF superior a 1 (um), sendo considerado potencial de lixiviação *muito alto*. Com exceção da T2, T9 e T11, que já apresentavam AF com potencial *muito alto* antes mesmo da soma à S_{AF} , nas demais trincheiras há oscilação de uma a duas categorias da Tabela 3. Para a *hexazinona*, a oscilação se configura em todas as trincheiras, de uma a três categorias.

As moléculas *tebuthiuron* e *hexazinona* apresentam as maiores mudanças de categoria da Tabela 3 devido as suas maiores mobilidades, que refletem em maior incerteza no resultado final. Porém, os resultados de *hexazinona* apresentam maiores oscilações de categorias que *tebuthiuron*, apesar de seu menor potencial de lixiviação. Isto ocorre porque o *tebuthiuron* já apresenta valores muito elevados de AF sem a soma à S_{AF} , entre *médio* e *muito alto*, enquanto *hexazinona* fica entre *muito baixo* e *médio*, logo, as oscilações do potencial de lixiviação de *tebuthiuron* podem se elevar apenas em mais duas categorias.

A Tabela 68 ilustra as variações dos resultados de *aldicarb*, a terceira molécula do *ranking* de potencial de lixiviação dos pesticidas. Em sete trincheiras há mudanças de uma a duas categorias. Para a *ametrina* (Tabela 63), *diuron* (Tabela 64)

e *dodecacloro* (Tabela 69), moléculas seguintes desse mesmo *ranking*, as oscilações se limitam à T2 e T11, de *muito baixo* para *baixo*, enquanto nas demais trincheiras se mantém em *muito baixo*. Para as quatro últimas moléculas, aquelas de menor mobilidade, *trifluralina* (Tabela 67), *endosulfan* (Tabela 70), *fenthion* (Tabela 71) e *heptacloro* (Tabela 72), a soma das incertezas não modifica a categorização de AF, sustentada sempre em potencial de lixiviação *muito baixo* ou *nulo*.

Portanto, a soma das incertezas dos parâmetros de entrada de AF mostram menor margem de segurança desse índice para mensuração de potencial de lixiviação dos pesticidas mais móveis, *tebuthiuron*, *hexazinona* e *aldicarb*. Para as moléculas de mobilidade intermediária, *ametrina*, *diuron* e *dodecacloro*, os resultados não mostram confiança apenas nas duas trincheiras menos orgânicas T2 e T11, com 1.74 g/kg de f_{oc} na superfície de ambas, mostrando a relevância de levantamentos representativos para esse parâmetro, principalmente em situações de teores reduzidos, onde a exatidão de seu valor absoluto passa a ser mais importante. Os altos valores de RF de *trifluralina*, *endosulfan*, *fenthion* e *heptacloro* determinaram a confiança de seus resultados em AF.

Segundo LOAGUE *et al.* (1989), no processo de liberação de registro de produtos químicos de maior mobilidade, eventuais erros de decisão sobre potencial de contaminação de determinada área podem oferecer riscos de contaminação de água subterrânea. A margem de segurança de AF está diretamente ligada à confiança na estimativa de RF, e para pesticidas fracamente adsorvíveis, a incerteza dos parâmetros de entrada de RF passam a ser mais críticas.

As variações do potencial de adsorção em função da subtração de suas respectivas somas de incerteza S_{RF} , exibidas nas Tabelas 63 a 72, mostram a importância da confiança de RF para pesticidas mais lixiviáveis, além do papel de f_{oc} .

Para todos os pesticidas, nas trincheiras menos orgânicas T2 ($f_{oc} = 1.74$ g/kg), T7 ($f_{oc} = 3.48$ g/kg) e T11 ($f_{oc} = 1.74$ g/kg), a última coluna "RF - S_{RF} " mostra $S_{RF} > RF$ ou $RF - S_{RF} < 1$ (valor mínimo para esse índice - Tabela 3) ao novo RF contemplado com a incerteza. Esses resultados ilustram que para solos menos orgânicos, a incerteza na estimativa de RF é mais alta.

Para as nove trincheiras restantes (para os dez pesticidas), os novos valores de RF são superiores a 1 (um). Para as três moléculas mais móveis, novamente os resultados de RF (assim como em AF) mostram maiores mudanças de classificação da Tabela 3. Para *aldicarb* (Tabela 68), em cinco trincheiras (T1, T3, T4, T5 e T8) os potenciais de adsorção variam uma categoria, de *médio a baixo* ou de *alto a médio*. Para *hexazinona* (Tabela 65), essa variação ocorre em quatro ocasiões (T1, T6, T9 e T12), e também em uma categoria (desde *muito alto a alto* até *médio a baixo*). O *tebuthiuron* (Tabela 66) mostra mudança em três trincheiras (T6, T9 e T12) em uma ou duas categorias.

Para as moléculas restantes, apenas *diuron* mostra mudança de categoria em uma ocasião, de *muito alto* para *alto* na T9, a menos orgânica entre as comparadas (já que a T2, T7 e T11 não tiveram nova classificação de potencial de adsorção). Para todas as outras combinações de pesticidas e trincheiras, a subtração da incerteza não varia a classificação do novo RF, dando a entender que estimativas com AF e RF para moléculas de menor mobilidade tem maior confiança.

5.9 Confiança dos índices AF e RF

LOAGUE (1990) *et al.*, após discutirem os resultados de um estudo de mapeamento de potencial de lixiviação e adsorção de pesticidas em uma região do Hawai, utilizando os mesmos índices usados nesse trabalho, ponderam que o foco da pesquisa, entretando, não era produzir resultados de avaliação dos mapas, mas investigar a confiança em estimativas de mobilidade de pesticidas resultante da incerteza dos dados de entrada de AF e RF. Os seus resultados mostraram que pode haver uma significativa soma de incerteza em estimativas de mobilidade de pesticidas, sendo que essas informações precisam ser consideradas em decisões futuras a respeito de regulação de químicos agrícolas quando baseadas em estimativas de mobilidade determinadas por esses índices simplificados.

O índice AF deve apenas ser usado como um método de comparação de potencial aproximado de lixiviação de vários químicos em uma dada localidade, possibilitando elaborar um *ranking* de vulnerabilidade de lixiviação de diferentes localidades com variáveis propriedades de solos. O índice RF é geralmente menos

usado que AF para levantamento de informações a respeito de comportamento de pesticidas, apenas indicando a mobilidade relativa do pesticida para deslocar-se fora da zona de desenvolvimento radicular.

As mudanças, devido a incorporação da incerteza, devem ser consideradas nesse tipo de estudo. Um ponto relevante é a incerteza produzida em RF. Seja qual for o valor de recarga líquida (q) ou tempo de meia-vida ($t_{1/2}$), parâmetros que contribuem com altas incertezas em AF, sempre a incerteza de RF irá propagar-se no valor de incerteza de AF, pois RF serve como dado de entrada na determinação do resultado de AF.

Pelo fato de se tratar de um estudo qualitativo, ou seja, como não houve determinações de quantidades de pesticidas em amostras de solos, mas apenas amostragens de campo para levantamento de dados relativos às *propriedades de solos* (θ_{FC} , ρ_b , ρ_p , f_{oc}), qualquer pesticida poderia ter seus potenciais de lixiviação e adsorção estudados para a MHCC. Logo, o intuito de usar essa área de estudo não foi o de mensurar o impacto na própria, mas demonstrar a importância de se considerar os erros de entrada nos resultados finais desse tipo de modelagem *screening*, para que os mesmos sejam acatados em estudos futuros com esse tipo de metodologia.

6 - CONCLUSÕES

Os resultados dos *rankings* referentes aos solos mostram que o carbono orgânico (f_{oc}) é o parâmetro que exerce a maior influência no fluxo descendente de pesticidas nos solos, seguido da distância da água subterrânea (d), ou seja, quanto mais orgânico é um solo, menor é seu potencial de lixiviação e contaminação de água subterrânea, enquanto para solos com teores similares de material orgânico, as maiores vulnerabilidades à contaminação de água profunda acontecem nos de menores profundidades.

Os *rankings* dos pesticidas destacam a importância do coeficiente de adsorção (K_{oc}) nas suas mobilidades. Quanto maior o valor de K_{oc} , menos móvel é a molécula, sendo que para as moléculas com K_{oc} muito elevados, a retenção nas camadas superficiais não permite seu deslocamento via lixiviação. Para as moléculas mais móveis, com valores reduzidos e similares de K_{oc} , o tempo de meia-vida ($t_{1/2}$) passa a exercer forte influência no posicionamento do *ranking* de lixiviação, pois quanto maior o valor de $t_{1/2}$, maior será o potencial de contaminação de água subterrânea, afinal, maior será o tempo necessário para degradação durante o fluxo descendente do pesticida no solo.

O emprego de um simples valor médio anual de recarga líquida (q) é incorreto na estimativa de lixiviação, pois as maiores probabilidades de ocorrência desse fenômeno não ocorrem somente nos solos menos orgânicos e pesticidas mais móveis, mas também nos meses mais úmidos. Quanto menor o valor de K_{oc} de um pesticida e de f_{oc} de um solo, maior é a influência da variação de q no potencial de lixiviação à água subterrânea. As variações temporais de q e espaciais de f_{oc} são pouco relevantes apenas para as moléculas altamente adsorvíveis.

Entre as moléculas estudadas, o *tebuthiuron* e a *hexazinona* apresentam potencial de lixiviação, nos meses mais úmidos, em todas os solos. O *aldicarb* mostra-se muito sensível aos teores de material orgânico e recarga líquida, apresentando potencial de lixiviação apenas em situações de alta recarga junto a solos pouco orgânicos. A *ametrina* e o *diuron* tem suas movimentações limitadas às duas primeiras camadas superficiais, durante os meses mais úmidos e solos menos orgânicos. A *trifluralina*, *dodecacloro*, *endosulfan*, *fenthion* e *heptacloro* são moléculas altamente adsorvíveis, sendo retidas à camada superficial do solo, mesmo em situações de baixa quantidade de matéria orgânica, apresentando potencial de contaminação de águas superficiais, caso sejam carregadas por erosão.

O índice RF é o dado de entrada que oferece a maior contribuição na incerteza do índice AF, seguido do $t_{1/2}$ e q . Sendo assim, levantamentos de forma representativa dos dados de entrada que compõem RF passam a ser de alta relevância, tanto para mensurar potencial de adsorção quanto lixiviação, afinal, determinam grande parte do comportamento dos pesticidas e suscetibilidade dos solos à ocorrência desses fenômenos.

O f_{oc} e o K_{oc} são os dados de entrada que oferecem as maiores contribuições na incerteza do índice RF. Os altos valores de desvio padrão e coeficiente de variação desses parâmetros determinam suas maiores contribuições na margem de erro dos resultados. Para os pesticidas adsorvíveis, as incertezas de K_{oc} superam as de f_{oc} . Para os pesticidas de maior mobilidade, os resultados ilustram a maior contribuição de f_{oc} no erro de RF.

Analisando ambos os índices de maneira conjunta, as maiores incertezas ocorreram em solos mais pobres em f_{oc} e para pesticidas de maior mobilidade, com menores valores de K_{oc} , ou seja, em situações de maior probabilidade de ocorrência de lixiviação e menor probabilidade de adsorção, a margem de erro aumenta.

Portanto, a comparação entre as contribuições dos dados de entrada na incerteza dos índices AF e RF ilustram que o coeficiente de adsorção dos pesticidas (K_{oc}), propriedade inerente às moléculas, é fator determinante no comportamento dos pesticidas mais adsorvíveis, enquanto para os mais lixiviáveis, o carbono orgânico do solo (f_{oc}) é o elemento chave no comportamento das moléculas.

A soma da incerteza de AF (S_{AF}) ao próprio AF ou a subtração da incerteza de RF (S_{RF}) ao próprio RF, provocam oscilações na classificação do potencial de lixiviação e adsorção da escala de mobilidade de pesticidas. As moléculas de maior mobilidade, *tebuthiuron* e *hexazinona*, apresentam as maiores mudanças de categoria de AF e RF devido as suas maiores mobilidades, que refletem em maiores incertezas no resultado final. Já para as moléculas de menor mobilidade, *trifluralina*, *dodecacloro*, *endosulfan*, *fenthion* e *heptacloro*, a contemplação das incertezas não modifica a categorização de AF e RF.

7 - SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

As maiores contribuições na incerteza dos resultados dos índices AF e RF foram dos dados de entrada carbono orgânico do solo (f_{oc}) e coeficiente de adsorção dos pesticidas (K_{oc}). Os elevados desvios padrões de ambos determinaram a alta incerteza do índice RF, que se refletiu no incerteza do índice AF. Logo, para que estes índices sejam trabalhados com maior segurança, é necessário que os desvios padrões de f_{oc} e K_{oc} sejam reduzidos.

Caracterizar a variabilidade espacial do carbono orgânico (f_{oc}) é um ponto relevante na diminuição do erro do resultado final, gerando respostas mais seguras e próximas da realidade de campo. Portanto, em trabalhos futuros, deve-se amostrar o carbono orgânico do solo (f_{oc}) em intervalos menores no perfil do solo, além de equacionar uma quantidade representativa de amostras, para que os resultados finais possam trazer maior margem de segurança.

O grande intervalo de valores mínimos e máximos possíveis de K_{oc} determinaram seu alto desvio padrão. Porém, este intervalo pode ser reduzido, desde que sejam considerados os fatores que determinam o mesmo. Os valores de K_{oc} variam em função da quantidade de material orgânico do solo e da composição granulométrica do solo, ou seja, quanto maior a quantidade de f_{oc} e argila, maior será o valor de K_{oc} , e vice-versa. Neste trabalho, a variação de K_{oc} considerada foi aquela presente em literatura, que apresenta um intervalo geral muito amplo, contudo, se para cada solo amostrado for traçada uma relação entre seus teores de f_{oc} e argila para se determinar o valor de K_{oc} específico para cada situação, a margem de erro diminui. Sendo assim, sugiro que uma metodologia seja criada proporcionando traçar essa relação, servindo de ferramenta de auxílio para estudos futuros com os índices AF e RF.

Nas zonas tropicais, as argilas são constituídas predominantemente por óxidos de Fe e Al, coexistindo com as argilas silicatadas, sendo fundamental a consideração desses tipos de colóides, pois adsorvem grande variedade de íons importantes para a nutrição de plantas, governando, por conseguinte, sua mobilidade nos solos. Portanto, os óxidos hidratados de Fe e Al passam ser os minerais dominantes na constituição do colóide inorgânico de solos de áreas tropicais. As argilas minerais tem as cargas fundamentalmente permanentes (exceção para a caulinita), enquanto esses óxidos derivam sua carga superficial de adsorção ou dessorção conforme o pH do pedosistema. Este comportamento confere a estes minerais o poder de adsorverem tanto ânions como cátions. Por seu carácter anfótero, a adsorção de vários cátions e ânions é importante para a poluição ambiental. Se a fase aquosa é acidificada, os íons H^+ são adsorvidos sobre a superfície do óxido, a qual lhe confere uma carga nitidamente positiva. Isto significa que em condições fortemente ácidas, os óxidos convertem-se em adsorvedores de ânions. Contudo, se o sistema é básico ou se alcaliniza adicionando OH^- , serão subtraídos prótons da superfície do óxido, com o que se adquire uma carga nitidamente negativa, com os óxidos se convertendo em adsorvedores de cátions. Logo, é importante considerar esta particularidade das zonas tropicais em estudos futuros, com maior detalhamento da atividade do material coloidal orgânico e inorgânico dos solos, que contribuirá para diminuir a contribuição do carbono orgânico do solo (f_{oc}) e coeficiente de adsorção dos pesticidas (K_{oc}) na margem de erro dos índices AF e RF.

Outro ponto a se trabalhar é a relação entre a variação temporal da recarga líquida da água subterrânea (q) com a confiança dos resultados de AF e RF, ou seja, estipular intervalos de dias críticos para cálculo de q , determinando para cada situação e época do ano, a necessidade de uso de valores médios diários, mensais ou anuais dos dados que compõem a equação de q .

No cálculo de AF e RF, temos os dados de entrada assumidos sem correlação, sendo que ainda não foi feita nenhuma tentativa para se estipular a mesma. A relação existente entre capacidade de campo (θ_{FC}), recarga líquida da água subterrânea (q) e distância da água subterrânea (d) bem ilustra essa necessidade. Quanto menor a capacidade de campo, mais rápido se inicia a drenagem natural do solo, aumentando o

volume da recarga. Por sua vez, quanto maior a recarga, maior a elevação do lençol freático. A partir de um valor estipulado de recarga, o lençol apresenta uma possível distância mínima e máxima da superfície, variando de solo para solo (sendo portanto, as *propriedades de solos* também correlacionadas aos dados acima).

Logo, um estudo futuro abordando a correlação entre valores mostra-se necessário, pois estipulando-se uma relação de valores mínimos e máximos possíveis para um parâmetro, de acordo com os resultados dos demais parâmetros, a margem de segurança dos resultados finais de AF e RF passa a ser maior.

Os dados de entrada de RF que estimam a volatilização dos pesticidas, a constante de Henry (K_H) e a densidade de partícula (ρ_p), aparecem sempre com contribuição nula na incerteza. Sendo assim, a equação para estimar o potencial de adsorção de um pesticida, descrita por $RF = 1 + [(\rho_b f_{oc} K_{oc}) / \theta_{FC}] + [(n_a K_H) / \theta_{FC}]$, onde $n_a = [1 - (\rho_b / \rho_p)] - \theta_{FC}$, pode ser trabalhada apenas com a parte relativa à própria adsorção, excluindo-se o restante referente à volatilização, ou seja, pode ser empregada como $RF = 1 + [(\rho_b f_{oc} K_{oc}) / \theta_{FC}]$, reduzindo tempo e custo do projeto.

8 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGRIFANUAL 97 - Anuário Estatístico da Agricultura Brasileira (1996), FNP Consultoria e Comércio / M&S Mendes e Scotoni, São Paulo, 435p.

ALLENDER, W.J. (1991) Movement of bromacil and hexazinona in a municipal site. *Bulletin of Environmental Contamination And Toxicology*. v.46, n.2, 284-291.

ALMEIDA, F.S.; RODRIGUES, B.N. (1995) *Guia de Herbicidas, recomendações para o uso adequado em plantio direto e convencional*. IAPAR, Londrina, 675 p.

ANDERSON, M.P.; DOWSER, C.J. (1986) The role of groundwater in delaying lake acidification. *Water Resource Research*. v.22, n.7, p.1101-1010.

ANTUNES, C. (1986) *Uma Aldeia em Perigo*. Petrópolis, Vozes.

AUGUSTIJN, D.C.M.; JESSUP, R.E.; RAO, P.S.C.; WOOD, A.L. (1994) Remediation of contaminated soils by solvent flushing. *Journal of Environmental Engineering*. v.120, n.1, p.42-57.

BAKER, J.R.; MIHELIC, J.R.; LUEHRS, D.C.; HICKEY, J.P. (1997) Evaluation of estimation methods for organic carbon normalized sorption coefficients. *Water Environment Research* v.69, n.2, p.136-145.

BANTON, O.; VILLENEUVE, J. (1989) Evaluation of groundwater vulnerability to pesticides : a comparison between the pesticide drastic index and the PRZM leaching quantities. *Journal of Contaminant Hydrology*, v.4, p.285-96.

BERTI, A.; ZANIN, G.; OTTO, S.; TREVISAN, M.; CAPRI, E. (1995) Evaluation of the cost-risk relationship of groundwater contamination in weed control of soybean. *European Journal of Agronomy*. v.4, n.4, p.491-498.

BOTTONI, P.; FUNARI, E. (1992) Criteria for evaluating the impact of pesticides on groundwater quality. *The Science of the Total Environment*, v.123/124, p.581-90.

BRINSFIELD, R.; STAVER, K.; MAGETTE, W. (1987) Impact of Tillage Practices on Pesticides Leaching in Coastal Plain Soils. *Am. Soc. of Ag. Eng.*, p.87.

BRUGGEMAN, A.C *et al.* (1995) Monitoring pesticide and nitrate in Virginia's groundwater - a pilot study. *Transaction of ASAE*. v.38, n.3, 797-807.

BURNQUIST, H.L.; BACCHI, M.R.P. (1996) Setor sucroalcooleiro - evolução recente e perspectivas no Brasil. In: FERREIRA FILHO, J.B.S. *Tendências para o período de 1996-2000 das culturas da soja, cana-de-açúcar, café, citros, milho, arroz, feijão, batata e pastagens*. Piracicaba, Relatório de Pesquisa FEALQ, DESR/ESALQ/USP. cap.5, p.(5-1)-(5-29), jun.

- CARSEL, R.F.; SMITH, C.N.; MULKEY, L.A.; DEAN, J.D.; HOWISE, P. (1984) User's manual for the pesticide root zone model (PRZM), release 1. USEPA, Washington, DC.
- CARVALHO, A. R. (1996). *Avaliação da qualidade da água e da interação entre o ecossistema aquático e o ecossistema terrestre de dois afluentes do Rio Jacaré-Guaçu, na APA Corumbataí (Itirapina/SP)*. São Carlos. 115p. Dissertação (Mestrado) - Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- CHENG, H.H. (1990) *Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts, and Modeling*. Madison, Wisconsin, USA. Soil Science Society of America.
- COHEN, S.Z. (1996) Pesticides in ground water in the United States: monitoring, modeling, and risks from the U.S. perspective. *Journal of Environmental Science and Health - Part B, Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes*. v.31, n.3, p.345-352.
- CORNELL, C.A. (1972) First-order analysis of model and parameter uncertainty. In: PROC. INT. SYMP. ON UNCERTAINTIES IN HYDROLOGIC AND WATER RESOURCE SYSTEMS, Tucson, AZ, v.3, p.1245-74.
- COX, L.; CELIS, R.; HERMOSIN, M.C.; CORNEJO, J. (1994) Leaching patterns of pesticides as related to sorption and porosity properties. In: PROCEEDINGS, BRIGHTON CROP PROTECTION CONFERENCE, PESTS AND DISEASES, Brighton, 1994. Bracknell, v.3, p.1325-1330.
- CRESTANA, S. (1992) Uso de pesticidas em atividades agrícolas e impactos na qualidade dos recursos do solo e da água: urgência de estudos (palestra apresentada à disciplina SEA-831 - Seminários em Ciências Ambientais / CRHEA / EESC / USP) São Carlos. 11p.
- CRESTANA, S.; GIULIANO, A.D.; CASTRO, O.M.; LOTUFO, R.A.; MARTINS, A.L.M. (1993) Simulação do destino de uma substância orgânica em um meio poroso sob condições pluviométricas variadas. In: XXII ENEPM, v.3, p.921-23, out.
- CROWE, A.S.; MUTCH, J.P. (1994) Expert systems approach for assessing the potencial for pesticide contamination of ground water. *Ground Water*, v.32, n.3, p.487-98, mai-jun.
- CURI, N. (1993) *Vocabulário de ciência do solo*. Campinas, Soc. Bras. de Ciência do Solo, 90p.
- DIEGUES, A.C. (1989) Desenvolvimento sustentado, gerenciamento geoambiental e o de recursos naturais. *Cadernos FUNDAP*, São Paulo, ano 9, n.16, p.33-45, jun.
- DOORENBOS, J.; KASSAM, A.H. (1979) *Yield response to water*. Roma, FAO-33 - USP, EESC, Departamento de Hidráulica e Saneamento.
- ESKES, S.J.T. (1998) *A aplicação de técnicas de modelamento estocástico para quantificar a lixiviação e a persistência de pesticidas no solo em uma escala de bacia hidrográfica* Tese (Doutorado) - Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Carlos.
- FARMER, W.J.; AOCHI, Y. (1987) Chemical conversion of pesticides in the soil-water environment. In: BIGGAR, J.W. & SEIBER, J.N., ed. *Fate of pesticides in the Environment*. Agricultural Experiment Station. Division of Agriculture and Natural Resources. University of California. Publication 3320. Cap. 7, p.69-74.
- FERRAZ, E.S.B. (1996) A bacia hidrográfica como unidade de estudo (apresentação). In: ANAIS DO II WORKSHOP DO PROJETO *PiraCena* - A bacia hidrográfica como unidade de estudo, estrutura e processos. CENA, Piracicaba.

- GIAMBELLUCA, T.W.; LOAGUE, K.; GREEN, R.E.; MICHAEL, A.N. Uncertainty in recharge estimation: impact on groundwater vulnerability assessments for the Pearl Harbor Basin, Oahu, Hawaii, U.S.A (1996) *Journal of Contaminant Hydrology* v.23, n.1-2, p.85-112.
- GILLHAM, R.W.; ROBIN, M.J.L.; PTACEK, C.J. (1990) A device for in situ determination of geochemical transport parameters. *Ground Water*. v.28, n.5, p.666-672.
- GIULIANO, A.D; CRESTANA, S. (1994) Desenvolvimento e validação, em laboratório, de um modelo de previsão e destino de solutos orgânicos em meio poroso. In: I SIMPÓSIO INTERNO DA PG DO DFCM; São Carlos-SP, p. 77.
- GIULIANO, A. D. (1995). *Verificação experimental de um modelo de simulação do movimento de solutos em um meio poroso natural*. São Carlos. 110p. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Física de São Carlos, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- GREEN, R.E.; LOAGUE, K.M.; YOST, R.S. (1988) Assessment of pesticide leaching using soil survey and taxonomy. In: INTERNATIONAL INTERACTIVE WORKSHOP ON SOIL RESOURCES: THEIR INVENTORY, ANALYSIS AND INTERPRETATIONS FOR USE IN THE 1990's, St. Paul, 1989. *proceedings*, University of Minnesota, p.204-221.
- HELLING, C.S.; DRAGUN, J. (1980) Soil leaching tests for toxic organic chemicals. In: Protocols for environmental fate and movement of toxicants. *Assoc. Official Anal. Chem.*, Washigton, DC., p. 43-88
- HERBICIDE HANDBOOK (1994) Ed. William H. Ahrens *Weed Science Society of America* Seventh Edition, Champaign, Illinois.
- HUTSON, D.H.; ROBERTS, T.R. (1990) *Environmental Fate of Pesticide*. volume 7. London, England. John Wiley & Sons Ltd.
- JOHNSEN JR, T.N.; MORTON, H.L. (1989) Tebuthiuron persistence and distribution in some semiarid soils. *Journal of Environmental Quality*. v.18, p.433-438.
- JOLLEY, A.V.; JONHSTONE, P.K. (1994) Degradation of trifluralin in three Victorian soils under field and laboratory conditions. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, v.34, p.57-65.
- JURY, W.A.; GRUBER, J. (1989) A stochastic analyses of the influence of soil and climatic variability on the estimate of pesticide groundwater pollution potencial. *Water Resource Research*, v.25, p.2465-2474.
- KHAN, M.A.; LIANG, T.; RAO, P.S.C.; GREEN, R.E. (1986) Use of an interactive computer graphics and mapping system to assess the potencial for groundwater contamination with pesticides. *Eos (Trans. Am. Geophys. Union)* v.67, p.278 (abstracts).
- KHAN, M.A.; LIANG, T. (1989) Mapping pesticide contamination potencial. *Environmental Management* v.13, p.233-242.
- KHAN, M.A.; LIANG, T. (1996) Grouping soils with similar properties for areal water budgeting and moisture mapping. *Agric. Syst*, v.20, p.195-217.
- KIEHL, E.J. (1979) *Manual de Edafologia*. São Paulo, Editora Agronômica Ceres Ltda. 262p.
- KLAR, A.E. (1984) *A água no sistema solo-planta-atmosfera*. São Paulo, Nobel

- KLEVENO, J.J.; LOAGUE, K.; GREEN, R.E. (1992) Evaluation of a pesticide mobility index: impact of recharge variation and soil profile heterogeneity. *Journal of Contaminant Hydrology*, v.11, p. 83-99.
- KLOTZ, D.; DORFLER, U.; SCHEUNERT, I.; HERRCHEN, M. KORDEL, W. (1997) Transport and transformation of ¹⁴C-terbuthylazine in subsurface gravel under saturated and unsaturated water flowing conditions. *Chemosphere* v.35, n.1-2, 87-98.
- LAVORENTI, A. (1996) Material didático fornecido durante a disciplina LQI-899 *Comportamento dos Pesticidas no Ambiente*, DQ/ESALQ/USP.
- LEINZ, V.; AMARAL, S.E. (1978) *Geologia geral*. 7ed. São Paulo, Editora Nacional.
- LEPSCH, I.F. (1993) *Solos: formação e conservação*. 5ed. São Paulo, Melhoramentos (coleção Prisma).
- LOAGUE, K.; YOST, R.S.; GREEN, R.E.; LIANG, T.C. (1989) Uncertainty in a pesticide leaching assessment for Hawaii. *Journal of Contaminant Hydrology*, v.4, p.139-161.
- LOAGUE, K.; GREEN, R.E.; GIAMBELLUCA, T.W., LIANG, T.C.; YOST, R.S. (1990) Impact of uncertainty in soil, climatic, and chemical information in a pesticide leaching assessment. *Journal of Contaminant Hydrology*. v.5. n.2, p.171-194.
- LOAGUE, K. (1991) The impact of land use on estimates of pesticide leaching potential: Assessment and uncertainties. *Journal of Contaminant Hydrology*, v.8, p.157-175.
- LOAGUE, K.; BERNKNOPF, R.L.; GREEN, R.E.; GIAMBELLUCA, T.W. (1996) Uncertainty of groundwater vulnerability assessments for agricultural regions in Hawaii: Review. *Journal of Environmental Quality*, v.25, n.3, p.475-490.
- LOMBARDI NETO, F.; CAMARGO, O.A. (1992). Microbacia do córrego São Joaquim (município de Pirassununga-SP). Documento IAC 29. Instituto Agrônomo, Campinas-SP.
- LYMAN, W.J.; RHEEL, W.F.; ROSENBLATT, D.H. (1982) Handbook of chemical property estimation methods: Environmental behavior of organic compounds. McGraw-Hill Book Co., NY.
- KANATHARANA, P.; BUNVUNU, S.; KAEWNARONG, B. (1994) Organochlorine pesticide residues in Songkla Lake. *Environmental Monitoring and Assessment*. v.33, n.1, 43-52.
- MAHMOOD, R.J.; GIMS, R.C. (1986) Mobility of organics in land treatment systems. *Journal of Environmental Engineering*. v.112, n.2, p.236-245.
- MARANI, A.; CHESTERS, G. (1990) Pesticide transformations and movement in soils. In: JORGENSEN, S.E. *Modelling in Ecotoxicology (Developments in environmental modelling)*. Amsterdam, Elsevier Science Publishers B.V. cap.14, p.215-231.
- MIRALLES, W.F.; GELHAR, L.W. (1996) Stochastic analyses of sorption macrokinetics in heterogeneous aquifers. *Water Resources Research*. v.32, n.6, p.1541-1549.
- MOHAPATRA, S.P.; GAJBHIYE, V.T.; AGNIHOTRI, N.P.; RAINA, M. (1995) *Environmentalist*. v.15, n.1, 41-44.
- MONTGOMERY, J.H. (1993) *Agrochemicals desk reference: environmental data* Chelsea - Michigan, Lewis Publishers.

- MULLA, D.J.; PERILLO, C.A.; COGGER, C.G. (1996) A site-specific farm-scale GIS approach for reducing groundwater contamination by pesticides. *Journal of Environmental Quality* v.25, p.419-425.
- MULLINS, J.A.; CARSEL, R.F.; SCARBROUGH, J.E.; IVERY, A.M. (1993) User's manual for the pesticide root zone model 2 (PRZM-2), release 2.0. USEPA, Washington, DC.
- NEVES, M.C.; GOMES, M.A.F.; LUIZ, A.J.B.; SPADOTTO, C.A. (1997) Mapeamento do potencial de infiltração e escoamento superficial da água para a microbacia do córrego espraiado - Ribeirão Preto-SP. In: WORKSHOP ON SPECIAL TOPICS ABOUT SOIL PHYSICS AND CROP MODELING AND SIMULATION, Piracicaba, 1997. *Anais. Jaguariúna, EMBRAPA-CNPMA*. p.55-59.
- NEWMAN, J.F. (1979) Pesticides. In: PESTICIDES APPLICATION METHODS. Singapore, Longman e Technical, cap.1, p. 1-16.
- NIRMALAKHANDAN, N.N.; SPEECE, R.E. (1988) QSAR Model for predicting Henry's constant. *Environmental Science Technology*. v.22, p.1349-1357.
- ODUM, E.P. (1988) *Ecologia*. Rio de Janeiro, Ed. Guanabara.
- OSTENDORF, D.W. (1990) Long term fate and transport of immiscible aviation gasoline in the subsurface environment. *Water Science and Technology*. v.22, n.6, p.37-44.
- PARANÁ, Estado do (1992) *Agrotóxicos, a realidade do Paraná*. edição: Secretaria de Meio Ambiente; Superintendência dos Recursos Hídricos e Meio Ambiente.
- PIKE, R.J.; BERNKNOPF, J.C.; MARK, R.K. (1994) Hazard of earthquake-induced lateral-spread ground failure on the central California coast modeled from earth-science map in a geographic information system. *Open-file Rep. 94-662*. USGS, Menlo Park, CA.
- RANDALL, A. (1987) *Resource Economics Approach to Natural Resource and Environmental Policy*. 2.ed. New York, John Wiley & Son.
- RANIERI, S.B.L. (1996) *Avaliação de métodos e escala de trabalho para determinação de risco de erosão em bacia hidrográfica utilizando Sistemas de Informações Geográficas (SIG)* 128p. Dissertação (Mestrado) - Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Carlos.
- RAO, P.S.C.; HORNSBY, A.G.; JESSUP, R.E. (1985) Indices for ranking the potential for pesticide contamination of groundwater. *Soil and Crop Science Society of Florida* v.44, p.1-8.
- RAO, P.S.C.; WAGENET, R.J. (1985) Spatial variability of pesticides in soils: Methods for data analysis and consequences. *Weed Science* v.33.
- REICHARDT, K. (1978) *A água na produção agrícola*. São Paulo, McGraw-Hill do Brasil.
- REICHARDT, K. (1987) *A água em sistemas agrícolas*. 1ed. São Paulo, Editora Manole.
- RITTER, W.F. (1990) Pesticide contamination of ground water in United States: a review. *Journal of Environmental Science Health*, v.B25, n.1, p.1-29.
- ROCIO, E.M.; BRUSSEAU, M.L.; MAIER, R.S.; PEPPER, I.L.; WIERENGA, P.J.; MILLER, R.M. (1993) Biodegradation, sorption, and transport of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid in saturated and unsaturated soils. *Applied and Environmental Microbiology*. v.59, n.12, 4266-4273.

- ROUCHAUD, J. *et al.* (1996) Effects of fertilizers on insecticides adsorption and biodegradation in crop soils. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. v.31, n.1, 98-106.
- SCHLETT, C.; EHLERS, H. (1996) Herbicide contamination of surface water in a German catchment area. *Pesticide-Outlook*. v.7, n.2, 11-14.
- SHIMOJIMA, E.; SHARMA, M.L. (1995) The influence of pore water velocity on transport of sorptive and non-sorptive chemicals through an unsaturated sand. *Journal of Hydrology Amsterdam*. v.164, n.1-4, p.239-261.
- SHOEMAKER, L.L.; MAGETTE, W.L. (1987) Ground water models for assessing agricultural best management practices. *Transactions of ASAE Paper n° 87-2021*. St Joseph, MI:ASAE.
- SMITH, K.A.; MULLINS, C.E. (1991) *Soil Analysis, physical methods*. New York, Marcel Dekker Inc., 620p.
- SMITH, M.C.; BOTTCHEER, A.B.; CAMPBELL, K.L.; THOMAS, D.L. (1991) Field testing and comparison of the PRZM and GLEAMS models. *Transactions of ASAE* v.34, n.3, p.838-47, nov-dez.
- SMITH, W.N.; PRASHER, S.O.; BARRINGTON, S.F. (1991) Evaluation of PRZM and LEACHMP on intact soil columns. *Transactions of ASAE* v.34, n.6, p.2413-20, nov-dez.
- SOIL SURVEY STAFF (1975) *Soil Taxonomy*. USDA-SDS Agric. Handbook N° 436. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C.
- SOMERVILLE, L.; GREAVES, M.P. (1987) *Pesticide effects on soil microflora*. New York, Taylor and Francis.
- SPAROVEK, G. (1991) *Plano diretor da Microbacia do Córrego do Ceveiro, (Coordenador) Vol.I, diagnóstico da situação, levantamento de problemas e propostas de solução*, Piracicaba, ESALQ, 286p.
- SPAROVEK, G.; LEPSCH, I.F. (1995) Diagnóstico de uso e aptidão das terras agrícolas de Piracicaba. In: TAU-K-TORNISIETO, S.M.; GOBBI, N.; FORESTI, C.; LIMA, S.T. *Análise ambiental: estratégias e ações*. São Paulo, Quieiroz, p.273-9.
- SPAROVEK, G.; WEILL, M.M.; RANIERI, S.B.L.; SCHNUG, E.; SILVA, E.F. (1997) The life-time concept as a tool for erosion tolerance definition. *Sci. Agric.* v.54 (número especial), p.130-5, jun.
- SPENCER, W.F., JURY, W.A., FARMER, W.J. (1983-84) Importance of volatilization as a pathway for pesticide loss from forest soil. In *Chemical and biological controls in forestry*, eds. GARNER, W.Y. and HARVEY Jr., J., p.193-210. ACS Symposium Series n° 238. Washington. American Chemical Society.
- SPENCER, W.F. (1987) Volatilization of pesticides residues. In: BIGGAR, J.W. & SEIBER, J.N., ed. *Fate of pesticides in the Environment*. Agricultural Experiment Station. Division of Agriculture and Natural Resources. University of California. Publication 3320. Cap. 6, p.61-8.
- STELL, R.G.D.; TORRIE, J.H. (1980) *Principles and Procedures of Statistics - A biometrical approach*. Second Edition. Mc Graw-Hill. 633p.

- STEENHUIS, T.; PAULSEN, R.; RICHARD, T.; STAUBITZ, W.; ANDREINI, M.; SURFACE, J. (1988) Pesticides and Nitrate Movement Under Conservation and Conventional Tilled Plots. *Am. Soc. of Civil Eng., Irrigation and Drainage Division Conference*, Lincoln, NB, p. 587-95.
- THOMAS, R.G. (1990) Volatilization from Soil. In: Handbook of chemical property estimation methods: Environmental behavior of organic compounds. Eds. LYMAN, W.J.; RHEEL, W.F.; ROSENBLATT, D.H., Cap. 16, McGraw-Hill Book Co., NY.
- THORNTHWAITE, C.W.; MATHER, J.R. (1955) *The water balance*. Centerton, Drexel Institute of Technology. 104p.
- TODD, D.K. (1959) *Hidrologia das águas subterrâneas*. São Paulo, Editora Edgard Blücher Ltda.
- VALÉRIO FILHO, M. (1995) Gerenciamento de bacias hidrográficas com aplicação de técnicas de geoprocessamento In: TAU-K-TORNISIETO, S.M.; GOBBI, N.; FORESTI, C.; LIMA, S.T. *Análise ambiental: estratégias e ações*. São Paulo, Queiroz, p.135-140.
- VAZ, C.M.P.; MACHADO, S.A.S.; MAZO, L.H.; AVACA, L.A.; CRESTANA, S. (1994) Adsorção do herbicida atrazina em diferentes solos. In: ANAIS DA X REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, Florianópolis, p.356-7.
- VAZ, C.M.P.; CRESTANA, S.; MACHADO, S.A.S.; MAZO, L.H.; AVACA, L.A. (1995) Electroanalytical determination of the herbicide atrazine in natural waters. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, v.62, p.65-76.
- VELLEUX, M.; BURNS, S.; DePINTO, J.V.; HASSETT, J.P. (1995) A screening-level mass balance analysis of mirex transport and fate in the Oswego River. *Journal of Great Lakes Program*. v.21, n.1, 95-111.
- VIEIRA, D.B. (1989) *As técnicas de irrigação*. São Paulo, Globo.
- VIEIRA, S.R.; DE MARIA, I.C.; LOMBARDI NETO, F.; DECHEN, S.C.F.; CASTRO, O.M. (1992) Caracterização da variabilidade espacial de propriedades físicas. *Documentos IAC* n.29, p.41-51.
- VIEIRA, S.R. (1993) Caracterização físico-hídrica para fins de aptidão agrícola de solos do estado de São Paulo. Ref. Proc. 89/0842-0, Instituto Agrônomo de Campinas, Campinas-SP.
- WAGENET, R.J.; RAO, P.S.C. (1990) Modeling pesticide fate in soils. In: Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts, and Modeling. Ed CHENG, H.H. Cap.10, Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, USA.
- WANDAN, E.N.; ZABIK, M.J. (1996) Assessment of surface water quality in Cote d'Ivoire. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. v.56, n.1, 73-79.
- WARRICK, A.W.; NIELSEN, D.R. (1980) Spatial variability of soil physical properties in the field. In: Application of soil physics. Ed HILLEL, D. Cap. 13, Academic Press, New York, USA.
- WAUCHOPE, R.D.; BUTTLER, T.M.; HORNSBY, A.G.; AUGUSTIJN-BECKERS, P.W.M.; BURT, J.P. (1992) The SCS/ARS/CES pesticide properties database for environmental decision-making. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. v.123, p.1-25.
- WILSON, J.T.; ENFIELD, C.G.; DUNLAP, W.J.; COSBY, R.L.; FOSTER, D.A.; BASKIN, L.B. (1981) Transport and fate of selected organic pollutants in a sandy soil. *Journal of Environmental Quality*. v.10, n.4, p.501-506.

WOSTEN, J.H.M.; ZEE, S.E.A.T.M. van der (1993) Vulnerability of three spatially variable soil groups for solute leaching. *Hydrological Processes*. v.7, n.3, p.235-247.

YANG, J.Z.; ZHANG, R.D., WU, J.Q. (1996) An analytical solution of macrodispersivity for adsorbing solute transport in unsaturated soils. *Water Resources Research*. v.32, n.2, p.355-362.

ZARANYIKA, M.F.; MAMBO, E.; MAKHUBALO, J.M. (1994) Organochlorine pesticide residues in the sediments of selected rivers bays in Lake Kariba, Zimbabwe. *Science of the Environment*. v.142, n.3, 221-226.

ZEE, S.E.A.T.M. van der; ROTH, K.; FLUHLER, H., JURY, W.A.; PARKER, J.C. (1990) Transport of reactive solutes in spatially variable unsaturated soils. In: WORKSHOP OF FIELD-SCALE WATER AND SOLUTE FLUX IN SOILS, Switzerland, 1989. *proceedings*, Therwill, Birkhauser Verlag AG, p.269-279.

ZHANG M.H.; GENG, S.; USTIN, S.L.; TANJI, K.K. (1997) Pesticide occurrence in groundwater in Tulare County, California. *Environmental Monitoring and Assessment*. v.45, n.2, 101-127.