

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA

Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental

Luciano Gebler

**APLICABILIDADE DA ROTINA PRZM DO MODELO
MATEMÁTICO PRZM3 EM UMA SITUAÇÃO AMBIENTAL DO
OESTE DE SANTA CATARINA**

Dissertação apresentada à Universidade
Federal de Santa Catarina, para obtenção
do Título de Mestre em Engenharia
Ambiental.

Orientador: Dr. Henry Xavier Corseuil

FLORIANÓPOLIS

SANTA CATARINA

ABRIL, 2000

**A APLICABILIDADE DA ROTINA PRZM DO MODELO MATEMÁTICO PRZM3
EM UMA SITUAÇÃO AMBIENTAL DO OESTE DE SANTA CATARINA.**

LUCIANO GEBLER

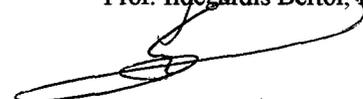
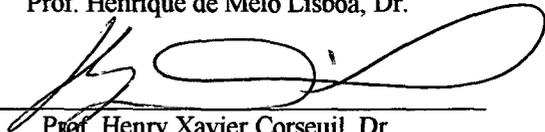
Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós - Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL
na Área de Tecnologias de Saneamento Ambiental

Aprovado por:



Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.
(Coordenador)


Prof. Ildegardis Bertol, Dr.
Prof. Henrique de Melo Lisboa, Dr.
Prof. Henry Xavier Corseuil, Dr.
(Orientador)

FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL
ABRIL/2000

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar à minha esposa, que sofreu com a distância durante o período do mestrado, pelo “empurrão”, sempre me apoiando e incentivando.

A minha família, pai, mãe, irmão e irmã, por estarem presentes para uma conversa e minha família emprestada, sogro, sogra, cunhado, por cuidarem de minha “retaguarda”.

Ao pessoal de Xavantina que me apoiou de coração na decisão de sair do município para uma pós graduação, entendendo o que isto significava para mim.

Aos colegas do Escritório Municipal da Agricultura de Xavantina, que subsidiaram tantas informações durante os oito anos de trabalho no município.

Um especial a minha colega Simone Vettori, pelos papos e o apoio no período que pudemos trabalhar juntos.

Aos exilados de Xavantina em Floripa, Anauri, Vânia, Josmar, Kaka, Mauro, Fiorese, Jane, Marcio, Luciano, Janja, Fabio, Ariana e Kelli, pelos encontros de fins de semana.

Aos colegas do mestrado, Prof. Jairo, Maria Elisa, Kelly, Mônica, Marcão, Ioana e todos os outros que nos acompanharam na corrida ao conhecimento.

Ao pessoal do laboratório REMAS, Vivi, Ribeiro, Luciana, Marilda, Marcio, Bia, Ale e o Jeferson, pelo apoio, dicas, trabalho, cafezinho, boliches e papos. Foi especial.

Ao pessoal de apoio do LIMA, Nico, Marcio, Clarisse e Américo, pelas diversas e mais variadas forças durante o curso.

A todo o corpo docente do curso, pelo desafio proporcionado e o conhecimento adquirido.

Um agradecimento muito especial ao meu orientador Prof. Doutor Henry Xavier Corseuil, por ter acreditado e tido paciência, retirando um pouco de tempo e dinheiro de sua linha de pesquisa principal para poder me orientar neste trabalho.

A EMBRAPA, pelo apoio financeiro concedido através de bolsa.

A EPAGRI, pela oportunidade de crescimento profissional que este mestrado me proporcionará, e pelo tempo concedido à conclusão do curso.

Um especial ao pessoal do RH, por todas as dúvidas esclarecidas e pelo apoio dado.

SUMÁRIO

RELAÇÃO DE FIGURAS.....	iii
RELAÇÃO DE TABELAS.....	iv
RESUMO.....	v
ABSTRACT.....	vi
GLOSSÁRIO.....	vii
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	7
2.1 O AGROTÓXICO.....	7
2.1.1 O AGROTÓXICO NO AMBIENTE DO SOLO.....	7
2.1.2 TRANSPORTE DE PESTICIDA NO SOLO.....	8
2.1.3 DEGRADAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO SOLO.....	11
2.1.4 BIODEGRADAÇÃO DO PESTICIDA NO SOLO.....	14
2.2 O MODELO MATEMÁTICO.....	19
2.2.1 NOÇÕES GERAIS DE MODELAGEM MATEMÁTICA.....	19
2.2.2 CLASSIFICAÇÃO DE MODELOS.....	24
2.2.3 O MODELO PRZM3.....	26
3 MATERIAL E METODOLOGIA.....	30
3.1 O MODELO PRZM.....	30
3.2 A OBTENÇÃO DO MODELO PRZM3 E A CONSTRUÇÃO DA ENTRADA DE DADOS.....	34

3.3 A ESCOLHA DO AMBIENTE DE APLICAÇÃO DO MODELO.....	36
3.4 A FORMAÇÃO DO BANCO DE DADOS PARA APLICAÇÃO NAS CONDIÇÕES DE CHAPECÓ – SC.....	39
3.4.1 O BANCO DE DADOS METEOROLÓGICOS.....	40
3.4.2 O BANCO DE DADOS DE AGROTÓXICOS.....	41
3.4.3 O BANCO DE DADOS DE SOLOS.....	41
3.4.5 O BANCO DE DADOS DE CULTURAS.....	42
3.5 OS DADOS DE SAÍDA.....	43
4 INTERPRETAÇÃO E ANÁLISE DE DADOS.....	46
4.1 INTERPRETAÇÃO DA SIMULAÇÃO.....	46
4.2 DISCUSSÕES SOBRE O MODELO APLICADO.....	55
5 CONCLUSÕES.....	59
6 RECOMENDAÇÕES.....	63
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	64
8 ANEXOS.....	74

RELAÇÃO DE FIGURAS

- Figura 1: Mapa de Movimento das concentrações do herbicida Atrazina nos Estados Unidos da América, até outubro de 1997.....3
- Figura 2: Modelo de degradação das Triazinas no solo (ARMSTRONG & KONRAD, 1974).....13
- Figura 3: Rotas de degradação química de inseticidas organofosforados no solo.....14
- Figura 4: Ciclo de degradação de um composto orgânico (RH) por microorganismo.....16
- Figura 5: Variáveis envolvidas no uso do modelo PRZM3 (Carsel et al., 1984).....30
- Figura 6: Modelo gráfico das variáveis de transporte envolvidas para o uso do modelo PRZM3.....32
- Figura 7: Exemplo da entrada de dados do PRZM3 via edit MS-DOS®.....36
- Figura 8: detalhamento do ambiente de aplicação no Estado de Santa Catarina.....37
- Figura 9: Exemplo da tela dos dados de saída da rotina PRZM do modelo PRZM3.....43
- Figura 10: Precipitação atmosférica na região de Chapecó – SC, no período de agosto de 1985 a dezembro de 1994.....47
- Figura 11: Comportamento da concentração máxima de Atrazina em latossolo e terra estruturada aos 199cm de profundidade.....49
- Figura 12: Comportamento da concentração máxima de Diazinon em latossolo e terra estruturada aos 199cm de profundidade.....50
- Figura 13: Comportamento da concentração máxima de Simazina em latossolo e terra estruturada aos 199cm de profundidade.....51
- Figura 14.A: Comparação do comportamento dos três pesticidas em latossolo aos 199 cm....53
- Figura 14.B: Comparação do comportamento dos três pesticidas em terra estruturada aos 199cm.....53
- Figura 15: Representação gráfica de uma tentativa de simulação matemática do ambiente....56

RELAÇÃO DE TABELAS

Tabela 1: Lista com alguns modelos existentes na Internet observados ao longo do trabalho com o PRZM3.....	20
--	----

A contaminação de solos por resíduos de pesticidas é comum a todos os países que passaram pelo processo de industrialização da agricultura. A partir da década de 60, esses problemas de contaminação começaram a ser estudados mais detalhadamente na Europa e Estados Unidos. Uma das ferramentas que passaram a ser utilizadas neste processo foram os modelos matemáticos, que proporcionam ao usuário rapidez e economia em uma análise de risco ambiental.

O presente trabalho apresenta um estudo de caso da aplicação de um desses modelos, o Pesticide Root Zone Model 3 (PRZM3), em uma situação ambiental no Oeste do Estado de Santa Catarina, regiões de Chapecó e do Vale do Rio Uruguai, através da análise da simulação do comportamento da Atrazina, Simazina e Diazinon em Latossolo e Terra Estruturada, solos comuns na região.

Os resultados indicam uma diferença de comportamento no movimento desses produtos entre os tipos de solo testados, havendo uma maior ação de transformação química e retardamento, por parte da Terra Estruturada em relação ao Latossolo, devido a uma maior concentração de argila na mesma. O estudo mostra também, que a Atrazina é o agrotóxico mais móvel no solo e a Simazina é o que apresenta menor deslocamento, mas dependendo das condições ambientais testadas, pode também contaminar mananciais de água subterrânea. As simulações da lixiviação do Diazinon, indicam que esse produto, para as condições testadas, não segue os índices preconizados pelo Ministério da Agricultura, que o classifica como imóvel no solo, pois o Diazinon alcançou a profundidade limite testada (nível freático = 2,0 m) com concentrações acima do estabelecido pela legislação. Isso demonstra, então, a importância do uso de modelos de previsão de risco da lixiviação de agrotóxicos adequados às peculiaridades de cada ambiente, ao contrário da metodologia preconizada pelo Ministério da Agricultura.

O estudo apresenta também, um banco de dados de agrotóxicos, de solos e de culturas, necessárias para a execução desse e de outros modelos, o que facilita aplicação de tais ferramentas pelo usuário.

Soil contamination by pesticides residues is common to all countries that went through the industrialization process of agriculture. Since the 1960's, these contamination problems have been studied in detail in Europe and United States. One of the tools that have been utilized in this process is mathematical modeling, which provides the user with speed and economy in environmental risk assessment.

This work presents a case study of the application of one of these models, the Pesticide Root Zone Model 3 (PRZM3), in an environmental situation in the western of Santa Catarina State, areas of Chapecó and Vale do Rio Uruguay, through behavior simulation analysis of Atrazin, Simazin and Diazinon in Oxisoil and "Terra Estruturada", common soil types in those areas.

The results indicate a difference in movement behavior of these compounds among the tested soil types, having a greater action of chemical transformation and retardation on the part of "Terra Estruturada" in relation to Oxisoil due to a larger clay concentration in the latter. The study also shows that Atrazin is the most mobile pesticide in soil and Simazin the one which presents smaller mobility. However, depending on the tested environmental conditions, Simazin can also contaminate groundwater sources. The leaching simulations of Diazinon indicate that this product, for the tested conditions, does not follow the indexes established by the Ministry of Agriculture, that classifies it as immobile in soil, because Diazinon reached the tested depth limit (water-table level = 2,00 m) with concentrations above the established by legislation. Thus, this demonstrates the importance of modeling for leaching risk assessment of adequate pesticides to the peculiarities of each environment, unlike the methodology established by the Ministry of the Agriculture.

The study also presents a database of pesticides, soils and crops necessary for the execution of PRZM and other models, which facilitates the application of such tools by the user.

GLOSSÁRIO DE TERMOS

Agrotóxicos = É o conjunto de produtos químicos e biológicos que são utilizados na agricultura para proteção das culturas economicamente interessantes ao homem.

Absorção = É um processo interno, envolvendo a entrada de moléculas em um corpo e conseqüente quebra destas moléculas. É mais comum em biologia.

Adsorção = É um processo externo, que ocorre na superfície. É o processo fisico-químico de adesão das moléculas químicas a superfície das argilas e matéria orgânica do solo.

Biota = São todos os componentes vivos de um sistema.

Biodegradação = Processo onde a quebra de uma substância ou composto é ativada por organismos vivos, tais como bactérias e fungos (autóctones ou alóctones).

Breaktrough = Ponto de saturação de um sistema. A partir daí, o sistema estará preenchido, e praticamente tudo que entra, sai na mesma concentração e quantidade não sofrendo ataque.

Camada não saturada do solo = É a camada de solo que compreende a zona de raiz e a zona vadosa, que normalmente apresenta, um equilíbrio entre o ar e a água em seus poros.

Carcinogênico = Substância capaz de causar câncer. Mesmo que cancerígeno.

Degradação = processo fisico químico de quebra das ligações entre as moléculas que compõe um sistema. Ela está presente tanto na degradação química (transformação química), como na biodegradação.

Difusão = Processo no qual as moléculas movem-se a partir de uma região de alta concentração para uma região de concentração mais baixa.

Dispersão = Tendência de um soluto em espalhar-se, a partir do caminho que seria o esperado, para seguir o transporte advectivo.

Ecossistema = É a relação entre os agentes bióticos e abióticos de um determinado sistema.

Fotólise = Processo de degração fisico, com a quebra das moléculas de uma substância pela ação da luz.

In loco = (Latin) O mesmo que no local.

Lixiviação = Processo de carreamento de substâncias químicas através de um meio, aqui no caso, o solo.

Metabolismo = Conjunto de reações químicas organizadas, que se processam no organismo visando o armazenamento e o consumo de energia para a atividades biológicas.

Metabólito = Toda e qualquer substância introduzida no organismo, ou nele formada, em função dos processos metabólicos.

Mineralização = Degradação completa de compostos orgânicos à gás carbônico, água e, possivelmente, à outros compostos inorgânicos.

Porosidade = razão dos volumes de espaços vazios, (porosidade), pelo volume total do solo.

Porosidade efetiva = Percentagem de espaço vazio que está disponível para o fluxo fluido.

Pluma = Zona onde os contaminantes estão dissolvidos.

Runoff = Escoamento superficial.

Sorção = É o conjunto da adsorção e absorção.

Substâncias húmicas = substâncias presentes no húmus do solo, como a maior parte do carbono e os ácidos húmicos (Ex. ácido fúlvico).

Transformação abiótica = transformação que um produto sofre, que não passa por processo biológico.

Zona insaturada = Zona do solo cujos poros apresentam uma relação solo-ar água.

Zona de raiz = Primeira zona do perfil do solo. Ela compreende o espaço de solo em que há a presença de raízes. Detém uma maior concentração da biota do solo.

Zona saturada = Zona do perfil do solo cujos poros estão preenchidos com água.

Zona vadosa = É a zona situada abaixo da zona de raiz e acima da zona saturada do solo (lençol freático). Necessariamente, é uma zona insaturada do solo. Em solos rasos, pode não existir.

A APLICABILIDADE DA ROTINA PRZM DO MODELO MATEMÁTICO PRZM3 EM UMA SITUAÇÃO AMBIENTAL DO OESTE DE SANTA CATARINA.

“Faça as coisas do modo mais simples possível, mas não seja simplista”. Albert Einstein

1 – INTRODUÇÃO

Desde que o Homem adquiriu a capacidade de influir em grande escala sobre a natureza, o mundo vem, a cada dia, sofrendo alterações em seu ecossistema. Uma das mais recentes influências da humanidade sobre a qualidade do ecossistema foi a criação de moléculas orgânicas e inorgânicas, algumas inexistentes livremente na natureza, a fim de atingir propósitos antropocêntricos na caminhada rumo ao “progresso”, fazendo uso de tais substâncias na forma pura ou em misturas, para tratar de males que atingem o homem, a agricultura ou a pecuária.

Nas áreas rurais, o uso de produtos inorgânicos de origem sintética remonta aos chineses e egípcios, os quais desde 1500 A.C , possuíam registros a respeito. A utilização de tais produtos em escala comercial, no entanto, iniciam-se no Século XIX, com a aplicação de produtos inorgânicos (calda bordalesa, verde Paris, calda sulfocálcica, etc) para o controle de doenças fúngicas em plantas. Apesar de se poder considerá-los produtos naturais, muitos deles eram potencialmente mais tóxicos do que os produtos orgânicos criados posteriormente, e praticamente estão banidos da atividade agrícola hoje em dia.(Freedman,1980)

Os produtos orgânicos sintéticos, por outro lado, começaram a ser criados somente a partir da síntese da uréia, por WURZ, em fins do Século XIX. Com o advento da primeira Guerra Mundial, as nações que os utilizaram como armas químicas terminaram a contenda

com grandes estoques desses produtos, além de possuírem uma indústria voltada para a sua produção agora proibida. Como resultado, nessa época começou a ser estudado o aproveitamento dos produtos e subprodutos dessa indústria para usos doméstico, industrial e rural. A grande contribuição dessa indústria para a agricultura foi o DDT [1,1,1-tricloro-2,2-bis-(4-clorofenil) - etano; Dicloro-difenil-tricloroetano], sintetizado em 1874 por Otmar Zeidler, e cujas propriedades inseticidas foram descobertas em 1939, por Paul Hermann Müller, para uso domissanitário. Miller obteve o prêmio Nobel de medicina em 1948, porque, com a aplicação desse inseticida, reduziu-se grandemente o índice de doenças propagadas por insetos. Com o fim da Segunda Guerra Mundial, o DDT passou a ser utilizado maciçamente também na agricultura, para o combate de insetos daninhos à lavouras comerciais, possibilitando, a partir daí, um expressivo incremento da produção mundial de alimentos, até os dias atuais.(Leão, 1997)

Na segunda metade do Século XX, o uso de produtos sintéticos para aumento da produtividade agro-silvo-pastoril tornou-se sinônimo de tecnologia; era inadmissível, para os técnicos e cientistas, a produção de alimentos fibras e energia em escala comercial sem o uso desses produtos, fossem eles agrotóxicos, também chamados de pesticidas, ou fertilizantes sintéticos formulados, os quais, desde então, passaram a ser conhecidos como insumos agrícolas. O incremento no uso de forma de tais insumos, desfreada, ocorreu sem discussão até finais dos anos 60, início dos anos de 70, cuja época ficou conhecida no Brasil como a da “Revolução Verde”. Nesse período, nos Estados Unidos, foi publicado um livro que foi tomado como marco do início da discussão sobre o uso indiscriminado de defensivos agrícolas com o título de “Primavera Silenciosa”, de Rachel Carson (1964, no Brasil). A partir daí, principalmente nos Estados Unidos e Europa, começou a haver uma

preocupação sobre a influência dos pesticidas sobre o meio ambiente e sobre a forma como a natureza responderia ao seu uso.

Passaram-se, então, a ser exigidos estudos e avaliações das ações e impactos que tais produtos provocariam no ambiente e também exigências de monitoramentos ambientais para a sua utilização. Como exemplo disso podem ser citados os monitoramentos das conseqüências do uso de agrotóxicos em águas subterrâneas, feitos pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos – USDA, conforme mostra a figura 1.

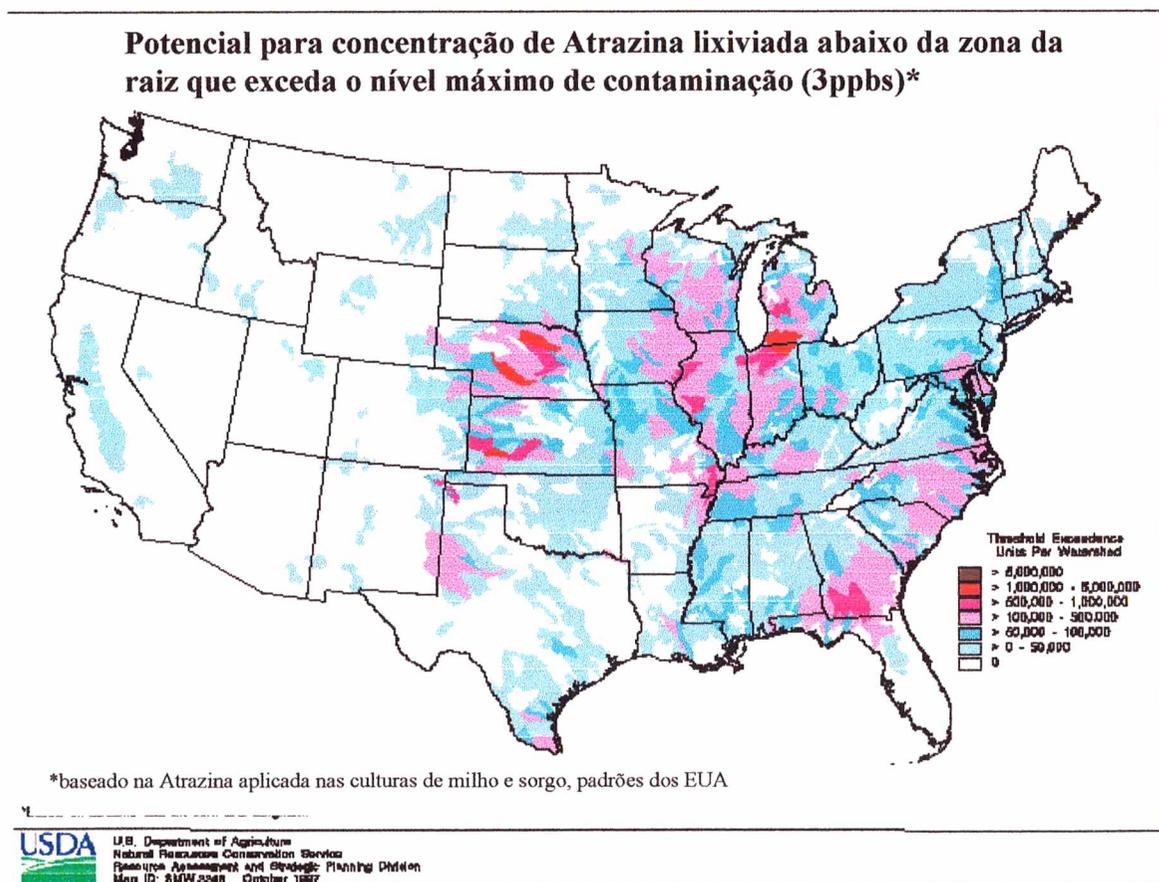


Figura 1: Mapa de monitoramento das concentrações do herbicida Atrazina nos Estados Unidos da América, até outubro de 1997.

O monitoramento de agrotóxicos, realizado há anos pelos órgãos ambientais e agrícolas americanos, demonstra a preocupação existente naquele país com a questão ambiental ligada à agricultura. Também em outros países, onde essa questão ambiental não é nova, existem leis muito claras quanto a parâmetros qualitativos e quantitativos no controle à poluição. Tais parâmetros são bastante úteis, pois valores numéricos são mais facilmente entendidos e comparados pela sociedade. Também facilitam o monitoramento e avaliação dos riscos de contaminação ambiental provocada pela utilização desses produtos.

Nos países desenvolvidos, hoje, um dos recursos naturais mais controlados é a água, seja superficial ou subterrânea, principalmente devido ao fato dela ser essencial para a sobrevivência de todas as espécies. Apesar de cerca de 70% da área do planeta ser coberta por água, calcula-se que somente cerca de 0,5 a 0,8% desse volume é água doce, pronta para o consumo, incluindo-se rios, lagos e água subterrânea, sendo que esta, sozinha, responde por 97% dessa parcela (Água, 1999 e Porto et al, 1991).

No Brasil, a discussão sobre o uso e aplicação de agrotóxicos na agricultura ainda é muito incipiente, a ponto de nem o próprio Governo ter claros os parâmetros quantitativos adequados para fazer o controle da contaminação decorrentes mais da aplicação dos produtos agrícolas. Ainda são utilizados parâmetros subjetivos como, por exemplo, os que levam em conta se o produto é de persistência baixa, média ou alta no ambiente, ou se a distância que o produto percorre é longa ou curta. Mesmo no conjunto de leis que regulam a produção, uso, transporte, etc, de defensivos agrícolas (a chamada Lei dos Agrotóxicos, lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989, e as demais leis que tratam do assunto), são pouco claras a respeito dos parâmetros quantitativos e sobre os resíduos de produtos no ambiente e, ainda, normalmente não são acessíveis aos usuários, o que impede, ou pelo menos

dificulta, a tomada de decisão sobre uso de produtos menos poluentes, mesmo que mais caros. As leis que definem os parâmetros de qualidade da água no Brasil são bastante recentes (resolução CONAMA/1980). No entanto, existem estados preocupados com o problema, e que vem legislando já anteriormente à legislação federal, a exemplo de São Paulo, através da Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental, CETESB. Este Estado possui, desde 1976, uma tabela padrão para qualidade da água, na qual se encontram os insumos agrícolas tidos como poluentes bem como seus limites máximos de tolerância de resíduos na água. No Estado de Santa Catarina, a Fundação de Amparo e Tecnologia ao Meio Ambiente (FATMA) usa os parâmetros baseados na tabela da CETESB e do CONAMA para o controle de qualidade de água (Brasil, 1986). Na FATMA, esse controle é mais recente, tendo os parâmetros sido definidos só em 1999 (FATMA - PADRÕES DE QUALIDADE DAS ÁGUAS, 1999).

Se o problema do elevado custo do controle “in loco” e pontual da contaminação da água é difícil de ser solucionado, ele se torna ainda maior quando se trata de controlar a contaminação por agrotóxicos na área rural, cujas fontes de poluição costumeiramente são não pontuais, face às baixas quantidades de princípio ativo aplicadas por área continuamente e às grandes áreas de lavoura envolvidas. Por esses motivos, formas alternativas de se estimar quantitativamente o problema, através de amostragens estatísticas envolvendo métodos computacionais, são utilizadas por meio de modelos matemáticos. Esses modelos têm sido largamente empregados nos Estados Unidos e Europa há bastante tempo, possuindo hoje alto grau de confiabilidade.

O objetivo principal deste trabalho é realizar um estudo de caso, aplicando o modelo matemático *Pesticide Root Zone Model 3* (PRZM3) na análise de riscos ambientais na região Oeste do Estado de Santa Catarina. O estudo pretende demonstrar a importância

dessa ferramenta computacional em dois solos dominantes da região, avaliando o potencial de lixiviação da Atrazina, Simazina e do Diazinon, os quais são agrotóxicos largamente utilizados na cultura do milho, na região.

Além disso, dado a grande quantidade de parâmetros necessários para a aplicação do modelo, também é objetivo desse estudo compilar e apresentar um banco de dados com informações sobre agrotóxicos, culturas e solos para o Estado de Santa Catarina. Essas informações poderão permitir a utilização do PRZM3 e de outros modelos de forma mais rápida e acessível ao usuário.

2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 – O AGROTÓXICO

2.1.1 – O AGROTÓXICO NO AMBIENTE DO SOLO

O agrotóxico, após sua aplicação no ambiente, sofre ataque de várias formas ocorrendo a quebra das cadeias orgânicas que compõem a molécula de pesticida, até sua completa degradação. Essa degradação, em alguns casos, é necessária para “ativar” a ação do pesticida e atingir a plenitude do seu potencial, sendo, inclusive, planejada em seu desenvolvimento. Por outro lado, a grande maioria dos produtos que sofrem essa degradação é inativada pela partição de seu princípio ativo em seus metabólitos, os quais podem ser novamente degradados, até sua eliminação completa do ambiente. Algumas substâncias são mais ou menos degradáveis que outras, existindo inclusive aquelas chamadas recalcitrantes, que exigem das forças de degradação um esforço acima do normal no seu tratamento.

Nos diversos compartimentos do ambiente (ar, água e solo), as reações que ocorrem na inativação dos compostos químicos presentes nos pesticidas são basicamente as mesmas, porém com pesos diferentes. No ar, a fotólise das moléculas pode ter uma ação muito superior à degradação biológica de determinado composto, enquanto na água subterrânea, o inverso é provável o inverso. No solo, por outro lado, existem ainda outros fatores a serem considerados, pois nele pode ocorrer todas as formas de degradação, ou não, dependendo unicamente da localização do composto no mesmo. Um composto de

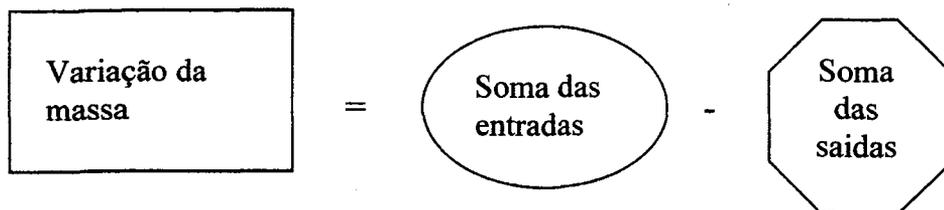
baixa diluição e alta adsorção pode ter dificuldades em penetrar no perfil do solo e, por isso, sofrer fortemente a fotólise à superfície. Por outro lado, o pesticida, ao penetrar no solo, por uma estreita camada que varia até 5 a 10 cm de profundidade, sofre um ataque muito intenso da biota do solo, ocorrendo fortemente a chamada biodegradação. Ao aprofundar ainda mais, os fenômenos físico-químicos passam a ter uma atuação mais importante na degradação da substância. Ainda no solo, outro fator de grande importância a ser considerado é o da mobilidade do pesticida de um ponto para outra superfície. É necessário notar que o pesticida, por si, não tem capacidade de locomoção, dependendo de forças transportadoras naturais, como a água e o vento. Por esse motivo, a contaminação de uma área por uma substância também pode ser influenciada por fatores como lixiviação, adsorção, evaporação ou escoamento superficial.

Por tudo isso, ao se efetuar um trabalho de modelagem, deve-se, em primeiro lugar, definir os limites do ambiente que se quer estudar e quais os agentes de degradação que irão atuar em cada limite. O modelo em estudo, *Pesticide Root Zone Model 3 (PRZM3)*, tem sua ação limitada à superfície do solo, e na sua camada não saturada; portanto, a descrição dos efeitos do transporte e degradação ora apresentados referem-se à esses limites.

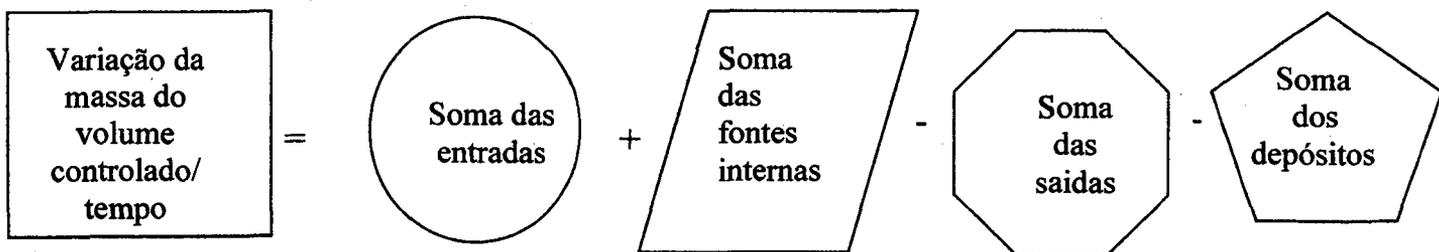
2.1.2 – TRANSPORTE DE PESTICIDAS NO SOLO

Os pesticidas não se deslocam espontaneamente no solo. Eles necessitam da ajuda de um solvente que os dissolva e os carregue ao longo do perfil do solo. Tratando-se de agrotóxicos, o solvente principal é a água, seja aquela usada na aplicação do agrotóxico, na de irrigação ou provinda de chuvas. Considerando o perfil do solo como o limite da

aplicação do modelo, invariavelmente o transporte do agrotóxico deve ser baseado na equação do balanço de massa. Esquemáticamente, a equação é apresentada como segue:



Schwarzenbach (1993), apresentou uma forma de balanço de massa que contempla a existência de fontes internas de produto que, no caso de áreas agrícolas, são bastante comuns quando o solo já tiver recebido aplicações de pesticidas em ocasiões anteriores ao período da análise. O esquema passaria a ser:



A absorção é o principal processo físico-químico que interfere diretamente no transporte de contaminantes no solo, pelo qual, em que as partículas do produto saem da

solução do solo até a superfície dos colóides orgânicos e minerais do solo, o que provoca um atraso na descida do pesticida no perfil, retardando a sua degradação.

Normalmente, nas argilas e carbono orgânico do solo, o modelo de adsorção segue aquele preconizado por Freundlich em sua isoterma de mesmo nome, para energias de superfície heterogêneas. Em sua forma geral, segundo Weber (1972), a equação de Freundlich é apresentada desta forma:

$$q_e = K_F C^{1/n}$$

onde q_e é o nº de moles do soluto adsorvido por unidade de peso, K_F e n são constantes e C é a concentração do soluto. A equação de Freundlich é empírica, mas largamente utilizada como um meio de descrição de dados.

A ação do carbono orgânico no solo é tão preponderante em relação à argila e tão superior à areia, no que se refere a absorção de agrotóxicos, que é utilizado como um parâmetro de dissociação próprio para substâncias orgânicas no solo, o K_{oc} . Esse índice indica a relação da partição do composto orgânico no carbono orgânico do solo e é amplamente usado no trabalho com pesticidas servindo neste estudo, como padrão, o K_{oc} com o PRZM3. Sendo exposto na equação a seguir:

$$K_{oc} = K_d \cdot f_{oc}$$

onde K_d é o índice de partição do composto orgânico no solo e f_{oc} é a fração de carbono orgânico no solo (Schwarzenbach et al, 1993).

Vichetti et al (1995), por outro lado, sugeriram que, no caso do PRZM, as práticas agrícolas devam ter uma atuação maior que a sugerida no transporte de poluentes no solo, podendo agir inclusive contra a principal forma de retenção e degradação do pesticida, ou seja o contato do mesmo com superfície de troca da matéria orgânica mais superficial do solo, evitando que ela sofra os efeitos da biodegradação, apressando a decida do pesticida no perfil, aumentando sua meia vida, diminuindo sua adsorção e fazendo com que os efeitos químicos e físicos passem a ser as principais barreiras para o pesticida no solo.

2.1.3 – DEGRADAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO PESTICIDA NO SOLO

Lee Wolfe, N., in Schnoor (1992), sugere que não haveria realmente uma degradação puramente física e química do pesticida no solo e, sim, mediante ação enzimática da biota do solo. Segundo este autor isso se deve à dificuldade de separar o que é degradado biologicamente daquilo que é transformado abióticamente.

A presença tanto de água como de ar nos poros, ao longo do perfil do solo, tanto na zona de raiz quanto na vadosa, justifica a possibilidade de haverem transformações químicas nos compostos poluentes do solo.

Uma vez tendo o agrotóxico penetrado no perfil do solo, a fotólise, processo físico altamente eficaz na degradação e atuante na maioria dos agrotóxicos, deixa de ter importância, passando a prevalecer principalmente os processos químicos de oxidação e redução. O processo de “degradação” deve ser atentamente observado, acompanhando-se todos os seus passos pois, muitas vezes, os metabólitos dos produtos ativos do pesticida são tão ou mais perniciosos ao ambiente que seus predecessores. Como exemplo disso pode-se citar a degradação da Atrazina por hidrólise, em que seu principal subproduto é a Hidróxi -

Atrazina, substância de grande meia vida no ambiente, com capacidade poluidora tão grande quanto o produto mãe (Kauffman et al, 1998).

Fay et al (1997) apresentaram trabalhos comprovando que, em determinados grupos de pesticidas, as reações físico-químicas são as principais formas de degradação. Desses, as reações hidrolíticas que os produtos sofrem ao efetuarem sua “sorção \leftrightarrow dessorção” às argilas e matéria orgânica do solo, levam à quebra das cadeias moleculares proporcionando a degradação do composto, não chegando, contudo, à degradação final, que seria moléculas de CO₂, H₂O, NO₃ e outros compostos. A autora acima referida cita especificamente os casos da triazinas e dos inseticidas organofosforados.

Na degradação das triazinas, Armstrong et al, e Harris et al in Fay et al 1997, conduzindo experimentos paralelos, comprovaram a importância da degradação abiótica da Atrazina, Simazina e Propazina. Através da aplicação desses produtos em colunas de solo e após a aplicação de 200 ppm de azida sódica, um produto inibidor de microorganismos, não foi observada uma diminuição da taxa de degradação dos pesticidas. Também Khan, in Fay et al 1980, provou que a degradação da Atrazina é grandemente acelerada pela adição de ácidos fúlvicos, presentes na matéria orgânica do solo (Fay et al, 1997). O processo de degradação das triazinas pode ser visto no modelo apresentado na figura 2.

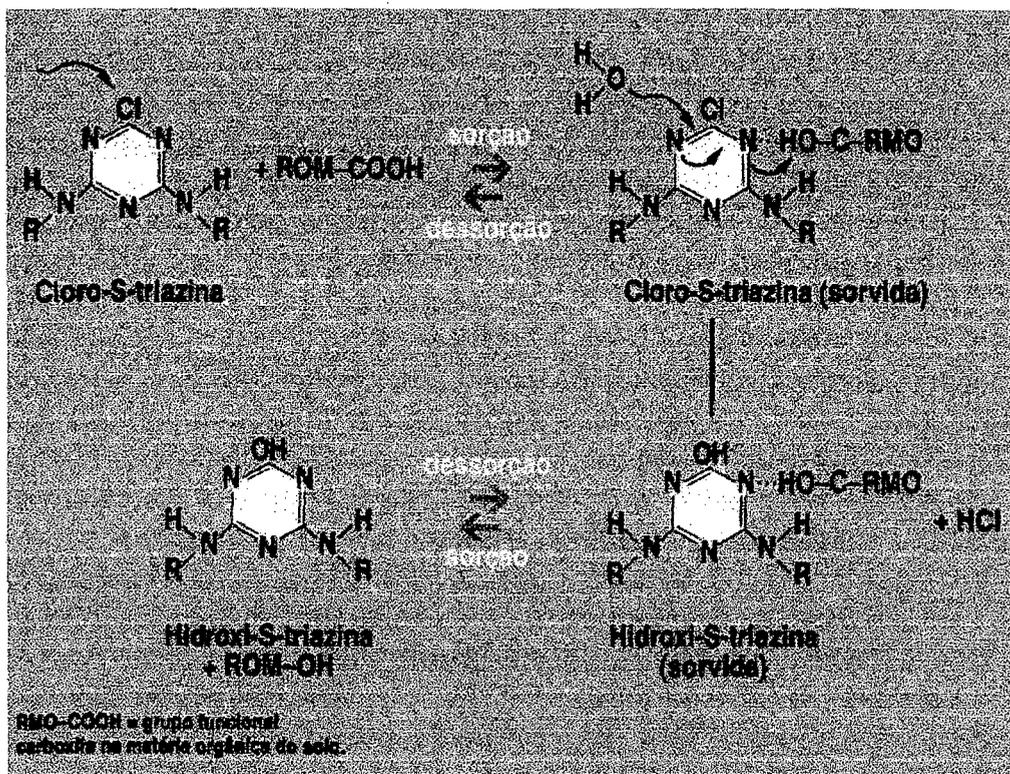


Figura 2: Modelo de degradação das triazinas no solo (Armstrong e Konrad, 1974).

Para os organofosforados, Armstrong e Konrad (1974) sugeriram que a degradação do grupo é influenciada por fatores como pH, sorção, temperatura e força iônica do sistema. Khan (1980) experimentou a degradação do Diazinon em solo autoclavado e não autoclavado, comprovando seu desaparecimento mais rapidamente em solo esterilizado pela autoclavagem. As rotas de degradação do Diazinon e do Malathion, dois inseticidas organofosforados, estão apresentadas na figura 3.

Os exemplos de reações descritos nas figuras 2 e 3, comprovam a importância que podem assumir as características físico-químicas no estudo do destino de um pesticida no

portanto, de grande valor, a existência de dados que dêem suporte a todo e qualquer trabalho com esses produtos nesse ambiente.

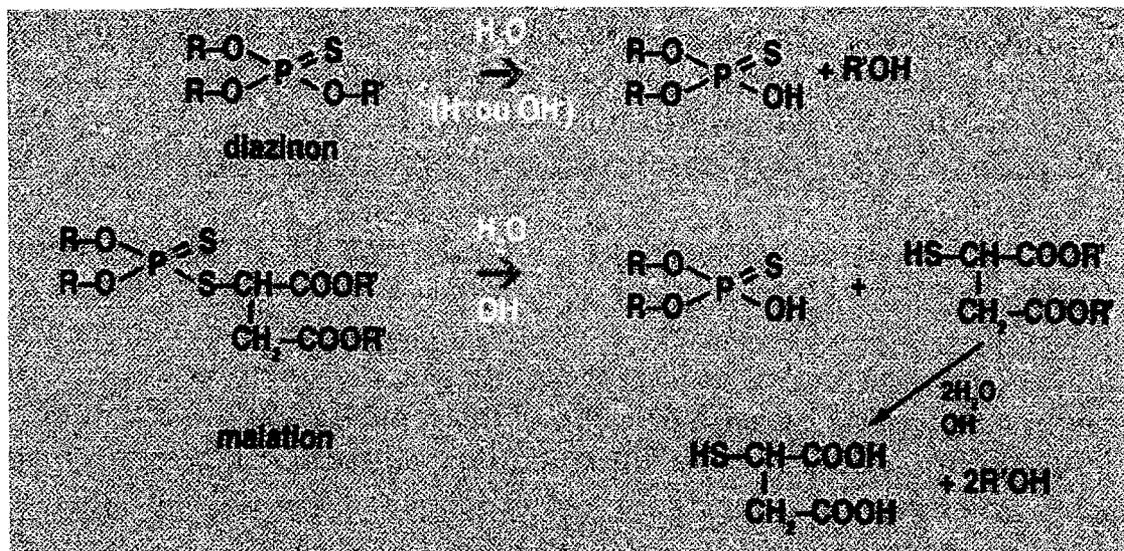


Figura 3: Rotas de degradação química do Diazinon e do Malathion

2.1.4 – BIODEGRADAÇÃO DO PESTICIDA NO SOLO

A degradação biológica, ou biodegradação dos produtos no solo é a forma mais eficiente e barata de eliminar substâncias indesejadas do ambiente. Segundo Schwarzenbach et al (1993), esses processos bioquímicos, semelhante à reação química ou fotoquímica, alteram a estrutura do composto químico orgânico em questão, removendo, portanto aquele componente em particular de um sistema ambiental de interesse. Isso resulta em que um ou mais produtos exibam suas características de propriedade, reatividade, destino e efeito. Deve-se notar que, quando falamos de transformações mediadas biologicamente de compostos orgânicos, não se está necessariamente implicando que eles serão inteiramente

mineralizados. Mineralização envolve a transformação de um produto orgânico em formas inorgânicas estáveis, como C, H, N, P, e outras. Conseqüentemente, mineralização geralmente encadeia diversas transformações biológicas sucessivas para ser completada. Monteiro (1997), também concorda com o fato de que a biodegradação é o único processo que elimina o pesticida completamente da natureza.

A atividade microbiana, portanto, pode, sozinha, na maioria dos casos, iniciar e completar a desintoxicação, tanto nos meios aquáticos como terrestres. Um exemplo desse ciclo encontra-se na figura 4:

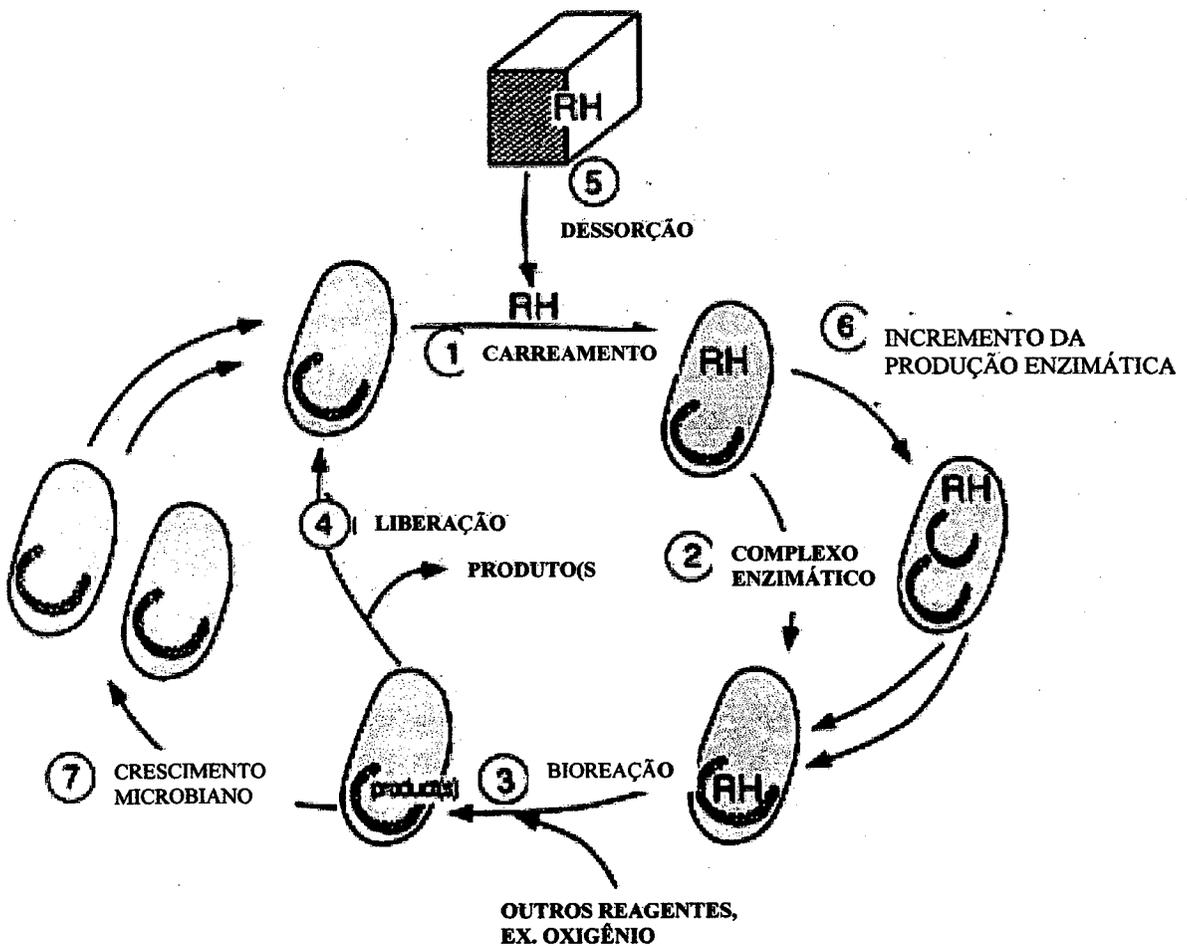


Figura 4: Ciclo de degradação de um composto orgânico (RH) por microorganismo.

Quando é envolvida a biodegradação para eliminação de poluentes no solo, diversos fatores em relação ao solo devem ser levados em conta: profundidade, temperatura, pH, tipo e volume de população são os principais, dentre outros.

- Profundidade - é um parâmetro que não deve ser desprezado, pois a maioria da população microbiológica do solo situa-se numa faixa de alguns centímetros na região da zona de raiz. Nessa região, a degradação que o produto sofre é intensa e consideravelmente mais rápida que na regiões abaixo. Logo, se o produto atravessar essa camada sem sofrer grande ataque, sofrerá ação mais lenta da biodegradação, e comparativamente, terá um período de residência no perfil maior que o esperado. Vichetti et al (1999), apontam a importância que o manejo do solo pode apresentar para a degradação de pesticidas.
- Temperatura e pH – Esses fatores exclusivamente físico e químico, atuam principalmente através da modificação da população de microorganismos dominantes do solo, alterando significativamente os resultados da degradação quando sofrem alterações.
- Tipo e volume inicial da população – esses fatores exercem uma influência muito importante no processo, pois deve-se ter claro que, em situações que envolvam necessidade de espécie específica para degradação de determinado pesticida, até essa população atingir o ponto de equilíbrio, ela irá sofrer um processo de crescimento microbiano que, plotado em gráfico, apresenta-se muito semelhante à curva de Monod, apresentando as fases de adaptação, crescimento e equilíbrio da população. É importante compreender esse processo, pois quando

da primeira aplicação de um agrotóxico, em determinado solo, a resposta dos microorganismos é muito baixa, aumentando com sua adaptação ao produto.

Normalmente a ação da biota do solo segue uma cinética de reação semelhante àquela descrita como de primeira ordem, também conhecida como de pseudo – primeira ordem (Triegel e Guo,1994), e é expressa na equação 3 como:

$$dC/dt = -kC$$

em que dC = derivada da concentração inicial, dt = derivada do tempo, $-k$ = coeficiente de degradação e C = concentração inicial do pesticida.

Outros pesquisadores, a exemplo de Carsel et al (1998), utilizam ordens maiores em suas equações, como na rotina PRZM do PRZM3, que utiliza como modelo matemático para biodegradação do pesticida em um intervalo de tempo, uma equação diferencial parcial resolvida pelo método de quarta ordem de Runge-Kutta. Essa equação é apresentada abaixo:

$$\frac{\partial Q}{\partial z} + \frac{\partial A}{\partial t} = \frac{-\partial q}{\partial t}$$

onde ∂Q = derivada parcial da concentração inicial do pesticida, ∂z = derivada parcial da concentração de carbono, ∂A = derivada parcial da quantidade de microorganismos, ∂t = derivada parcial do tempo e $-\partial q$ = derivada parcial da concentração final do pesticida.

Segundo Carsel et al (1998) esse sub-programa utiliza a concentração de carbono e a concentração do pesticida na umidade do solo de cada compartimento como foi dada entrada. Usando a população de organismos em cada compartimento, a qual é salva entre os usos, o sub-programa resolve o algoritmo para determinar a nova quantidade de pesticida, e, portanto, a quantidade degradada, dentro do período de tempo do PRZM3. Carsel et al (1998) também informam que o modelo de biodegradação utilizado no PRZM3 é baseado no trabalho de Soulas (1982), em que o solo é dividido em duas fases: a sólida, consistindo em solo seco e matéria orgânica, e a aquosa, dispersa dentro do sólido, consistindo da umidade do solo, de vários substratos orgânicos e de toda a biomassa. Alguns dos componentes orgânicos e inorgânicos constituindo a fase sólida podem adsorver o pesticida. Essa adsorção é representada como uma isoterma linear, instantaneamente e sem histerese.

Na prática, quanto maior a ordem da equação em questão, maior será o número de variáveis envolvidas e maior a necessidade de dados de entrada, tornando-se mais difícil sua resolução. A maior parte da literatura citada neste trabalho concorda que a equação de pseudo - primeira ordem representa bem o que realmente acontece na degradação do pesticida, podendo ser usada com baixa margem de erro.

2.2 – O MODELO MATEMÁTICO

2.2.1 - NOÇÕES GERAIS DE MODELAGEM MATEMÁTICA

A modelagem matemática, como ferramenta aplicada à ciência, de maneira geral, encontra suas raízes nos primórdios da física, com Galileu, e posteriormente Kepler e Newton. Ao observar-se as aplicações desses princípios na agricultura, observa-se que ela possui um passado recente, sendo principalmente vinculado à meteorologia e climatologia; contudo vem sendo observado um crescimento na tendência da aplicação desses modelos, nas mais diversas áreas de conhecimento.

Nas áreas correlatas à Agronomia e às Ciências Ambientais, pode-se citar a existência de vários modelos matemáticos para um grande número de aplicações diferenciadas, como, por exemplo, modelos de cinética de microorganismos no solo, erodibilidade do solo, climatológicos, de desenvolvimento e/ou produtividade das culturas e, recentemente, modelos que tratam com a “poluição” ambiental causada por resíduos da produção, como dejetos animais ou agrotóxicos, foco do presente. Desses, pode-se citar alguns que, estando ligados a predição e descrição do transporte de substâncias tóxicas usadas na agricultura para o solo e na água, disponíveis sem custo na *Internet*, foram observados durante a elaboração deste trabalho. Eles foram reunidos na tabela 1, abaixo.

Tabela 1: Lista com alguns modelos existentes na Internet, observados ao longo do trabalho com o PRZM3

MODELO	APLICAÇÃO DO MODELO	AMBIENTE
CMLS	Transporte de agroquímicos	Solo não saturado
CHEMFLO	Fluxo de água e pesticida	Solo não saturado
CREAMS	Erosão e movimento de pesticida	Superfície do solo
EXAMS	Fluxo e qualidade de água	Água
EXPRES	Sistema especialista, qualidade de água	Solo não saturado e água
EXSYS	Sistema especialista para PRZM	Solo não saturado
GUS	Avaliação expedita de contaminação por pesticidas em água subterrânea, "screening"	Solo não saturado
HSPF	Movimento de agroquímicos	Água e perfil do solo
LEACHM (LEACHP, LEACHMP)	Transporte e fluxo de água e soluto. (LEACHP é específico para pesticidas)	Solo não saturado
MODFLOW	Fluxo de água subterrânea	Água
NLEAP	Lixiviação de nitrato	Água chuva ou irrigação
PESTAN	Transporte de pesticidas	Solo não saturado
PRZM	Movimento de pesticidas	Solo não saturado
PRZM2	Movimento de pesticida e água	Solo não saturado
PRZM3	Movimento de pesticida, água e nitrato	Solo não saturado
QUAL2E	Fluxo e qualidade de água	Água
RZWQM	Movimento de água e soluto	Solo não saturado

Fonte: Pessoa et al (1998), Baer e Calvet (1997), Jones (1994), Arora e McTernan (1994), Crowe e Mutch (1994).

Na Europa e Estados Unidos, o emprego de modelos matemáticos de simulação de transporte de agrotóxicos é aceito pelas diversas entidades que estudam o problema como ferramenta de trabalho, sendo eles usados principalmente como uma ferramenta de previsibilidade teórica de eventos, reduzindo os riscos de danos futuros, de dispêndio de tempo de análises e de custos de pesquisa. Exemplos disso podem ser vistos em Neary et al (1993); Arora e McTernan (1994); Jones (1992); Carsel et al (1998); Crowe e Mutch (1994); Baer e Calvet (1997).

Nos EUA, o uso de modelos é tão usual, que a utilização dessas ferramentas encontra-se na fase de “sistemas especialistas”. Os “sistemas especialistas” podem possuir mais de um modelo de simulação em seu interior, auxiliando o usuário a definir qual é o melhor para determinada situação e como será seu uso, sem, no entanto, ter que entrar e preencher os dados do sistema completo, bastando definir alguns poucos parâmetros. Normalmente as demais informações já se encontram em um banco de dados no interior do sistema. Dois exemplos de sistemas desse tipo são o EXPRES (Crowe e Mutch, 1994) e o EXSYS (Arora e McTernan, 1994). Em alguns casos o banco de dados interno é tão completo, que o sistema pode estar acoplado a um Sistema de Informações Geográficas - SIG. Para obter resultados, o usuário informa somente os dados de campo como localização (região), quantidade, tipo e período de aplicação, e o próprio sistema decide qual modelo utilizar, apresentando os resultados finais.

No Brasil, o uso de simuladores matemáticos ainda se encontra muito restrito aos círculos acadêmicos e de pesquisa. Isso se deve a uma grande falta de dados básicos que possam abastecer os simuladores hora existentes no mercado e, também, ao desconhecimento das potencialidades dessa tecnologia, dificultando que se criem

simuladores com características inteiramente nacionais. Isso é de extrema importância pois um simulador é desenhado e produzido segundo características próprias de determinado País ou região. Para que tenha caráter universal, deverá ser tão básico que as particularidades de cada ambiente que provocam as diferenças de comportamento de um pesticida de um lugar para outro deixam de existir, tornando o modelo de pouca valia prática. Portanto, no Brasil, atualmente, faz-se uso de simuladores “emprestados” de outras regiões do globo, tendo, esses modelos, que sofrer uma adaptação. Isso é problemático, uma vez que dificilmente tais modelos passam por um processo de validação, seja em laboratório ou seja a campo, sempre na ânsia de se apressar o processo, queimando etapas (Pessoa et al, 1998).

~> A modelagem matemática, entretanto, por si, só não é a solução final de um estudo ambiental. O modelo, para ser aplicado, deve estar embasado em parâmetros que descrevem as ações que causam ou sofrem os compostos de interesse, além de estarem claramente definidos os limites de sua ação. Também não se pode aceitar o resultado matemático como verdade absoluta e, sim, como uma aproximação com a realidade mais ou menos eficiente, dependendo do volume de parâmetros utilizados na criação do modelo ou o grau de precisão que se deseja alcançar.

Schnoor (1996), citando Pablo Picasso - “Arte é a mentira que nos ajuda a ver a verdade”, diz que “ Modelagem é um pouco parecida como arte nas palavras de Pablo Picasso. Ela nunca é completamente realística; nunca é a verdade. Mas contém suficiente verdade, esperança e realismo para se obter o entendimento sobre os sistemas ambientais.” Logo, pode-se afirmar que, apesar de a modelagem ter uma limitação quanto a sua proximidade com a realidade, ainda continua como a melhor ferramenta para descrição e previsão de causas e efeitos.

Nos casos de contaminações agrícolas não pontuais, a ausência de fontes discretas e a presença de poluentes, usualmente em pequenas quantidades, em largas áreas, preconiza o uso de estratégias de controle. Nos Estados Unidos, onde essas estratégias vêm sendo aplicadas, são chamadas de “melhores práticas de manejo”, em que a minimização ou eliminação da poluição substitui a remediação posterior ao fato. Isso é feito como forma de economizar trabalho e custos de remediação (Arora Mc Ternan, 1994) e denota que, economicamente, o uso de simuladores proporciona uma importante vantagem, pois, após a obtenção dos dados, o custo de simulação é praticamente nulo, e o número de situações que podem ser testadas, teoricamente infinito.

Com o progresso da informática, os computadores atuais são suficientemente potentes para executar simulações rapidamente e portáteis a ponto de serem carregados em maletas. Assim, o usuário final pode passar a encarar de forma diferente os modelos matemáticos; se nas décadas passadas o usuário entregava suas dúvidas sobre uma simulação a um programador ou matemático, para que ele as passasse ao computador, hoje não há mais a exigência desse intermediário, podendo o próprio usuário do modelo utilizar a máquina, que também deixou de ser intocável e caríssima. Dessa forma, o técnico interessado em modelagem procura cada vez mais programas facilmente adaptados ao dia-a-dia, que podem ser instalados em qualquer computador pessoal. Isso facilita sobremaneira o uso de simuladores, e, mais, torna-os populares e de fácil manuseio pelos usuários finais diretos; nesse caso, por exemplo, engenheiros, que necessitam de tais informações e podem passar a aplicá-las rapidamente.

2.2.2 – CLASSIFICAÇÃO DOS MODELOS

O universo da modelagem pode ser visto de diversas formas. De uma forma sucinta, Pessoa et al (1998), separaram o universo em três grupos principais: modelos conceituais, físicos e matemáticos. Os modelos conceituais são os que apresentam o problema de forma holística, objetivando sua compreensão de forma fácil e imediata por parte do observador. Um exemplo disso são os fluxogramas usados para demonstrar um evento e seus desdobramentos. O uso de um modelo específico como exemplo, o fluxograma representando o modelo PRZM3, apresentado no anexo 1, serve como demonstração de um modelo conceitual. A modelagem física envolve o uso de modelos reais em escala, a fim de serem observados os problemas que podem ocorrer de uma maneira direta. Podem ser citados como exemplo disso seu emprego nos túneis de vento, maquetes, testes de bancada, etc.

Uma outra classificação de modelos bastante comum, é a que indica a direção ou direções do fluxo do objeto de estudo, contaminantes ou água, que o movimento descreve ou adota. Nesse caso, podemos ter modelos unidimensionais, bidimensionais e tridimensionais. No caso dos pesticidas contaminantes de solo, os modelos tendem a ser unidimensionais quando se referem somente à zona instaurada do solo, devido à direção predominante do fluxo ser vertical e a aplicação do pesticida se dar de forma dispersa, deixando baixas quantidades do produto ativo por área. Dessa forma, o movimento horizontal seria restrito a dispersão das partículas sendo adsorvidas pelas argilas e substâncias húmicas do solo, podendo ser considerado inexistente. Na agricultura, há uma tendência do uso desses modelos devido ao tipo de fonte de contaminante ser não-pontual,

com pequenas quantidades de princípio ativo distribuído em extensas áreas de aplicação (Arora e Mc Ternan, 1994).

Já ao chegar à franja capilar, podem-se utilizar modelos bidimensionais que descreverão, além da descida do pesticida, seu movimento paralelo ao fluxo, na umidade em excesso existente nessa região. Esses modelos são bastante aplicados para análises de risco nas áreas pantanosas, em que o lençol freático está quase à superfície e a zona saturada do solo é de grande importância.

Quando o pesticida atinge a parte saturada do solo ou lençol freático ou um curso d'água, pode-se utilizar um modelo tridimensional, em que o produto é representado sob a forma de uma pluma de contaminação, sendo descrito, então, quanto à profundidade, lateralidade e comprimento do fluxo de água atingido. Normalmente essas análises tridimensionais têm sua principal aplicação quando há uma contaminação pontual da área, devido a um acidente que provoque um derrame de grande quantidade de princípio ativo em uma área muito restrita.

Referindo-se ainda à Pessoa et al (1998), esses autores classificam os modelos matemáticos em:

- a) modelos determinísticos;
- b) modelos estatísticos;
- c) modelos estocásticos ou probabilísticos;
- d) modelos dinâmicos.

Uma vez que um dos objetivos deste trabalho é aplicar em uma simulação teórica o modelo PRZM3, a seguir serão analisados os tipos de modelos determinísticos e dinâmicos unidimensionais, por serem essas as classes em que o modelo se encaixa desde sua construção e posterior evolução (Carsel et al, 1998).

Modelos determinísticos são também conhecidos como não probabilísticos, pois eles não admitem que as variáveis exógenas e endógenas sejam aleatórias. Além disso suas características operacionais devem ser relações exatas e não funções de densidade de probabilidade (Pessoa et al, 1998). Nesse tipo de modelo, a partir dos valores iniciais fornecidos pelo usuário, é possível acompanhar-se sua completa evolução no tempo determinada pela equação analítica que o representa (Pessoa et al, 1998). Esse tipo tem grande representatividade quando é necessário apresentar seus resultados a leigos, como juizes, políticos e órgãos reguladores por manterem suas características inalteradas, o que não acontece com outros modelos, como por exemplo, os estocásticos (Cleary, 1991).

No modelo dinâmico, a cuja classe o PRZM3 pertence após ter tido sua rotina melhorada, tem sua característica evidenciada na modificação que as variáveis sofrem com o tempo, tornando-o um fator de grande importância na sua representação (Pessoa et al, 1998). Além disso, Carsel et al (1998) afirmam que o PRZM3 é também compartimental, ou seja, o sistema baseia sua análise em frações de tempo previamente definidas, em que as variáveis são analisadas e calculadas para aquele período antes de se passar para o período seguinte, até o fim do espaço de tempo pré definido.

2.2.3– O MODELO PRZM3

O PRZM3 é um modelo matemático produzido para a E.P.A. dos EUA (Environmental Protection Agency), com a finalidade de prover as organizações agrícolas e ambientais americanas com um programa que permite o monitoramento, simulação e previsão de concentração de agrotóxicos e nitro-resíduos no solo (Carsel et al ,1998).

Inicialmente, o PRZM foi desenvolvido como uma ferramenta de simulação de transporte de soluto em escala de campo, como contribuição parcial do potencial de contaminação de águas subterrâneas por produtos perigosos relacionados às aplicações de agrotóxicos próximas à superfície do solo. O Modelo foi desenvolvido a partir da necessidade de se possuir um sistema de baixo custo na previsão de contaminação de águas subterrâneas por agrotóxicos, nos EUA, já que, pelo fato de seu uso ser bastante difundido naquele país, bem como pelas quantidades de agrotóxicos utilizados, facilmente cujos resíduos precisam atingir os lençóis de água subterrânea existentes, que são responsáveis pela maior parte do abastecimento de águas das cidades americanas (Loague et al, 1998). Também tem seu uso junto as indústrias como ferramenta da utilizada no processo de validação de novos agrotóxicos para o mercado, junto a EPA.

O PRZM inicialmente era um modelo determinístico - empírico/conceitual, unidimensional, usado para simular o movimento da água no solo através de um algoritmo empírico de drenagem e transporte de soluto, com uma equação de dispersão - advecção conceitual. Após seu lançamento, o programa sofreu sucessivos melhoramentos e adendos, sendo que, na versão 3 (1998), foi lhe incluída a capacidade de previsão do movimento do nitrito e nitrato no solo.

Atualmente, o PRZM versão 3 é um modelo compartimental, dinâmico e unidimensional, usado na simulação do movimento dos produtos químicos em sistemas de solos insaturados dentro e imediatamente abaixo da zona da raiz. O PRZM3 permite ao usuário executar simulações com produtos químicos tóxicos potenciais, particularmente pesticidas, que são aplicados no solo ou na folhagem das plantas. Dessa forma, o PRZM3, quando aplicado em solos de perfil raso, pode representar sozinho o que acontece na zona

vadosa (Carsel et al. 1998). Ele é subdividido em três partes básicas, mais uma sub-rotina anexa para o nitrogênio. Elas são:

- PRZM (Pesticide Root Zone Model) – Essa rotina dá nome a todo o programa, mas trata somente do movimento dos resíduos na zona de raiz. Em alguns tipos de cultura, essa zona é subentendida até o limite de 2,0 m. Nessa parte do programa são levadas em conta todos os processos de transformação que o resíduo tóxico pode sofrer. Por isso, é a parte do programa com maior demanda de dados, nem sempre fáceis ou disponíveis para as condições brasileiras. Tal rotina, parte do modelo PRZM2, foi utilizada em um trabalho de análise e monitoramento ambiental na bacia do rio Cubatão, em Santo Amaro da Imperatriz-SC, em trabalho realizado para o Programa de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico - PADCT, pela UFSC (Maliska et al., 1998).
- VADOFT – Essa rotina é responsável pela parte do transporte e transformação física e química dos resíduos tóxicos na zona vadosa do solo, abaixo da zona de raiz. Tal zona vadosa se estende desde o limite da zona de raiz até alcançar a zona saturada do solo (lençol freático). Essa rotina foi ainda trabalhada dentro do programa, porque o uso da rotina PRZM com limite de 2,0 m de profundidade no solo, atende à área estudada na região Oeste de S.C.
- MONTECARLO – Essa rotina é um gerador aleatório de algoritmos, que permite a previsão e aumento da precisão determinada no modelo.
- NITROGÊNIO – Essa sub-rotina foi o último anexo ao modelo 3 do PRZM, estando vinculada à rotina PRZM do sistema. Ela permite uma simulação do transporte e transformação do nitrogênio provindo de qualquer fonte (ar, Fertilizante químico ou

dejetos orgânicos), o qual será transformado em nitrito e nitrato, podendo ou não atingir o lençol freático. Ela pode vir a ser uma parte muito importante do modelo, devido aos problemas de contaminação ambiental ocasionados por dejetos de suínos no Oeste do Estado de Santa Catarina.

Na figura 5 é apresentado esquematicamente um modelo conceitual dos limites e variáveis com as quais o modelo PRZM3 trabalha.

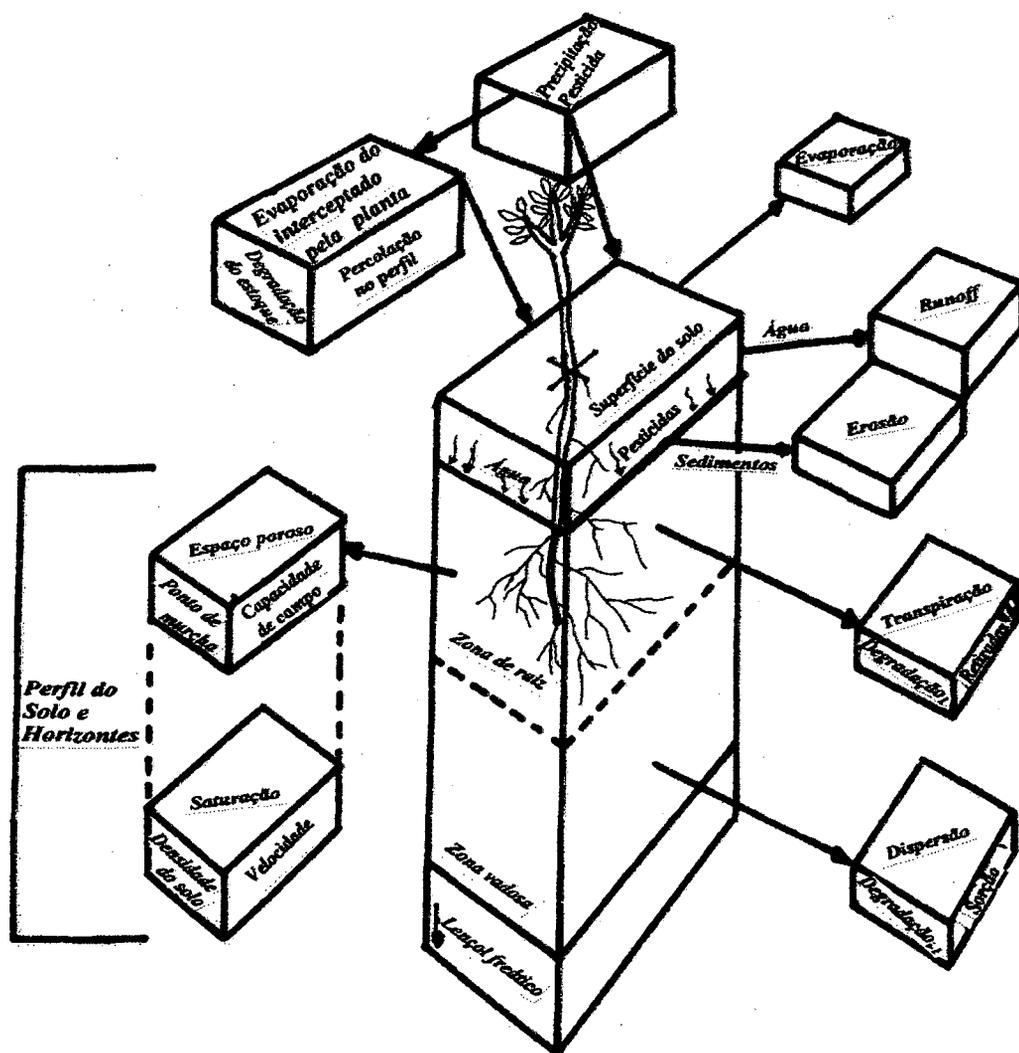


Figura 5: Limites e variáveis envolvidas no uso do modelo PRZM3 (Carsel et al., 1984).

3 – MATERIAL E METODOLOGIA

3.1- O MODELO PRZM

A escolha do modelo PRZM3 como ferramenta deste trabalho é devido ao fato de já haver existido experiências anteriores com modelos da família PRZM, o modelo utilizado foi o PRZM2, no projeto do Programa de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico - PADCT, na Bacia do Rio Cubatão, em Santo Amaro – SC, pela equipe do laboratório de Remediação de Solos e Aquíferos – REMAS da UFSC, para condições ambientais do litoral central de Santa Catarina. Assim, havendo já experiências anteriores nas quais ficou demonstrado que essa família de modelos não é nem demasiadamente simplista, a ponto de impedir uma boa representatividade de seus dados, e nem extremamente complexo, que exigiriam dados demasiadamente específicos para o sítio a ser aplicado, justifica-se o uso de tal modelo em outros pontos do Estado. Também é apontado como justificativa o uso do PRZM em outras pesquisas como as de Dowd et al (1993) e Arora et al (1994). Também é oportuna sua utilização por ser um modelo voltado especificamente ao estudo do movimento e concentração dos pesticidas na zona insaturada do solo agrícola, sério problema na região em questão, onde a agricultura é o carro chefe de sua economia.

A rotina PRZM é integrante do modelo PRZM3 e é a responsável pela modelagem da degradação química, física e biológica do agrotóxico, na chamada zona da raiz do solo. Tal zona tem uma significância especial, devido ao fato de que a maior parte da degradação do pesticida acontece nesse espaço do solo. A profundidade em que isso ocorre depende de fatores como tipo de cobertura vegetal que está sobre esse solo, tratos culturais, tipo de solo

do perfil, regime hidrológico, etc. Pode variar de poucos centímetros até cerca de 2,0 m, como no caso de culturas como o milho e de essências florestais.

Essas variáveis podem ser acompanhadas, esquematicamente, na figura 6:

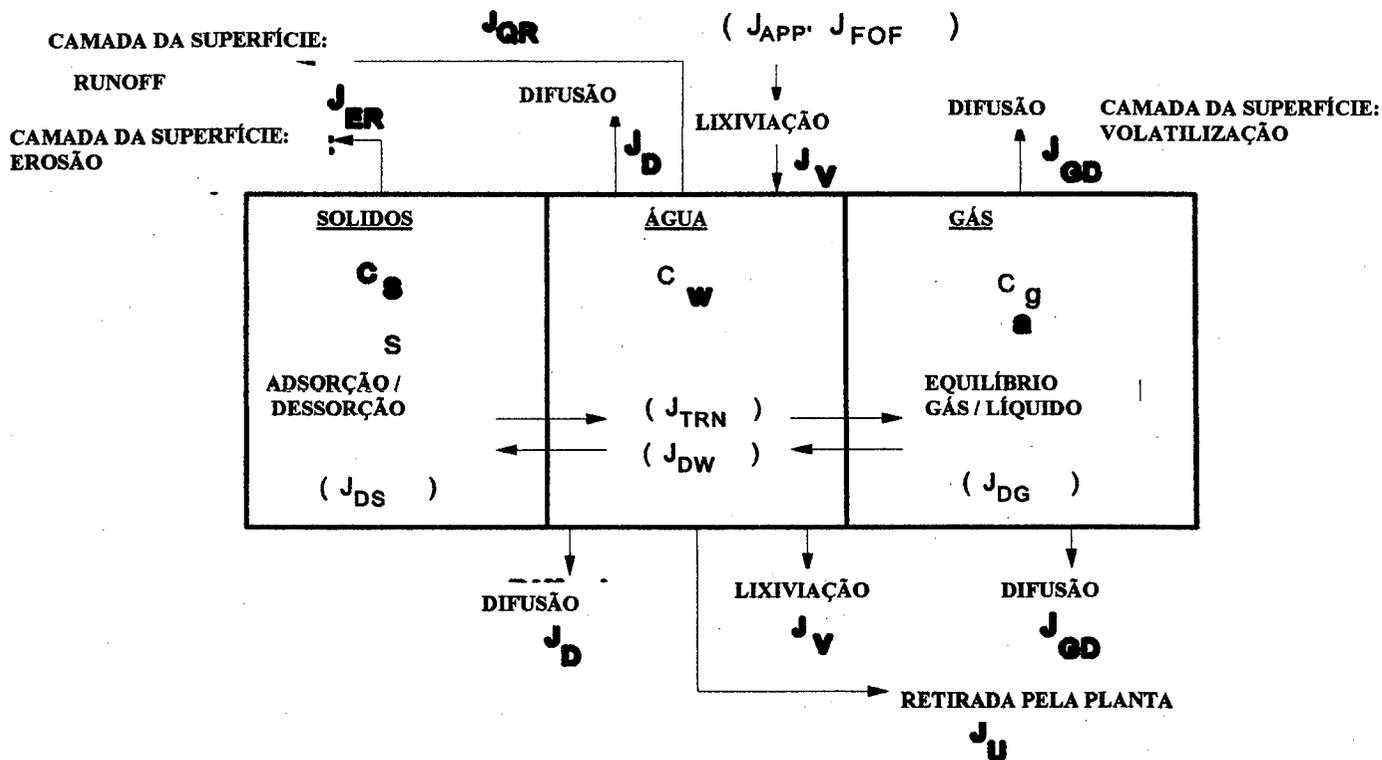


Figura 6: Apresentação esquática das variáveis de transporte envolvidas no do modelo PRZM3, em que J_{ER} = massa pesticida perdida pela remoção dos sedimentos erodidos, J_{QR} = massa de pesticida perdida pela remoção no runoff, J_{APP} = massa de

pesticida ganha durante a deposição na superfície do solo, J_{FOF} = massa de pesticida ganha durante a lavagem das folhas para a o solo, J_{ER} = massa de pesticida perdida pela remoção dos sedimentos erodidos, J_{GD} = representa o efeito da dispersão e difusão na fase vapor, C_s = concentração adsorvida do pesticida, C_w = concentração dissolvida do pesticida, J_{DS} = massa de pesticida perdida através da degradação da fase química adsorvida, J_{TRN} = massa de pesticida ganha ou perdida durante as transformações parentais, J_{DW} = massa perdida de pesticida através da degradação na fase dissolvida, J_{DG} = massa de pesticida perdida através da degradação da fase vapor, J_D = representa o efeito da dispersão e difusão do pesticida da fase dissolvida, J_U = massa de pesticida perdida pela retirada das plantas na fase dissolvida, J_V = representa o efeito da adveccão do pesticida da fase dissolvida.

Dentro do modelo PRZM3, a rotina PRZM foi selecionada para este estudo de caso como o código que melhor simula a capacidade de transporte e transformação dos pesticidas aplicados agriculturalmente na zona da raiz da cultura. O PRZM foi inicialmente designado para esse uso e tem atingido um grau de aceitabilidade tanto na comunidade reguladora como na indústria de produtos químicos agrícolas, sendo já amplamente testados e comprovadas suas aplicações (Carsel et al., 1998).

Segundo Carsel et al. (1984) e Setia e Piper (1991), a rotina PRZM tem dois componentes principais: o componente hidrológico e o componente de transporte de produtos químicos.

O componente hidrológico é empregado para calcular o escoamento superficial, e a erosão, sendo baseado no método da curva-número do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos da América e na Equação Universal de Perda de Solo (USLE). Na versão 3, do PRZM de 1998, a equação utilizada é a MUSLE (Modified Universal Soil Loss

Equation), que leva em conta um sistema de curvas chaves existentes nos EUA sob a forma de ábaco. No Brasil, estudos com a MUSLE já foram feitos para o Estado de São Paulo, por Donzelli et al, 1994 e Pinto et al, 1994, não existindo contudo, unanimidade quanto a seu uso.

O componente de transporte, por outro lado, utiliza as concentrações de agrotóxico dissolvidas na solução do solo, adsorvidas nas argilas e matéria orgânica e parte diluída na fase vapor no solo, estimando simultaneamente os processos de absorção pela planta, escoamento superficial, erosão, decaimento do pesticida (meia vida), volatilização, lavagem foliar, advecção, dispersão e retardamento. Para resolver as equações de transporte, o usuário pode selecionar uma de duas soluções numéricas de diferenças finitas: o esquema original de diferenças reversas, da versão original, ou o algoritmo de métodos de características, introduzido nessa versão, que reduz grandemente a dispersão numérica, apesar de aumentar o tempo de execução do modelo. Ao selecionar o algoritmo de métodos de características, o modelo passa a simular a advecção e a dispersão do pesticida no solo, reduzindo também o erro de truncagem do programa (Carsel et al. ,1998).

Para o presente trabalho, a análise dos dados aplicados ao modelo PRZM3 foi feita com base na rotina acima descrita, devido ao fato de que, na região Oeste do Estado de Santa Catarina – Vale do Rio Uruguai, a cultura predominante é o milho e o lençol freático tem uma profundidade média dificilmente variando além de dois metros. Dessa forma, estimou-se que a carga de pesticida que ultrapassar essa profundidade fatalmente atingirá a água, não podendo, a partir daí, ser mais aplicado o modelo em questão, passando-se a aplicar modelos específicos para novas zonas saturadas.

3.2 – A OBTENÇÃO DO MODELO PRZM3 E A CONSTRUÇÃO DA ENTRADA DE DADOS

O modelo PRZM3 pode ser obtido de duas formas, por meio da Internet na página de softwares do Center of Exposure Assessment Modelling (CEAM – EPA), no endereço ftp://ftp.epa.gov/epa_ceam/wwwhtml/ceammenu.htm, ou através de pedido diretamente ao CEAM – EPA em Athens, GA - USA .

Os computadores utilizados durante o processo de simulação foram um computador com processador Pentium® 100 MHz, 16 MB de memória RAM, pertencente ao laboratório do REMAS, e outro, de propriedade do autor, com processador Pentium II® 350 MHz, 64 MB de memória RAM.

Após a obtenção e instalação do programa, passou-se ao preenchimento e à configuração de todos os arquivos necessários a execução do mesmo. O primeiro arquivo a ser configurado foi o gerenciador, armazenado com o nome de PRZM.RUN, dentro do edit do MS-DOS®. Nesse arquivo foram armazenados todas as instruções referentes aos caminhos de execução, busca de dados de entrada e local de armazenamento dos dados de saída necessários ao programa. Esse arquivo não acompanha o programa quando de sua instalação, devendo ser construído. Um exemplo desse arquivo pode ser encontrado no anexo 2 e seu modo de preenchimento e explicações mais detalhadas são encontradas no manual do PRZM3. Outro arquivo que necessitou ser criado foi uma pasta que armazenou os dados de entrada do modelo. Na simulação executada neste trabalho, essa pasta recebeu o nome de INPUT. O último arquivo incluído foi a pasta “RESTART.PRZ”, preenchida automaticamente durante a execução do modelo.

Os dados de entrada do PRZM3 são também construídos através do edit do programa MS-DOS® da Microsoft®. Eles são registrados em linhas e colunas, existindo dados de coordenadas fixas e dados de coordenadas variáveis; dados fixos são aqueles que só podem ser colocados em determinada linha do programa e em um número restrito de casas, normalmente também definidas. Já os dados variáveis, para o caso do PRZM3, são colocados em linhas de programação fixas, porém a coluna é variável; o programa lê onde o dado estiver naquela linha. Um exemplo da aparência da rotina quando os dados estão completamente preenchidos pode ser visto na figura 7.

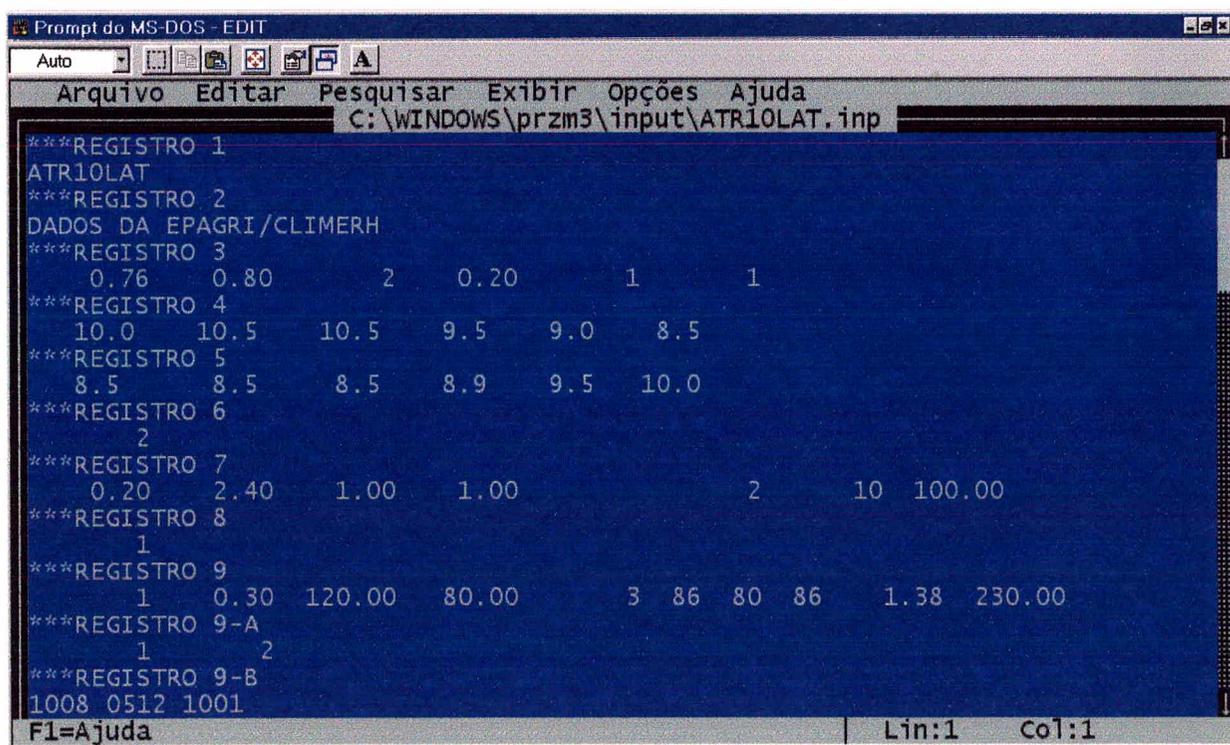


Figura 7: Exemplo da entrada de dados do PRZM3 via edit MS-DOS®.

Por fim, foi imprescindível a criação e compilação de um banco de dados meteorológicos, o qual, nessa simulação, está armazenado na pasta MET_DATA.

O PRZM3 tem o FORTRAN como sua linguagem de programação, podendo ser acessada através de pastas que acompanham o programa. Isto só é possível por este ser um software livre estando a disposição gratuitamente n Internet.

Como visto, há uma certa dificuldade na compilação e criação da interface de uso do programa, que atualmente, se comparada esta interface “DOS”® com as interfaces dos novos simuladores existentes no mercado, que seguem a linha “WINDOWS”®, deixa a desejar. Espera-se que em futuras versões este problema esteja sanado.

3.3 – A ESCOLHA DO AMBIENTE PARA APLICAÇÃO DO MODELO

As simulações apresentadas neste trabalho foram desenvolvidas nas condições ambientais da região Oeste do Estado de Santa Catarina, mais precisamente nas micro-regiões do Vale do Rio Uruguai e Chapecó (Figura 8).

Essa escolha se deve ao fato de o autor ter trabalhado no município de Xavantina – SC, próximo à cidade de Chapecó – SC, durante 8 anos, desenvolvendo trabalhos de extensão rural e com isso, adquirindo um grande conhecimento das características de uso e manejo de agrotóxicos, tipos de solo e culturas da região. Também justifica-se a escolha desse ambiente, o fato da região ter sua economia baseada na agricultura, necessitando urgentemente de tecnologias que venham a melhorar a qualidade de vida do agricultor e aumentar sua produção, sem prejuízo do ambiente.

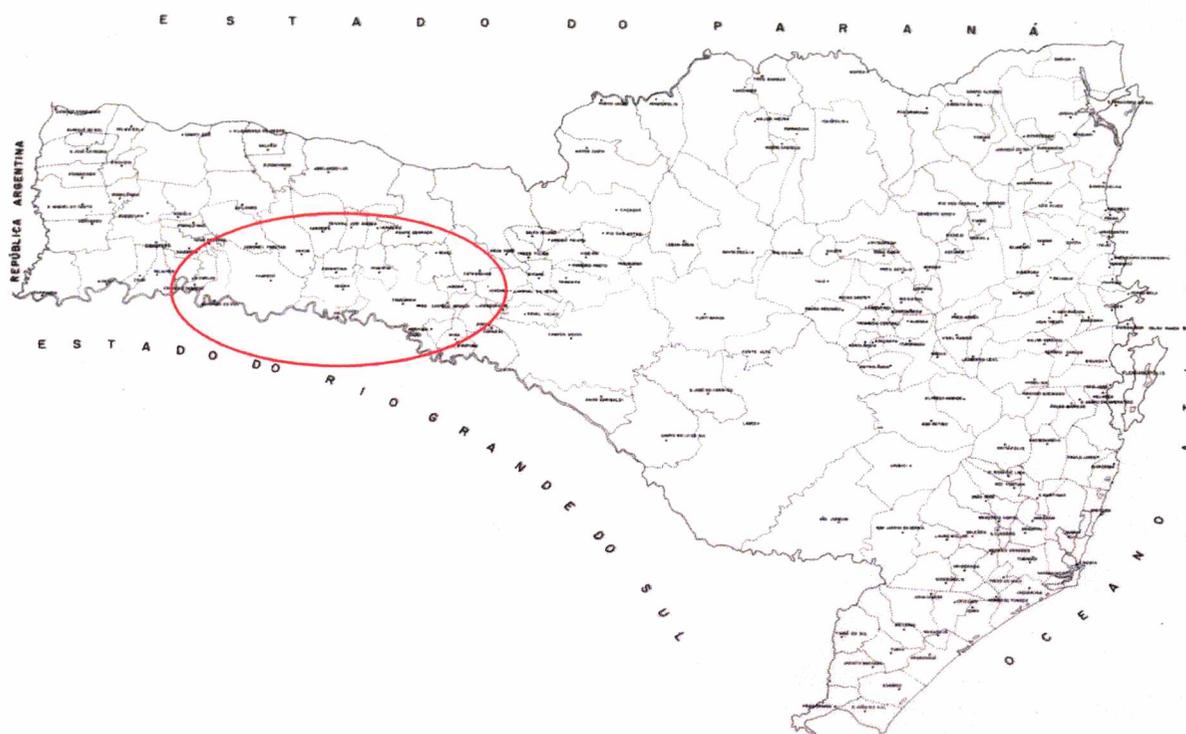


Figura 8: detalhamento do ambiente de aplicação no Estado de Santa Catarina.

O clima da região, segundo Köppen, é subtropical úmido, com um regime de chuvas abundantes (mm/ano), e não uniformes, no ano gerando épocas de chuvas intensas e outras com períodos de estiagem. Os solos predominantes na região são o Litossolo, Latossolo e as Terras Estruturadas, (Baldissera et al, 1992), com profundidades que variam de poucos centímetros a mais de quatro metros. Os latossolos são solos mais profundos e de perfil mais uniforme, enquanto as terras estruturadas são mais rasas, apresentam-se mais pedregosas e têm a presença de horizonte B textural, onde há um acúmulo de argila que eluviou horizonte A. E por fim os litossolos são extremamente rasos, muitas vezes nem apresentando horizonte B e dificilmente ultrapassam meio metro de profundidade.

Na Região Oeste de Santa Catarina, o cultivo do milho é uma das principais atividades agrícolas. Nessa cultura, o uso de herbicidas é bastante intenso e, em determinados anos, os inseticidas também são necessários em altas doses. Dentre os herbicidas mais utilizados, foram selecionados dois dos principais e, também, apontados como problemas ambientais em boa parte do mundo. A Atrazina é o pesticida mais aplicado na região, para o controle de plantas daninhas. Ela é classificada no registro do Ministério da Agricultura (portaria SNVS nº 13, de 01/08/1989), como herbicida de aplicação em pós-plantio ou pré-emergência da cultura do milho, de média persistência e alta mobilidade no ambiente. Além disso, a Atrazina é um dos pesticidas mais comuns, sendo detectado em águas por todo o mundo, existindo um grande número de publicações tratando do assunto, como as de Kleveno et al (1992), McKinlay e Kasperek (1999), Suzuki et al (1998), Buchelli et al (1998). A Simazina também foi selecionada para a simulação devido às formulações comerciais de herbicidas mais comercializadas serem compostas pelo conjunto de Atrazina e Simazina, na concentração de 500 g por litro de cada princípio ativo. A Simazina é classificada no registro do Ministério da Agricultura (portaria SNVS nº 13, de 01/08/1989) como herbicida de aplicação em pós-plantio ou pré emergência na cultura do milho, de média persistência e baixa mobilidade no ambiente. Outro produto escolhido para o estudo foi o Diazinon, pertencente ao grupo dos organofosforados. É bastante utilizado contra as pragas agrícolas da região nas culturas de milho, feijão, hortaliças, frutíferas, etc. Além disso, é produto integrante de muitas formulações de produtos de uso animal, no combate a insetos parasitas, na forma de banhos de imersão, podendo provocar uma contaminação maior do que quando aplicado como agrotóxico no solo. Esse produto também é classificado, segundo a mesma portaria referida acima como

inseticida e acaricida fito e zoosanitário organofosforado, para aplicação na parte aérea das plantas e na parte externa dos animais. Segundo o Ministério da Agricultura, esse produto possui persistência curta e não se desloca no ambiente.

Procurou-se utilizar, nas simulações, características de condições críticas para o ambiente a fim de se examinar quais os problemas que podem advir da contínua aplicação dos produtos, em períodos de 1 a 10 anos. Por condições críticas entende-se diminuir ao mínimo os caminhos da perda do pesticida que não sejam por lixiviação, e desativar a rotina de biodegradação do modelo. Essa desativação tende a potencializar o movimento vertical do agrotóxico, possibilitando uma projeção da análise de risco ambiental de maior perigo ao ambiente, entendendo isso como um fator de segurança do modelo, até ele sofrer a respectiva validação a campo.

Apesar da importância que a biodegradação possui na eliminação da maioria dos agrotóxicos, no caso em estudo analisaram-se três produtos que têm na degradação físico-química os principais processos de eliminação. Como visto acima, em outros produtos deve-se dar severa importância para os processos de biodegradação. Contudo, a análise de tais processos e variáveis envolvidas é de difícil obtenção, dificultando o trabalho do pesquisador.

3.4 – A FORMAÇÃO DE BANCOS DE DADOS PARA APLICAÇÃO NAS CONDIÇÕES DE CHAPECÓ - SC

Em função do volume de informações iniciais necessário para a utilização do modelo, resolveu-se criar um banco de dados para possibilitar ao usuário, no futuro, um

acesso rápido às informações necessárias para executar esse e outros modelos que utilizem dados semelhantes, alternando condições conforme as exigências do momento. A pesquisa foi centrada na necessidade de dados para a execução do programa, segundo as características da região de Chapecó – SC, mas a estrutura básica desse banco visa facilitar a utilização do modelo em outras situações, inclusive fora do estado de Santa Catarina.

Esse banco de dados foi formado em planilhas do programa EXCEL®, da Microsoft®, tendo as variáveis necessárias ao modelo sido separadas em três planilhas, conforme a característica de suas aplicações, mais a planilha dos dados meteorológicos. Foram criadas, então, quatro planilhas que abrigam as variáveis do modelo: banco meteorológico, banco de agrotóxicos, banco de solos e banco de culturas, que serão vistos a seguir.

3.4.1 – O BANCO DE DADOS METEOROLÓGICOS

O banco de dados meteorológicos abriga o conjunto de dados do clima necessários à execução do modelo. É o banco de dados mais extenso, pois o volume mínimo de dados que devem ser abrigados nele é de um ano completo, com dados diários. Também é o banco de dados que precisa ser sempre se construído, a cada situação ambiental diferente, uma vez que é específico para determinado local e determinado tempo.

Para a simulação do modelo estudado neste trabalho, foi criado um banco de dados de 01 de janeiro de 1985, até 31 de dezembro de 1994. Os dados que constam desse banco (obtidos junto ao Climerh – Epagri para região de Chapecó) são a precipitação diária, evaporação no tanque classe A, temperatura média do solo, velocidade do vento e radiação

global. Um exemplo dos dados utilizados na simulação é apresentado no anexo 3. Maiores informações podem ser encontradas no manual do PRZM3.

3.4.2 – O BANCO DE DADOS DE AGROTÓXICOS

Nesse banco, os dados reunidos foram sobre as características químicas e ambientais necessárias à aplicação do PRZM3, para 86 princípios ativos de diferentes pesticidas. Suas características químicas e ambientais foram compiladas das de Mackay et al (1997) e de Howard (1991). Além desses, foi possível obter informações através do banco de dados da Internet, o “ExToxNet”. O manual do PRMZ3 traz algumas constantes químicas e ambientais que podem se aplicadas ao modelo.

As variáveis contempladas nesse banco de dados foram em número de dezessete, e estão apresentadas no anexo 4.

3.4.3 – O BANCO DE DADOS DE SOLOS

Os dados compilados nesse banco foram primariamente voltados à execução do modelo para as condições de Chapecó-SC. Por esse motivo é o menor deles, por conter dados de apenas três dos nove principais tipos de solo existentes no Estado de Santa Catarina, o latossolo, cambissolo e terra estrutura. Entretanto, são dados de grande utilidade, pois estes três tipos de solo estão presentes na maior parte do Estado.

Devido à especificidade de cada sítio de aplicação, decidiu-se, para facilitar o exercício de previsibilidade do modelo, montar esse banco com dados de características médias, para os grandes grupos de solo existentes. Assim, mesmo existindo diversos tipos

de latossolos ou de terras estruturadas, por exemplo, pode-se ter uma idéia dos efeitos que o pesticida irá ter sobre eles, de maneira geral.

Ao necessitar de dados mais detalhados, o usuário deve, então, utilizar os dados referentes àquele tipo de solo de interesse particular, obtendo-os através de análises químicas e físicas específicas, não devendo então utilizar os dados do presente trabalho. O banco de dados de solos, bem como a variáveis envolvidas, estão apresentados no anexo 5.

3.4.4 – BANCO DE DADOS DE CULTURAS

O banco de dados de culturas foi preenchido com as variáveis decorrentes de características de cada cultura apresentadas no manual do PRZM3 e através de mais informes pessoais com pesquisa da Epagri. Também aqui foi dada prioridade a culturas que fossem comuns da região apresentadas no anexo 5, sendo que, posteriormente, o banco de dados pode ser ampliado.

Os dados requeridos foram a porcentagem de área de solo coberta pela copa da cultura, a profundidade máxima média das raízes das culturas, o peso seco da folhagem, a altura máxima da copa e a capacidade máxima de interceptação e armazenamento de água pela copa da cultura. Esses dados estão reunidas no banco de dados de culturas apresentados no anexo 6.

3.5 – DADOS DE SAÍDA

O PRZM3 possui uma saída com três tipos de dados: os dados de concentração do pesticida, os dados de fluxo do pesticida e os dados hidrológicos do solo.

Esses dados são apresentados na forma de tabelas numéricas, em que cada linha representa uma fatia de cada camada do perfil do solo. Esse pedaço foi anteriormente definido no arquivo de entrada de dados do modelo. Um exemplo desta saída de dados pode ser visto na figura 9.

```
Prompt do MS-DOS - EDIT
Auto
Fonte uivo Editar Pesquisar Exibir Opções Ajuda
C:\WINDOWS\przm3\OUTPUT\ATR11LAT.OUT
CNC DATE (DAY-MONTH-YEAR) 31 DEC., 85
CNC AGROTOXICO ATRAZINE
CNC
CNC HORIZON      COMPARTMENT      TOTAL      ADSORBED      DISSOLVED      GAS CONC. T
CNC              (MG/KG)          (MG/KG)      (MG/L)        (MG/L)
CNC -----
CNC
CNC
CNC 1              1              0.6221E-14  0.9226E-15  0.1820E-13  0.5158E-21
CNC 1              2              0.4296E-12  0.6372E-13  0.1257E-11  0.3592E-19
CNC 1              3              0.8155E-11  0.1210E-11  0.2386E-10  0.6872E-18
CNC 1              4              0.8846E-10  0.1358E-10  0.2678E-09  0.7769E-17
CNC 1              5              0.6678E-09  0.1095E-09  0.2159E-08  0.6305E-16
CNC 1              6              0.4134E-08  0.6771E-09  0.1335E-07  0.3923E-15
CNC 1              7              0.2187E-07  0.3579E-08  0.7059E-07  0.2085E-14
CNC 1              8              0.1017E-06  0.1664E-07  0.3282E-06  0.9741E-14
CNC 1              9              0.4212E-06  0.6883E-07  0.1358E-05  0.4048E-13
CNC 1             10              0.1547E-05  0.2527E-06  0.4984E-05  0.1492E-12
CNC 1             11              0.5082E-05  0.8293E-06  0.1636E-04  0.4913E-12
CNC 1             12              0.1490E-04  0.2430E-05  0.4793E-04  0.1444E-11
CNC 1             13              0.3934E-04  0.6410E-05  0.1264E-03  0.3820E-11
CNC 1             14              0.9480E-04  0.1543E-04  0.3044E-03  0.9220E-11
F1=Ajuda | Lin:1085 Col:1
```

Figura 9: Exemplo da tela dos dados de saída da rotina PRZM do modelo PRZM3.

Tomando por base a concentração do produto no perfil do solo, é possível ao usuário ter a real dimensão do problema que a presença do pesticida pode provocar.

Os dados de concentração do produto está expressa, na saída do modelo, em miligrama de princípio ativo, por quilograma de solo (mg/kg). Já a medida de resíduos em água é expressa em mg de soluto por litro de solução (mg/L), seja na água do lençol freático, ou naquela presente no perfil do solo, conhecida como solução do solo. Em termos de concentração, essas proporções de mg/kg e mg/L são mais facilmente entendidas como “parte por milhão” (ppm). A milésima parte de um ppm é igual a uma “parte por bilhão” (ppb), eqüivalendo à unidades de $\mu\text{g}/\text{kg}$ ou $\mu\text{g}/\text{L}$, abreviaturas pelas quais se trata as quantidades de resíduos de pesticida.

O modelo estudado tem como padrão, apresentar os dados de saída na faixa de 10^{-25} ppm. Isso mostra que o modelo pode simular concentrações de resíduos que usualmente são desprezadas na prática, uma vez que a análise química chega até a faixa de parte por trilhão, ppt, (um milhão de vezes menor que o ppm). Assim sendo, fixou-se os dados de saída na faixa de 10^{-3} ppm (1 ppb), estudando-se ainda dentro da faixa de detectabilidade atual e criando uma margem de segurança, se comparado com os limites ambientais exigidos, que variam de 0 a 10 ppb para organofosforados equivalente em parathion (Resolução do CONAMA e padrão de potabilidade da água da FATMA). Quanto ao limite de resíduos exigidos no Brasil, não há parâmetro individual para Atrazina, Simazina e Diazinon, como também para a maioria dos produtos existentes no mercado. Tanto o CONAMA como a FATMA entendem que os pesticidas organofosforados e carbamatos podem ser agrupados e comparados sob a forma de Paration Metílico, cujo limite de resíduo é de 10 ppb. Já para as triazinas, os valores utilizados foram os encontrados na legislação americana (EPA), sendo para a Atrazina, 3 ppb ($\mu\text{g}/\text{L}$), e para a Simazina, 4 ppb ($\mu\text{g}/\text{L}$), devido à forte suspeita do caráter carcinogênico destes resíduos. No caso específico

da Atrazina, como esse limite é facilmente atingido, países como a Alemanha chegaram a proibir o uso desse produto em seu território. Esse é um sinal de que há necessidade de um urgente reestudo na forma de quantificar resíduos de pesticida na água, inclusive procurar criar também um limite de resíduos no solo, a fim de impedir que determinado produto possa alcançar mananciais de grandes profundidades, devido à saturação que eles vão provocando no solo (breakthrough).

Os dados do arquivo de fluxo de pesticidas nada mais são do que um relatório dos destinos de cada quantidade, em ppm, de produto que está sendo simulado. Isso é útil, ao necessitar-se de uma visão geral da quantidade de pesticida que pode estar atingindo cada parte do meio separadamente, possibilitando a noção da quantidade de produto ativo que atinge o alvo e a parte que se perde.

Os dados hidrológicos, além de um relatório detalhado por camada do perfil do solo, dos destinos que a umidade do solo pode ter, apresenta os resultados da Musle, sendo que esse conjunto de informações permite ao usuário o completo controle de como se comportou ou se comportará a umidade do solo durante o período de simulação, podendo-se utilizar esses dados não somente para análises ambientais, mas também para utilizações mais diretas, como para conservação do solo e projetos de irrigação e drenagem.

4 – INTERPRETAÇÃO E ANÁLISE DE DADOS

4.1 – INTERPRETAÇÃO DA SIMULAÇÃO

Dentro do objetivo do trabalho, de verificar a lixiviação potencial do agrotóxico em um perfil de solo efetuando uma análise de risco, as respostas necessárias serão produzidas pelo cruzamento dos dados de concentração e quantidade de água lixiviando no perfil.

Dos dados hidrológicos utilizados, a chuva foi o fator que comandou o princípio da advecção do pesticida no solo. Logicamente, sem a presença de água o produto não penetraria no perfil do solo e sofreria fotólise completa, também não funcionando adequadamente. Dessa forma, houve a necessidade de se conhecer como ocorreu a distribuição de chuvas no período de estudo, para se poder e comparar, posteriormente, o movimento da água no perfil do solo com o do agrotóxico. Isso é visto na figura 10.

A altura mensal de chuvas foi relativamente bem distribuída no período de estudo, com exceção dos períodos de fevereiro a dezembro de 1990 e agosto de 1991 e agosto de 1992, quando o volume de precipitação foi maior que a média do período de estudo, apresentando picos de precipitação até 25 % maiores do que os valores mensais médios (fig. 10). Isso pode ter ocasionado uma “lavagem” do perfil, carreando resíduos e subprodutos dos agrotóxicos mais rapidamente para as camadas mais profundas. Analisando as figuras 11,12,13,14A e 14B, nota-se que houve uma tendência de todos se comportarem conforme a precipitação.

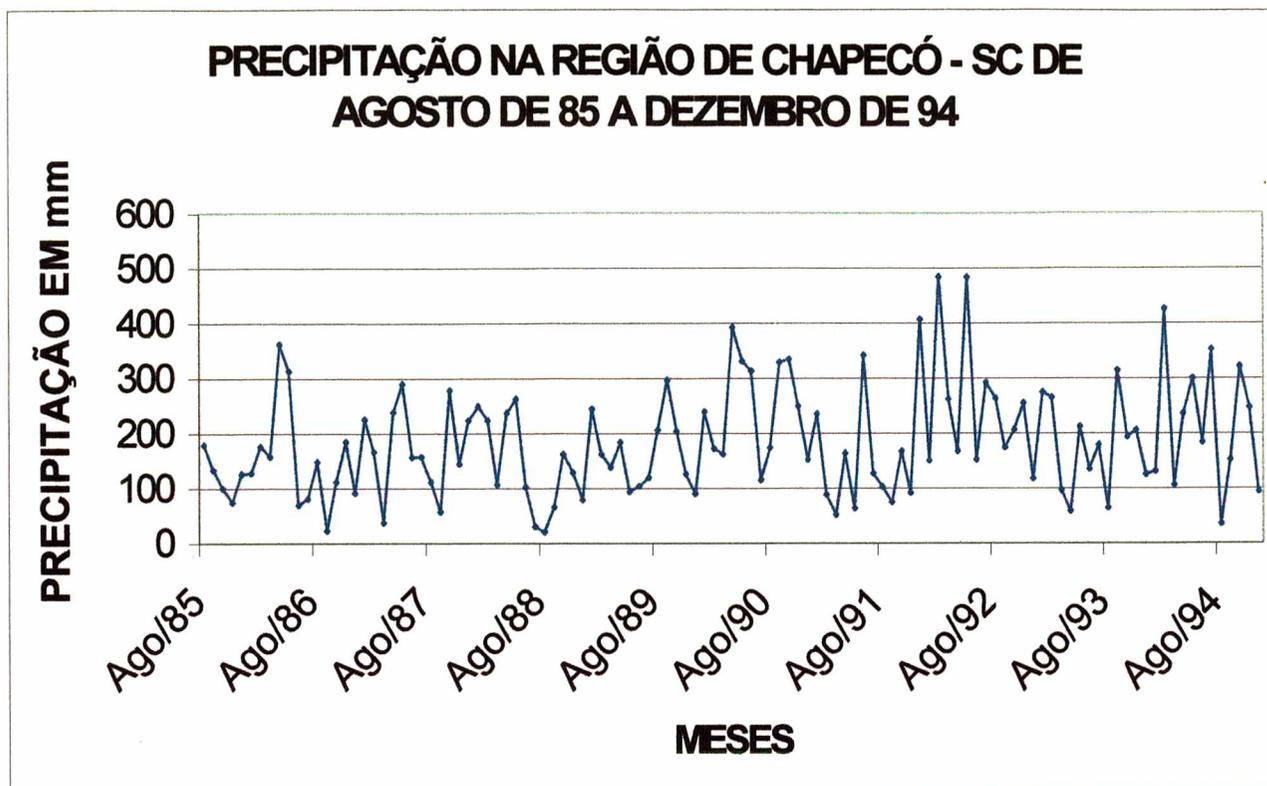


Figura 10: Altura de chuva ocorrida na região de Chapecó – SC, no período de agosto de 1985 a dezembro de 1994. (Epagri/ Climerh, 1999)

Dentro do limite de ambiente testado pelo modelo (2,0 metros), para efeitos de verificação da possibilidade de contaminação do lençol de água subterrânea, coletaram-se também os valores da concentração teórica do produto aos 199 cm de profundidade, produzidos pelo modelo, sempre observando qual o momento em que os referidos valores estabilizava, entendendo-se, neste caso, que o centro da pluma de contaminação teria ultrapassado aquele ponto do perfil, atingindo a água. Durante o período de 10 anos de simulação, a pluma de todos os produtos testados ultrapassou algumas vezes o limite inferior do perfil, principalmente a Atrazina e o Diazinon, com valores que extrapolaram, em várias vezes, os

limites máximos permitidos de resíduo para cada pesticida, pelo padrão vigente no Estado de Santa Catarina para, e, mesmo internacionalmente, esses produtos. A figura 10 mostra como ocorreu o movimento da Atrazina no latossolo e na Terra Estruturada, durante o período de 10 anos do herbicida com uma aplicação anual. O comportamento do apresenta uma conformidade bastante semelhante aos dados de precipitação (fig. 10.), uma vez que, durante os períodos de maior chuva, houve uma aceleração no movimento do resíduo, fazendo com que ele atravessasse praticamente todo o perfil em 60 dias. Nos anos de chuvas, com distribuição normal, ou com estiagens, verifica-se, pelo contrário, uma tendência de acumulação do pesticida no perfil, demonstrando que o solo pode alcançar um ponto de saturação de agrotóxico após determinado período.

Pode-se notar ainda na figura 11, a diferença de comportamento da transformação química da Atrazina nos substratos de um Latossolo e de uma Terra Estruturada. Essa diferença é importante, pois normalmente a Terra Estruturada possui um teor médio de argila superior ao do Latossolo, com um horizonte B textural, no qual parte da argila eluviada no horizonte superior foi depositada, formando uma camada mais argilosa e mais compacta, com maior capacidade de retenção de resíduos e líquidos. Essa retenção também pode ser devida a um desequilíbrio em suas características físicas, com um excesso de microporos em relação aos macroporos, dificultando o transporte de resíduos. A diferença no teor de argila, segundo Fay et al (1997), pode ser a responsável por um aumento na transformação química da Atrazina no horizonte B do solo, demonstrada pela redução dos teores máximos do agrotóxico a 199 cm de profundidade em substrato de Terra Estruturada em relação ao Latossolo.

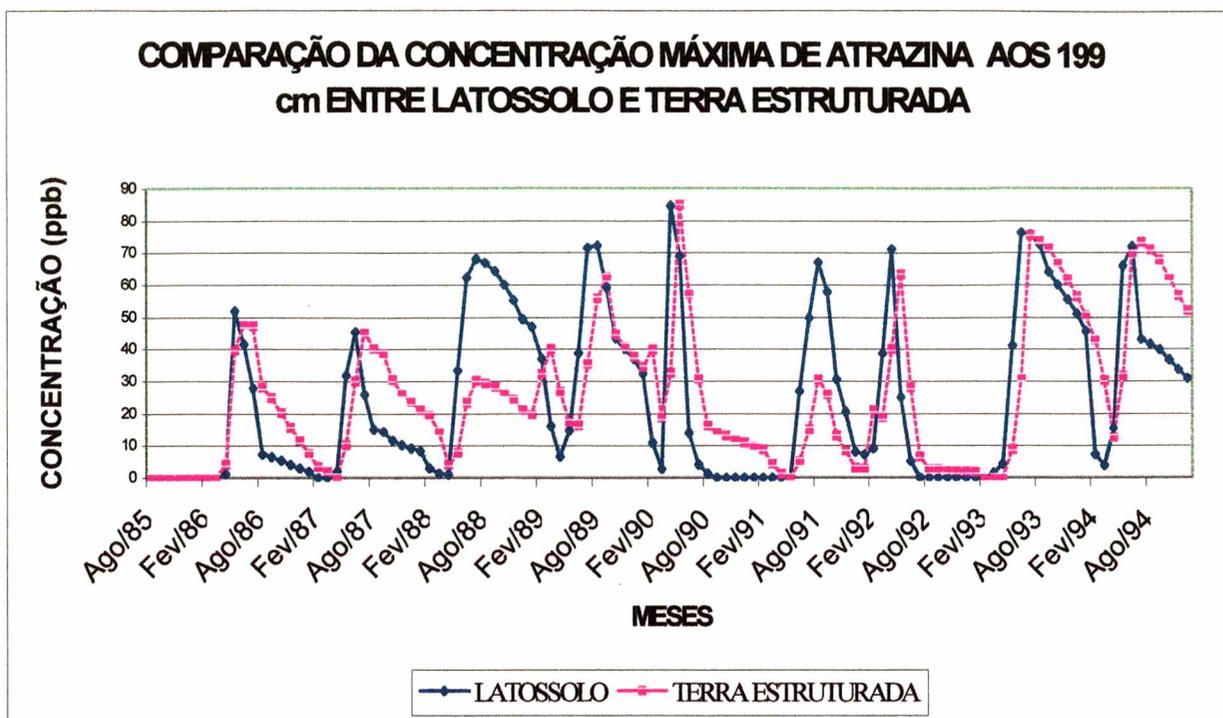


Figura 11: Comportamento da concentração máxima de Atrazina em latossolo e terra estruturada aos 199 cm de profundidade.

As concentrações de Diazinon (fig. 12) no fundo dos perfis dos solos estudados foram bem menores do que as da Atrazina, demonstrando que a dinâmica de degradação desse produto é mais rápida, caracterizando-se como um produto mais seguro em relação ao anterior. Esse comportamento contraria o que está apresentado na descrição do movimento do produto, feita pelo Ministério da Agricultura, em que ele é caracterizado como imóvel no solo. Ainda assim parece estar havendo, também para o Diazinon, uma escalada rumo à saturação no solo, podendo acontecer também para esse produto, uma saturação de pesticida (breakthrough) do perfil. Ficou evidente também, que, em um solo mais argiloso, como é o caso do Terra Estruturada a degradação do pesticida sobre um atraso, atrasando

também a lixiviação dos resíduos nesse tipo de solo. Isso demonstra que, apesar de ser de família diferente da Atrazina, o comportamento da degradação desse inseticida organofosforado é semelhante, seguindo o que preconizou Khan in Fay et all.

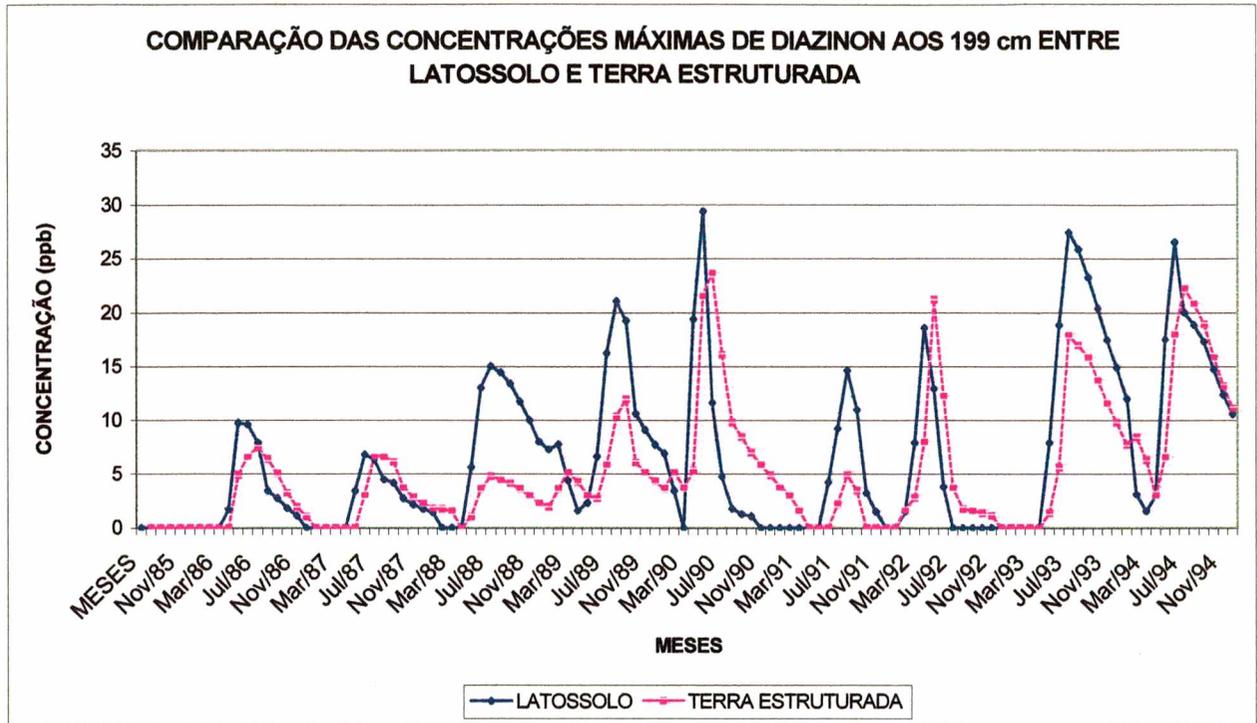


Figura 12: Comportamento da concentração máxima de Diazinon em latossolo e terra estruturada aos 199 cm de profundidade.

Ao contrário da Atrazina, que é da mesma família de agrotóxicos, a Simazina tem um comportamento mais estático no solo, ou seja, tende a permanecer em uma estreita faixa do perfil e sofre uma degradação mais intensa. Na figura 13 é demonstrado esse movimento em latossolo e na terra estruturada.

Também caso da simazina ocorre uma tendência de acumulação de seu resíduo no perfil do solo, após anos de aplicação contínua, devendo-se estender o período de análise por mais tempo, para confirmação dessa tendência de acumulação.

Observando o comportamento da simazina em terra estruturada (fig. 13), observa-se a mesma resposta do produto em relação aos outros produtos testados, quanto à degradação química pela argila. Também neste caso, o grau de degradação foi maior na terra estruturada que em latossolo. Nos anos de maior oferta de água a degradação foi acelerada, provavelmente pela maior dispersão do produto ao longo do perfil, diluindo o pesticida e fazendo com que ele entrasse em contato com maior volume de solo. Isso só não ocorreu em 92 provavelmente pelo volume de água de chuva ter sido muito superior ao que o solo comportaria, provavelmente provocando uma lavagem do perfil de forma acelerada, em todo perfil.

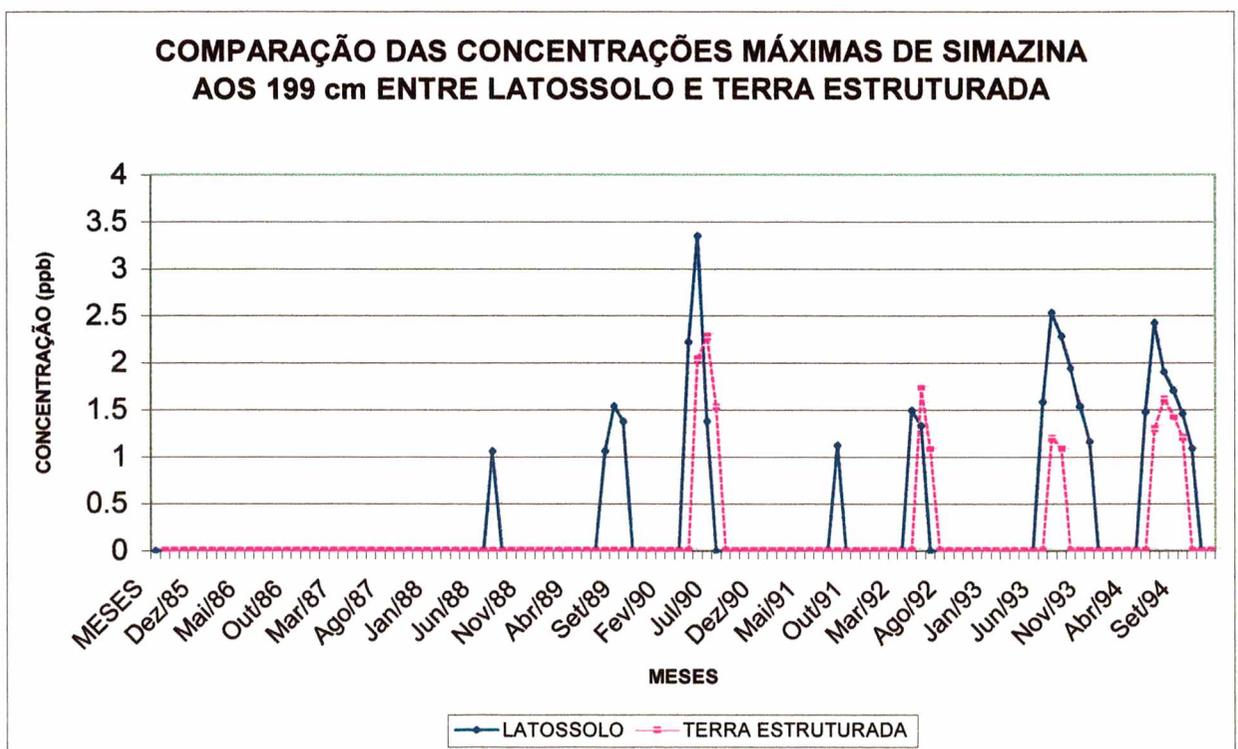


Figura 13: Comportamento da concentração máxima de Simazina em latossolo e terra estruturada aos 199 cm de profundidade.

Ao serem reunidos os dados dos três agrotóxicos em uma única figura, é possível fazer-se uma análise mais profunda e detalhada da questão do risco ambiental que os diversos agrotóxicos podem apresentar. Neste estudo de caso, os três produtos apresentados têm finalidades diferentes, mas mesmo assim é possível efetuar algumas considerações sobre o que está acontecendo entre eles e o ambiente. As curvas de comportamento dos pesticidas a 199 cm de profundidade por tipo de solo estão apresentados na figura 14.A referente ao comportamento em Latossolo e 14.B em Terra Estruturada

Observando-se as figuras 14A e 14B, pode-se ter uma idéia do que pode resultar da escolha errada de um determinado produto para aplicação no campo. Considerando-se que tanto a concentração total de Atrazina, quanto do Diazinon e da Simazina foram simuladas sendo a concentração inicial a mesma para os três produtos, verifica-se que a Atrazina apresenta uma margem de risco ambiental bastante alto em relação aos demais, atingindo picos que ultrapassaram dezenas de vezes o limite máximo permitido em ambos os solos testados. Já o Diazinon, comparado com a Atrazina, apresentou uma margem de risco ambiental intermediária, porém também ultrapassou o limite de 10 ppb, em 300 %. A Simazina, dentre os três produtos, foi a que apresentou uma margem de segurança confiável para esses tipos de solo, nessa situação ambiental, quase não apresentando resíduos. Numa comparação entre os três agrotóxicos, para a de mesma finalidade, certamente a Simazina seria escolhida para o trabalho a ser efetuado. Nessa simulação, entretanto, é importante lembrar que os agrotóxicos não são destinados à mesma finalidade. No caso dos dois herbicidas, é importante notar que a Simazina é utilizada inclusive como produto complementar a Atrazina, para as aplicações a campo.

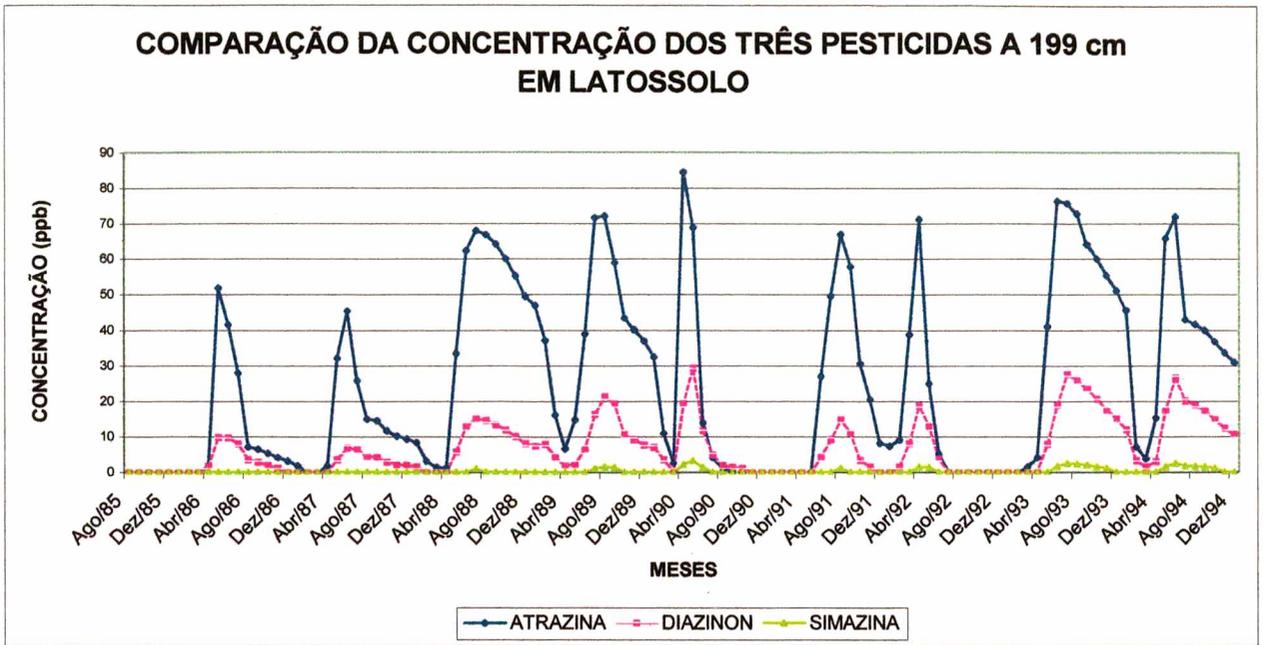


Figura 14.A: Comparação do comportamento dos três pesticidas em latossolo aos 199 cm.

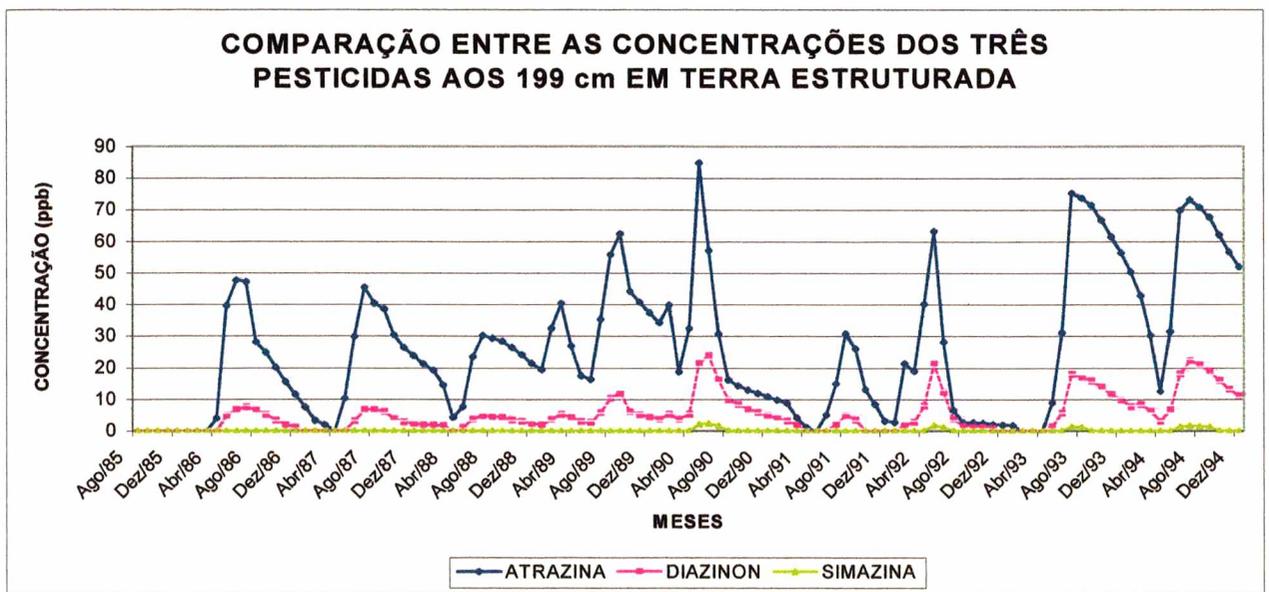


Figura 14.B: Comparação do comportamento dos três pesticidas em terra estruturada aos 199 cm.

Com relação a tendência de lixiviação dos pesticidas no solo, ela já havia sido apontada em diversos outros trabalhos, tanto no Brasil como exterior. Souza et al (1994), Vaz et al (1994), Felding e Svensmark (1995), Kauffman et al(1998), Cogger et all (1998), Dowd et al (1993) e Loague et al (1998). O período de pesquisa nestes trabalhos, no entanto, normalmente, não ultrapassou um ano, impossibilitando a verificação da ocorrência ou não da tendência de saturação, por falta de série histórica.

O tempo é um fator a ser considerado no uso de modelos matemáticos. De maneira geral, para a modelagem matemática, quanto maior o período de análise maior a margem de acerto do modelo em questão. Assim, quando está envolvido o monitoramento ambiental, a modelagem novamente desponta como ferramenta indispensável em projetos que envolvem longo prazo. Nesse ponto a modelagem apresenta sua grande vantagem; a campo, quanto maior o tempo de execução da pesquisa mais oneroso torna-se o projeto, impedindo que a pesquisa continue por longo prazo. Também, no monitoramento ambiental tradicional, com a coleta a campo e análise laboratorial, quando feito pontualmente, pode produzir erros, como, por exemplo, na tomada de amostras em anos muito chuvosos. Assim, nesse caso, é forte a possibilidade do resíduo já ter atravessado o perfil do solo e ter sido perdido entre os períodos de coleta. Dessa forma, um casamento entre a modelagem matemática e a análise laboratorial permitiria ao pesquisador saber com certeza quando, onde e como procurar por resíduos, por períodos mais longos, garantindo uma eficiência e economia maiores.

Na análise de risco, possuindo-se um modelo devidamente calibrado, diminuiu-se o equívoco a tomada de decisões; por exemplo, uma situação em que o uso de herbicidas requeira um produto específico para controle de determinada erva daninha. Normalmente o produtor usa continuamente esse produto, sem trocar de marca ou tipo, até surgir no

mercado um outro que passe a ser o preferido pelos usuários. Com a modelagem matemática pode-se estimar até que momento é seguro, ambientalmente, o uso de tal produto dessa forma, e, ainda, quando se deveria passar a usar outro produto de outra característica química, que apresentasse o mesmo efeito. Também é possível simular respostas para outros produtos, demonstrando numericamente ao usuário do agrotóxico porque, como e quando utilizá-lo. Na análise executada e apresentada nas figuras de 10 a 14, fica evidente a importância e a facilidade de visualização de condições de risco. Demonstrar quantitativamente e comparativamente o erro que é a aplicação continuada de produtos em um mesmo solo, vem apoiar o que se preconiza atualmente: variação de produtos em anos diversos, possibilitando que haja uma degradação dos resíduos de agrotóxicos, evitando a acumulação no meio.

A ferramenta, aqui representada pela modelagem matemática, atualmente não está disponível para o técnico de campo no Brasil, sendo de grande valia para seu trabalho, sua disponibilização o quanto antes.

4.2 – DISCUSSÕES SOBRE O MODELO APLICADO

Um modelo matemático nunca consegue reproduzir com perfeição as condições tão variáveis quanto às existentes no perfil do solo. Isso significa que, quanto mais simples forem os modelos, maiores suas falhas em reproduzir o que acontece na natureza através de equações matemáticas, e, quanto mais complexos eles forem, mais difícil o seu manuseio e a obtenção de dados. Essa afirmação pode ser comparada com o que acontece com o sistema apresentadas na figura 15, pelo qual a tentativa de modelar um círculo perfeito,

representando o meio ambiente, não consegue ser reproduzida pelos modelos matemáticos existentes, mas somente de forma aproximada.

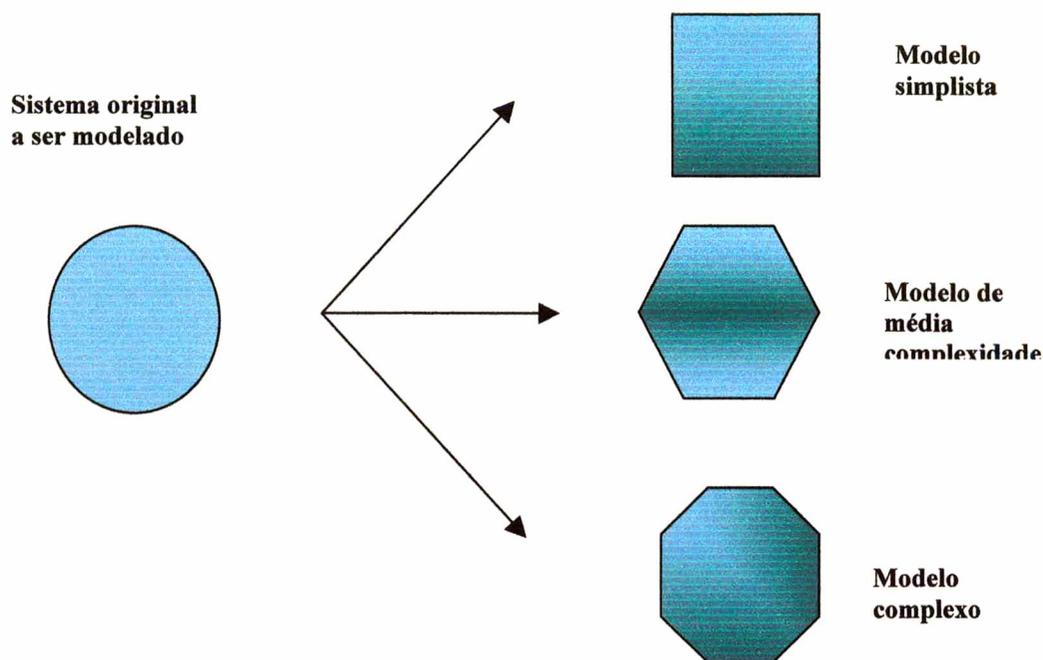


Figura 15: Representação esquemática de uma tentativa de simulação matemática do ambiente.

No caso presente, apesar de a versão três do PRZM ser um modelo intermediário em complexidade, tendo reduzido os problemas existentes nas versões anteriores, ainda é esperada uma determinada diferença entre a realidade e as informações produzidas que, quando bem calibrada, tornam o modelo mais confiável e aplicável.

Recomendações nesse sentido podem ser encontradas nos trabalhos de Baer e Calvet (1997) e de Loague et al (1998), os quais também servem para validar o modelo. Também exemplo dessa afirmativa é o atual estado de arte existente na ciência da meteorologia, em que previsões são feitas com grande precisão, para períodos de até três dias.

Pelo exposto acima, o modelo PRZM3 e a rotina PRZM também apresentam limitações que, a curto prazo, não há como sanar. A mecânica do programa do sistema, limita o uso do modelo, já que ele é baseado em linguagem FORTRAN®, que conta hoje com poucos programadores, além de ser bastante complicada. Já a exigência da entrada dos dados de forma individual poderia ser sanada utilizando-se outros programas em conjunto com o modelo, como, por exemplo, o Microsoft Access®, para a formação e manuseio dos bancos de dados.

Em suma, a própria configuração gráfica do PRZM é um empecilho à sua difusão e uso. Exemplo disso pode ser visto nas figuras 7 e 9, com as respectivas telas de entrada e saída de dados, além da própria mecânica arcaica de programação. Atualmente, já são encontrados simuladores em linguagem de programação voltada ao visual como DELPHI® ou C++®, o que facilita, em muito, a aparência e o trabalho com esses modelos.

Outra limitação dessa versão refere-se a incapacidade, do modelo de aceitar resultados provindos de outras formas de cálculos de variáveis como, por exemplo, na opção da equação de perda de solo, já que o modelo utiliza a MUSLE (Modified Universal Soil Losse Equation) , enquanto que há uma tendência mundial pelo uso da RUSLE (Revised Universal Soil Losse Equation), ou, ainda, das equações de biodegradação. No Brasil, são usadas as de Pseudo primeira ordem e o programa utiliza uma equação de quarta ordem, devido à diversidade dos fatores climáticos entre a América do Norte e a América do Sul. Esse último tipo de limitação impede correções rápidas das equações da rotina do programa, engessando-o e dificultando seu melhoramento e sua aplicação em situações diversas.

No Brasil, embora, a aplicação da modelagem matemática a problemas ambientais seja muito recente, no exterior, principalmente na Europa e América do Norte, essa ferramenta possui uma credibilidade tal que seu uso é rotineiro. No presente caso, a aplicação do modelo PRZM3 foi valiosa, por possibilitar a experimentação teórica de séries de compostos em situações hipotéticas, sem os perigos da experimentação prática, podendo também para diminuir os riscos envolvidos na criação de novas substâncias estranhas ao ambiente. Além disso, a modelagem permite ao usuário final a escolha por uma opção de uso de produtos menos perigosos, ambiental e agronomicamente falando, através da simulação computacional, testando situações seqüenciadamente até encontrar a que menos agrida o ambiente. O fato de se poder aplicar a previsibilidade em situações hipotéticas também contribui grandemente para a redução dos custos de pesquisa e monitoramento ambiental, uma vez que elimina grande parte das análises laboratoriais e experimentais, utilizando somente um microcomputador e um programa próprio.

A simulação matemática com esse modelo, uma vez compreendida como ferramenta de trabalho e uso cotidiano, pode reduzir sobremaneira os custos e os riscos de qualquer ação a ser tomada, uma vez estando testada e calibrada para o respectivo uso. Deve também ter uma aplicação mais direta pelos profissionais da área fim, saindo do âmbito do laboratório e passando para aplicações no campo, como por exemplo, na recomendação e controle da aplicação de pesticidas e de outras substâncias xenobióticas; controle e monitoramento de fluxos d'água e recuperação de mananciais subterrâneos contaminados.

5. CONCLUSÕES

Este trabalho avaliou um estudo de caso sobre a aplicabilidade do modelo matemático de simulação de pesticidas no solo *Pesticide Root Zone Model 3 (PRZM3)*, aplicado em uma situação ambiental do Oeste de Santa Catarina. Especificamente, os dados utilizados referem-se à região de Chapecó – SC e do Vale do Rio Uruguai. Neste mesmo trabalho, foi criado um banco de dados ambientais que contém características dos agrotóxicos mais usados no país, com características químicas e físicas de alguns grupos de solo importantes para aquela região, e dados sobre algumas culturas mais cultivadas no Oeste de Santa Catarina.

O estudo dos dados de concentração, lixiviando ao longo do perfil, permitem ao usuário tomar decisões que proporcionem uma aplicação de agrotóxicos. Também a possibilidade da quantificação do movimento do pesticida analisado no perfil do solo facilita uma compreensão do que envolve a aplicação de tais produtos. Sendo assim, o modelo PRZM3 apresentou-se como um grande auxílio aos métodos tradicionais aplicados no Brasil para a análise de riscos ambientais, por possibilitar essa análise do movimento e acompanhamento quantitativo do pesticida ao longo do perfil e ao longo do tempo, facilitando comparações entre dois ou mais produtos e possibilitando, ao usuário, um auxílio na tomada de decisões quanto ao problema ambiental de se utilizar ou não agrotóxicos.

A apresentação de um banco de dados, anexo a este estudo, economiza ao usuário um tempo valioso de pesquisa. As variáveis compiladas são úteis não somente para o modelo em estudo, mas também para uma série de outros modelos matemáticos empregados atualmente, que exigem dados semelhantes. O total de variáveis presentes neste banco de dados é de 50, reunidas em grupos de finalidade comum. No banco de dados meteorológico, foram reunidas 5 variáveis para cada mês dos 10 anos de simulação. Esse é o único banco que deverá ser integralmente alterado para cada situação ambiental diferente daquelas que já foram simuladas. Os demais bancos de dados aqui reunidos (de agrotóxicos com 17 variáveis para 86 princípios ativos comercializados no Brasil, solos com 23 variáveis para 3 grandes grupos de solo característicos da região Oeste de Santa Catarina, e o banco

de dados de culturas, com 5 variáveis para 16 culturas comerciais, utilizadas principalmente no Estado de Santa Catarina) podem e devem ser incrementados à medida que novas pesquisas sobre modelos matemáticos ou assuntos relacionados assim necessitarem.

Especificamente, em relação ao estudo de caso aqui apresentado, conclui-se que, pelo uso do modelo PRZM3 na simulação do comportamento da Atrazina, Diazinon e Simazina, a Atrazina é realmente bastante móvel no meio, sendo rapidamente lixiviada através do perfil do solo. Aplicando-se as quantidades recomendadas para as práticas agrícolas, a concentração de Atrazina, em nível do lençol freático, atinge 90 µg/kg (ppb) nos meses de altos índices pluviométricos. Os resultados indicam que existe um grande risco da Atrazina, mesmo com a aplicação mínima recomendada pelo fabricante, contaminar o lençol freático da região.

O Diazinon apresentou concentrações de até 30 µg/kg (ppb) no limite inferior da camada de solo analisada (199 cm), um terço do alcançado com a Atrazina. A concentração de Diazinon, então, ultrapassou o que era previsto quanto a sua mobilidade no solo, pois segundo o Ministério da Agricultura, esse produto deveria ter um comportamento de imobilidade no solo.

A Simazina somente apresentou sinais de contaminação aos 199 cm, no meses de maior precipitação durante a simulação, e, se considerada sua concentração apresentada nessas situações, de 1 a 3,5 µg/kg, em relação aos demais pesticidas simulados, pode-se sugerir que praticamente ela não apresentará risco ambiental em situações similares com a simulada. Isso poderia justificar sua classificação junto ao Ministério da Agricultura, como pesticida de baixa mobilidade no perfil.

Os dois diferentes tipos de solos testados (Latosolo e Terra Estruturada), característicos da região de Chapecó e do vale do Rio Uruguai, causaram potenciais de lixiviação variados para os agrotóxicos avaliados. Foi observado que, para a Terra Estruturada, devido a seu maior teor de argila em relação ao Latossolo, houve um retardamento ou maior ação de transformação sobre os produtos analisados. Isso pode ter ocorrido devido à existência da camada de alta concentração de argila existente no início do horizonte B textural, obrigatoriamente presente em todo solo classificado como Terra Estruturada, cujas características físicas podem causar a diminuição da velocidade da percolação dos fluidos através do solo.

A Atrazina sofreu um retardamento em sua movimentação através do perfil, levando, em média, 30 dias a mais para alcançar concentrações iguais ou próximas das obtidas quando da aplicação do produto em Latossolo.

O Diazinon também sofreu uma transformação química um pouco superior e um retardamento semelhante ao da Atrazina em Terra Estruturada, se comparado com Latossolo. Esse efeito ocorre devido ao maior teor de argila presente na Terra Estruturada. A concentração de Diazinon em Terra Estruturada é 20% menor em média, e o atraso de deslocamento também fica em torno de 30 dias.

As diferenças de degradação apresentadas pela Simazina são ainda maiores, quando comparados os dois tipos de solos. Em Latossolo, a Simazina obteve três ocorrências a mais durante a simulação do que em Terra Estruturada, picos referenciados nos meses de agosto de 88, agosto de 89 e agosto de 91. Esse desaparecimento da Simazina em Terra Estruturada indica que nesses anos o pesticida nem mesmo chegou à camada de análise, tendo sofrido forte transformação química, alcançando o ponto de equilíbrio antes de atingir o limite inferior de 199 cm da camada de solo sendo testada.

É necessário observar que, após o exame dos dados resultantes do modelo, a obtenção dos dados quantitativos que demonstrem a movimentação do pesticida ao longo do perfil de solo apontam um problema atualmente desprezado pelo sistema de classificação quanto ao deslocamento do agrotóxico no solo, junto a um de seus órgãos certificadores, o Ministério da Agricultura. Esse sistema, classificando o deslocamento do pesticida no solo em alto, médio ou baixo, pode gerar dúvidas ao usuário, que deveria utilizar tais dados ao efetuar a escolha de um produto que seja compatível agrônômica e ambientalmente.

Tomando como exemplo as simulações dos produtos executadas anteriormente, somente o Diazinon, que é um produto organofosforado, tem seu limite máximo de resíduo na água apresentado na legislação brasileira (CONAMA) de 10 µg/L (ppb), equivalentes em Paration Metil. Tanto a Atrazina como a Simazina não possuem limites de resíduos na água, no Brasil, sendo necessário, para comparações, utilizar índices do órgão ambiental americano, a EPA. No caso da Atrazina, a dose de resíduo máximo permitido na água é de 3 µg/L (ppb) e da Simazina é de 4 µg/L (ppb).

Como observado na simulação, a Atrazina atinge picos até 30 vezes maiores que o permitido na legislação americana, confirmando sua classificação no Brasil, como de alto deslocamento. Estes números, entretanto, também servem para demonstrar que a Atrazina pode estar se tornando um sério problema ambiental também no Brasil, a exemplo do acontecido nos países da Europa e Estados Unidos.

O Diazinon, apesar de ser classificado como imóvel no meio, apresentou índices de resíduos até 3 vezes maior que o permitido na legislação brasileira, aos 199 cm de profundidade. Pela classificação atual, no entanto, o usuário pode deduzir, erroneamente, que o produto é seguro, e aplicá-lo seguidamente, ou em maiores frequências e doses que o recomendado.

A Simazina foi o pesticida que apresentou menor diferença entre os dados simulados e a classificação do Ministério, apesar de apresentar um baixo deslocamento no perfil do solo para essa simulação; em anos em que o regime pluviométrico foi acima do normal, ela chegou a atingir o limite dos 199 cm com teores próximos do limite máximo de resíduo permitido na legislação americana. Isso demonstra que, mesmo sendo classificada como de baixa translocação, a Simazina pode vir a causar dano ao ambiente. Nesse caso, por exemplo, se a profundidade do perfil de solo estudado fosse a metade da atualmente simulada, certamente a Simazina ultrapassaria os valores máximos ambientais, vindo a causar dano ao lençol freático.

Esses resultados demonstram a importância da existência de ferramentas que permitam uma quantificação numérica de resíduos de pesticidas em uma análise de risco ambiental, ao invés de índices que não incluam as mais diversas situações ambientais existentes. Essas ferramentas, como visto com o modelo PRZM3, podem simular rapidamente as diferentes condições que surjam, de maneira mais econômica que os métodos tradicionais, diminuindo os custos do trabalho. Também quando validados e aplicados em conjunto com esses métodos, os modelos alcançam um grau de precisão e confiabilidade, que podem torná-los a melhor opção de ferramenta de controle para análises de risco, nas diversas áreas de conhecimento vinculadas ao meio ambiente.

6 RECOMENDAÇÕES

Algumas recomendações para futuras aplicações ou trabalhos com o modelo PRZM3 se fazem necessárias e estão apresentadas abaixo:

1. Há a necessidade de uma interface gráfica mais intuitiva e amigável, principalmente para a aplicação com usuários que não estejam familiarizados com diferentes linguagens de computador. Sugere-se, também, que a interface acompanhe o padrão Microsoft/Windows®, devido ao fato de que a maioria dos computadores pessoais já apresentarem este padrão e a maioria dos usuários já estar acostumada com ele;
2. Aumentar o banco de dados que abastece esse modelo, mas também pode ser utilizado por outros. Quanto maior for este banco de dados, maior sua interação com o programa, diminuindo a necessidade de entrada manual de dados;
3. Testar o modelo, em uma gama maior de produtos, incluindo a aplicação da sub-rotina de biodegradação e a rotina VADOFT (para ambientes abaixo de 2 metros);
4. Pesquisar o uso da rotina Nitrogênio, que faz parte da rotina PRZM da versão 3 do programa, podendo passar a aplicá-la imediatamente em outro grave problema ambiental do Oeste Catarinense, que é a disposição inadequada de dejetos de suínos e conseqüente contaminação dos mananciais de água, servindo-se das mesmas vantagens que o modelo oferece para o estudo de agrotóxicos;
5. Testar o modelo com experimentos controlados a campo, para a validação do modelo e descoberta de outras modificações que se fizerem necessárias ao modelo.

7 – REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGROCHEMICAL/FIFRA modeling services. Online. Disponível na Internet
<http://www.stone-env.com/services/fif-mdl.html>

ÁGUA – Recurso finito e vulnerável. Online. Disponível na Internet
<http://www.ufsc.br/prolarus/larus.html>

ARORA, Pankaj A., TERNAN, Willian F. An expert system to determine the probability of pesticide leaching. Agricultural water management, [S.l.], n. 25, p. 57-70, 1994.

BAER, U., CALVET, R. Simulation and prediction of dissipation kinetics of two herbicides in different pedo-climatic situations. International journal environmental analitical chemistry. USA, v. 68, p. 213-237, 1997.

BAKER, J.L. Effects of tillage and crop residue on field losses of soil-applied pesticides. In: SCHONOR, J.L. Fate of pesticides & chemicals in the environment. New York: John Wiley & Sons, 1992. p. 175-188.

BALDISSERA, Ivan Tadeu, VEIGA, Milton da, TESTA, Vilson Marcos et al. Caracterização físico- hídrica de seis solos minerais não hidromórficos de Santa Catarina submetidos a diferentes sistemas de manejo. Florianópolis: EPAGRI, 1997.
55 p.

BERTI, A., ZANIN, G., OTTO, S. et al. Evaluation of the cost-risk relationship of groundwater contamination in weed control of soybean. Environmental journal of agronomy, [S.l.], v. 4, n. 4, p. 491-498, 1995.

BRASIL. Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente nº 20, de 18 de junho de 1986. Estabelece a classificação de águas doces, salobras e salinas do território nacional. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, 30 jun. 1986.

BRASIL. Substâncias tóxicas em agricultura, pecuária e produtos domissanitários: nova classificação toxicológica. Portaria nº 01/SNVS/MS e SDVS/MA, de 12 de março de 1985 e nº 10/SNVS/MS, de 08 de março de 1985. Andrei, S.P, 1985. 204 p.

BÜCHELE, Frederico Antônio, SILVA, José Antônio. Manual prático de irrigação por aspersão em sistemas convencionais. Florianópolis: EPAGRI, 1992. 81 p.

BUCHELI, Thomas D., MÜLLER, Sthepan R., HEBERLE, Siegrun et al. Occurrence and behavior of pesticides in rainwater, roof runoff, and artificial stormwater infiltration. Environmental Science & Technology, USA, v. 32, n. 22, p. 3457-3464, 1998.

CARSEL, R.F., IMHOFF, P.R., HUMMEL, J.M., et al. PRZM-3, a model for predicting pesticide and nitrogen fate in the crop root and unsaturated soil zones: users manual for release 3. Athens, USA: National exposure research laboratory office of research and development u. s. environmental protection agency, 1998. 447 p.

CENTER for exposure assessment modeling (CEAM). Online. Disponível na internet.

ftp://ftp.epa.gov/epa_ceam/wwwhtml/ceammenu.htm

CLEARY, Robert W. Qualidade da água subterrânea. In: PORTO, Rubem La Laina (Org.).

Hidrologia ambiental. São Paulo: Edusp, 1991. p. 211-293.

COGGER, C.G., BRISTOW, P.R., STARK, J.D., et al. Organic chemicals in the environment: transport and persistence of pesticides in alluvial soils I simazine. Journal of environmental quality, USA, v. 27, p. 543-550, 1998.

CROWE, A.S., MUTCH, J.P. An expert systems approach for assessing the potential for pesticide contamination of groundwater. Groundwater, Burlington, v. 32, n. 3, p. 487-498, jan./june. 1994.

CRYER, S.A., ROLSTON, L.J., HAVENS, P.L. Utilizing simulated weather patterns to predict runoff exceedence probabilities for highly sorbed pesticides. Environmental pollution, USA, n. 103, p. 211-218, 1998.

DONZELI, Pedro L., PINTO, Sérgio dos Anjos F., LOMBARDI NETO, Francisco et al. Modelo musle e sistema de informações geográficas aplicados ao estudo de pequenas bacias hidrográficas. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 10, 1994, Florianópolis. ANAIS... Florianópolis: EPAGRI, 1994. 428 p. p. 140-141.

DOWD, J.F., BUSH, P.B., NEARY, D.G., et al Modeling pesticide movement in forested watersheds: use of przm for evaluating pesticide options in loblolly pine stand management. Environmental toxicology and chemistry, USA, v. 12, p. 429-439, 1993.

EXTOXNET, Pesticide information profiles (PiPs). Online. Disponível na internet.
<http://ace.orst.edu/info/extoxnet/pips/ghindex.html>

FAY, Elisabeth Francisconi, SILVA, Célia Maria Maganhotto, MELO, Itamar Soares. Degradação abiótica de xenobióticos. In: MELO, Itamar Soares (Org.). Microbiologia ambiental. Jaguariúna: Embrapa, 1997. p. 125-140.

FELDING, G., SVENSMARK, B. Leaching of pesticides from clayey soils: comparison of simulated and determined concentrations. International journal environmental analitical chemistry, USA, v. 58 , p. 215-230, 1995.

FREEDMAN, B. Environmental ecology: the ecological effect of pollution, disturbance and other stresses. San Diego: Academic Press, 1980. p. 213-277.

GELMINI, Gerson Augusto. Agrotóxicos legislação básica. Campinas: Fundação Cargill, 1991. 2v. v.2.

GONZALES-PRADAS, E., VILAFRANCA-SÁNCHEZ, M., FERNÁNDEZ-PÉREZ, M. et al. Sorption and leaching of diuron on natural and peat-amended calcareous soil from spain. Water Research, Great Britain, v. 32, n. 9, p. 2814-2820, 1998.

HOWARD, Philip H. (Ed). Handbook of environmental fate and exposure for the organic chemicals. Michigan, EUA: Lewis Publisher. , 1991. V. 3. 687p.

HU, Jian-Ying, AIZAWA, Takako, OOKUBO, Yutaka et al. Adsorptive characteristics of ionogenic aromatic pesticides in water on powdered activated carbon. Water research, Great Britain, v. 32, n. 9, p. 2593-2600, 1998.

JANSE, Jan H., DONK, Ellen Van, ALDENBERG, Tom. A model study on the stability of the macrophyte-dominated state as affected by biological factors. Water Research, Great Britain, v. 32, n. 9, p. 2696-2706, 1998.

JONES, Russel. Use of modeling in developing label restrictions for agricultural chemicals. Weed technology, USA, v. 6, p. 683-687, 1992.

JONES, Russel L. Modeling the degradation and movement of agricultural chemicals in groundwater. In: HONEYCUTT, Richard, SCHABACHER, Daniel. Mechanisms of pesticide movement into groundwater. USA: Lewis Publishers, 1994.. p. 117-124.

KAUFFMAN, Shelley, BOLSTER, Carl, HORNBERGER, George et al. Rate- limited transport of hydroxyatrazine in na unsaturated soil. Environmental Science & Technology, USA, v. 32, n. 20, p. 3137-3141, 1998.

KIEHL, Edmar José. Manual de edafologia: relações solo-planta. São Paulo: CERES, 1979. 262 p.

KLEVENO, Jennifer, LOAGUE, Keith, GREEN, Richard. Evaluation of a pesticide mobility index: impact of recharge variation and soil profile heterogeneity. Journal of contaminant hydrology, Amsterdam, n. 11, p. 83-99, 1992.

LEÃO, Júlio César. Mobilidade do carbofuran em solo agrícola. Florianópolis, 1998. 98 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFSC, 1998.

LOAGUE, Keith, MIYAHIRA, Robert N., Green, Richard E. et al. Modeling results. Online . Disponível na Internet <http://web3.infotrac.apla.galegroup.com>.

MACKAY, D., SHIU, W. & MA, K. Ilustred handbook of physical-chemical and environmental fate for organic chemicals. Boca Raton & Nova York: Lewis Publishers, 1997. V. 5. 812p.

MALISKA, Clóvis R., CORSEUIL, Henry X., SCHLINDWEIN, Sandro L. et al. CD-ROM tecnologias ambientais para o desenvolvimento sustentável da bacia do rio cubatão. Florianópolis: UFSC, 1998.

MANUAL de uso, manejo e conservação do solo e da água. Florianópolis: Secretaria de Estado da Agricultura e Abastecimento, 1991. 292 p.

MARTIN NETO, Laidislau, VIEIRA, Eni Maria, TABHETTA, Dinis Gomes. Mecanismos de absorção e degradação de herbicida atrazina por substâncias húmicas de solos. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 10, 1994, Florianópolis. ANAIS... Florianópolis: EPAGRI, 1994. 428 p. p. 352-353.

MCKINLAY, R.G., KASPERED, K. Observations on decontamination of herbicide-polluted water by marsh plant systems. Water research, Great Britain, v. 33, n. 2, p. 505-511, 1999.

METCALF & EDDY. Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse. New York: McGraw-Hill, 1991. 1334 p.

MONTEIRO, Regina Tereza Rosim. Degradação de pesticidas. In: MELO, Itamar Soares (Org.). Microbiologia ambiental. Jaguariúna: Embrapa, 1997. p. 107-124.

NEARY, Daniel G., BUSH, Parshall B., MICHAEL, Jerry L. Fate, dissipation and environmental effects of pesticides in southern forests: a review of a decade of research progress. Environmental toxicology and chemistry, USA, v. 12, p. 411-428, 1993.

PADRÕES de qualidade das águas. Florianópolis: Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina, [199?].

PESSOA, Maria Conceição, LUCHIARI JUNIOR, Ariovaldo, FERNADES, Elizabeth.
Principais modelos matemáticos e simuladores utilizados para análise de impactos ambientais das atividades agrícolas. Jaguariúna: Embrapa, CNPMA, 1999. 83 p.

PINTO, Sérgio A.F., DONZELI, Pedro, VALÉRIO, Mário, et al. Análise comparativa da aplicação dos modelos musle e usle, com suporte de técnicas de geoprocessamento. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 10, 1994, Florianópolis. ANAIS...Florianópolis: EPAGRI, 1994. 428 p. p. 164-165.

PORTO, Monica, BRANCO, Samuel, LUCA, Sérgio. Caracterização da qualidade da água. In: PORTO, Rubem La Laina (Org.). Hidrologia ambiental. São Paulo: edusp, 1991. 411 p. p. 27-65.

UNIVERSITY of Hawaii, Remot access pesticide information database (RAPID). Online. Disponível na internet. <http://pestworld.stjohn.hawaii.edu/cfdocs/test/hp00001.htm>

SAAVEDRA, Adolfo Grover. Agrotóxicos: legislação, receituário agrônomo. Florianópolis: Serviço de Defesa Sanitária Vegetal, 1991. 64 p.

SCHONOR, Jerald L. Fate of pesticides & chemicals in the environment. New York: John Wiley & Sons, 1992. 436 p. cap. 1, p. 1-25: Chemical fate and transport in the environment.

SCHNOOR, Jerald L. Modeling Environmental: fate and transport of pollutants in water, air, and soil. New York: Wiley-Interscience, 1996. p. 381 - 455.

SCHWARZENBACH, René P., GSCHWEND, Philip M., IMBODEN, Dieter M. Environmental organic chemistry. New York: John Wiley & Sons, 1993. 681 p.

SETIA, Parveen, PIPER, Steven. Groundwater quality implications of soil conservation measures: an economic perspective. Water resources bulletin, USA, v. 27, n. 2, p. 201-208, apr. 1991.

SILVA, Márcio Luís. Efeito do etanol na cinética de degradação aeróbica de benzeno e tolueno por pseudomonas putida F1, Florianópolis, 1998. 82 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFSC, 1998.

SOUZA, M. Dornelas, BACCHI, O.O.S., REICHADT, K., et al. Movimento da atrazina numa terra-roxa estruturada eutrófica. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 10, 1994, Florianópolis. ANAIS... Florianópolis: EPAGRI, 1994. 428 p. p. 340-341.

SUSUKI, Toshinari, KONDO, Harumi, YAGUCHI, Kumiro, et al. Estimation of leachability and persistence of pesticides at golf courses from point-source monitoring and model to predict pesticide leaching to groundwater. Environmental science & technology, USA, v. 32, n. 7, p. 920-929, 1998.

TRIEGEL, Elly, GUO, Lei. Overview of the fate of pesticides in the environment, water balance, runoff us leaching. In: HONEYCUTT, Richard, SCHABACHER, Daniel. Mechanisms of pesticide movement into groundwater. USA: Lewis Publishers, 1994. p. 1-15.

VAZ, C. M. P., MACHADO, S. A. S., MAZO, L. H. et al. Adsorção do herbicida Atrazina em diferentes solos. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 10, 1994, Florianópolis. ANAIS... Florianópolis: EPAGRI, 1994. 428 p. p. 356-357.

VISCHETTI, C., BUSINELLIL, M., MAKINI, M., et al. Comparison of PRZM-2 computer model predictions with field data on the fate of napropamide and pendimethalin in soils. Environmental journal of agronomy. [S.l.], v. 4, n. 3, p. 355-361, 1995.

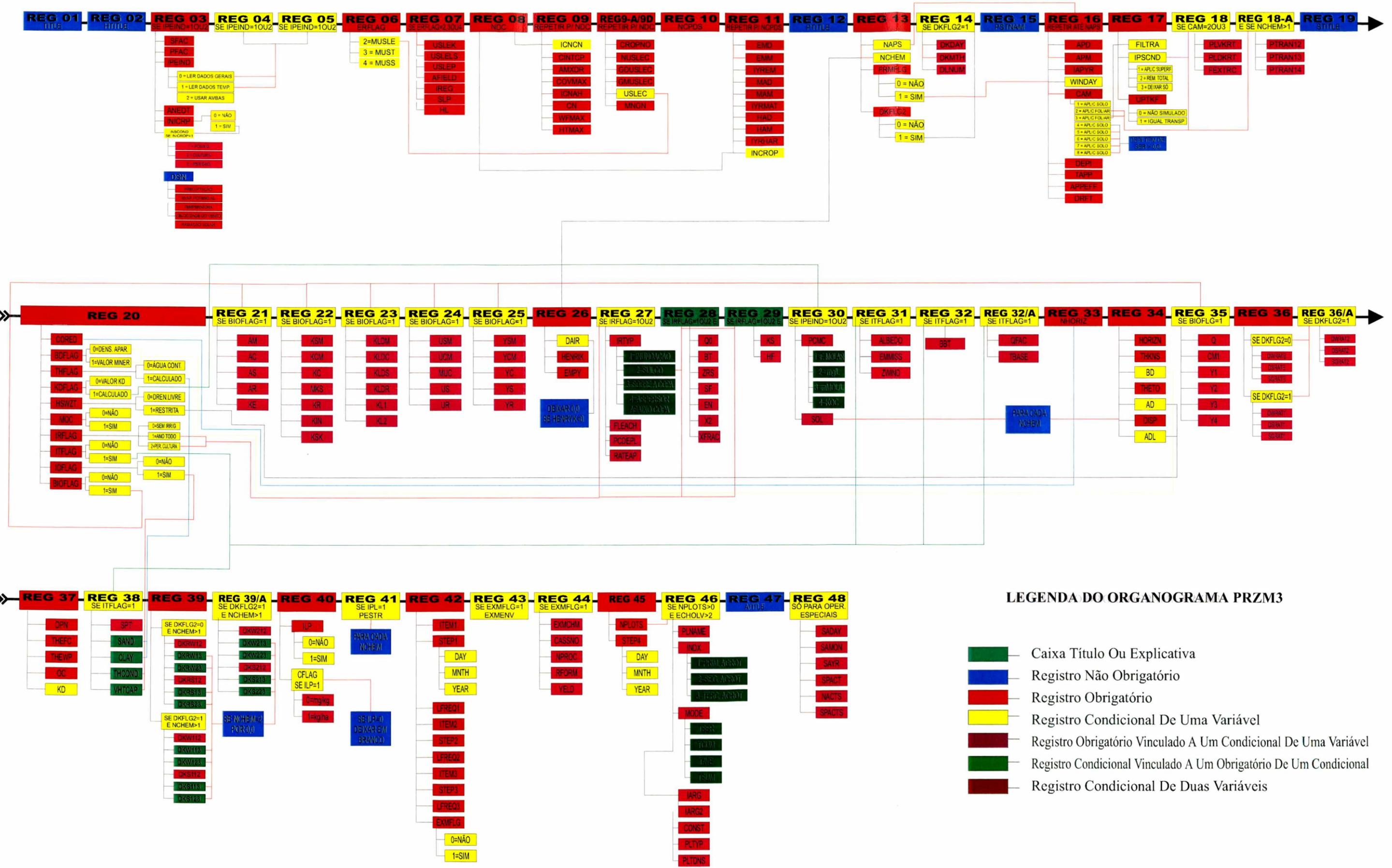
WEBER, J.B. Properties and behavior of pesticides in soil. In: HONEYCUTT, Richard, SCHABACHER, Daniel. Mechanisms of pesticide movement into groundwater. USA: Lewis Publishers, 1994. p. 15-42.

WEBER JUNIOR, Walter. Physicochemical processes for water quality control. New York: John Wiley & Sons, 1972. 640 p.

WOLFE ,N.L. Abiotic transformations of pesticides in natural waters and sediments. In: SCHONOR, J.L. Fate of pesticides & chemicals in the environment. New York: John Wiley & Sons, 1992. p. 93-104.

8 - ANEXOS

PRZM3



LEGENDA DO ORGANOGAMA PRZM3

- Caixa Título Ou Explicativa
- Registro Não Obrigatório
- Registro Obrigatório
- Registro Condicional De Uma Variável
- Registro Obrigatório Vinculado A Um Condicional De Uma Variável
- Registro Condicional Vinculado A Um Obrigatório De Um Condicional
- Registro Condicional De Duas Variáveis

ANEXO 1

EXPLICAÇÃO DOS DADOS DE ENTRADA DO ORGANOGRAMA DO PRZM3

REGISTRO 1

COL 1-7 **TITLE** Título

REGISTRO 2

COL 1-78 **HTITLE** Título da informação hidrológica.

REGISTRO 3

COL 1-8 **PFAC**..... Fator crítico usado para estimar a evapotranspiração diária.

COL 9-16 **SFAC** Fator de derretimento de neve em $\text{cm}/^{\circ}\text{C}$.

COL 17-24 **IPEIND** Fator crítico de decaimento.

0 = leitura dos dados críticos;

1 = temperatura;

2 = ambos.

COL 25-32 **ANETD** Profundidade mínima na qual a evaporação é extraída em cm.

COL 33-40 **INICRP** Indicativo do início da colheita se a data da simulação é anterior a data de emergência. (veja registro 10). 1 = sim 0 = não.

COL 41-48 **ISCOND**..... Condições de superfície para início da colheita (se **INICRP** = 1).

1 = terra nua;

2 = plantação;

3 = resíduo.

REGISTRO 4 (somente se **IPEIND** = 1 ou 2)

COL 1-48 **DT**..... Horas de sol nos meses de janeiro a junho.(Seis valores).

REGISTRO 5 (se **IPEIND** = 1 ou 2)

COL 1-48 **DT**..... Horas de sol de julho a dezembro.(Seis valores).

REGISTRO 6

COL 1-8 **ERFLAG**..... Decaimento para o cálculo da erosão.

ERFLAG=2, MUSLE (Equação Universal de Perda de Solo modificada);

ERFLAG=3, MUST (variações da equação MUSLE);

ERFLAG=4, MUSS (variações da equação MUSLE).

REGISTRO 7

- COL 1-8 **USLEK**..... Fator da Equação universal de perda de solo (k) pela erosão.
- COL 9-16 **USLELS**..... Fator da Equação universal de perda de solo (LS) devido ao fator topográfico
- COL 17-24 **USLEP** Fator da Equação universal de perda de solo (P) devido ao fator de práticas agrícolas de conservação do solo
- COL 25-32 **AFIELD** Área de plantação (hectares).
- COL 40-48 **IREG** Fator de erosividade da chuva.
- COL 49-56 **SLP** Declividade do terreno, dado de campo.
- COL 57-64 **HL**..... Comprimento de rampa, em metros (m). (dado de campo).

REGISTRO 8

- COL 1-8 **NDC**..... Número de diferentes culturas na simulação (1 a 5).

REGISTRO 9 (repita este registro até NDC)

- COL 1-8 **ICNCN** Número da plantação (varia de 1 a 5).
- COL 9-16 **CINTCP** A máxima interceptação e armazenamento da cultura (cm).
- COL 17-24 **AMXDR**..... Profundidade máxima da raiz da planta (cm).
- COL 25-32 **COVMAX**.... Área máxima de cobertura da copa
- COL 33-40 **ICNAH** Condição da superfície da plantação após a colheita (veja registro 11).
- 1 = plantação;
2 = colheita;
3 = resíduo.
- COL 42-52 **CN**..... Números das curvas das condições antecedentes de umidade para plantação, colheita e resíduos. (3 valores).
- COL 65-72 **WFMAX**..... Peso máximo seco da folhagem da planta (Kg / m^2).
- Necessário se CAM = 3 (registro 16) além disso ajuste para 0.0.

COL 73-80 **HTMAX**..... Altura máxima da planta na data de maturação em centímetros (cm).

Repetir 9A – 9D (repetir até o número de culturas)

REGISTRO 9A

COL 1-8 **CROPNO**..... Número da plantação.

COL 9-16 **NUSLEC**.....Número de USLEC (Fator C).

Repetir 9B, 9C e 9D se NUSLEC >0

REGISTRO 9B

COL 01-02 **GDUSLEC**... Dia de início do uso da Equação de Perda de Solo e Fator de Manning. Três valores (início, coluna 01-02; meio, e fim) do plantio.

COL 03-04 **GMUSLEC**.. Mês de início do uso da Equação de Perda de Solo e Fator de Manning. Três valores (início, meio e fim) do plantio.

REGISTRO 9C

COL variável **USLEC**..... Fatores de gerenciamento da perda universal da cobertura do solo para os mesmos 3 valores (plantação, resíduo e colheita)..

REGISTRO 9D

COL variável **MNGN**..... Fator de Manning. Fator que indica a rugosidade da superfície.

REGISTRO 10

COL 1-8 **NCPDS**..... Número de plantações no período (soma de NDC para toda safra atual no registro 11).

REGISTRO 11 (repita este registro até NCPDS)

COL 3-4 **EMD**..... Dia que começa a plantação.

COL 5-6 **EMM**..... Mês que começa a plantação.

COL 7-8 **YREM**..... Ano que começa a plantação.

COL 11-12 **MAD**..... Dia que começa a maturação da plantação.

COL 13-14 **MAM**..... Mês que começa a maturação da plantação.

COL 15-16 **IYRMAT**..... Ano que começa a maturação da plantação.

COL 19-20 **HAD**..... Dia que começa a colheita.

COL 21-22 **HAM**..... Mês que começa a colheita.

- COL 23-24 **IYRHAR**..... Ano que começa a colheita.
- COL 25-32 **INCROP**..... O número da plantação associado com o número de diferentes culturas (NDC)

REGISTRO 12

- COL 1-8 **PTITLE**..... Título para o pesticida.

REGISTRO 13

- COL 1-8 **NAPS**..... Número total de aplicações do pesticida ocorrida em diferentes datas (1 a 800), se 2 ou mais pesticidas são aplicados na mesma data então NAPS = 1 para este dia.
- COL 9-16 **NCHEM**..... Número de pesticida na simulação (1 a 3).
O PRZM e VADOFT (outra subrotina do programa) permitem que três pesticidas sejam especificados
- COL 17-24 **FRMFLG**..... Índice para indicar o teste que verifica a condição ideal de umidade no solo. (veja registro 16 data com objetivo de informação). 1 = sim; 0 = não.
- COL 25-32 **DKFLG2**..... Índice que permite entrada de uma meia vida bifásica.
1=Sim; 0=Não.

REGISTRO 14 (Somente se DKFLG2=1, Repetir para cada agrotóxico).

- COL variável **DKDAY**.....O dia quando a primeira meia-vida inicia.
- COL variável **DKMNTH**.....Mês em que a primeira meia-vida inicia.
- COL variável **DKNUM**.....Número de dias após a primeira meia-vida iniciar, que é mudada para a segunda meia-vida.

REGISTRO 15

- COL 1-60 **PSTNAM**..... Nome do(s) pesticida(s) para sair no Arquivo de saída da simulação.

REGISTRO 16 (Repita este registro até NAPS – veja no registro 13)

- COL 3-4 **APD**..... Dias da aplicação.
- COL 5-6 **APM**..... Mês da aplicação.
- COL 7-8 **IAPYR**..... Ano da aplicação.

COL 9-11 **WINDAY** Números de dias no qual é verificada o valor da umidade do solo com objetivo de apresentar a data ideal de aplicação do pesticida. Somente se FRMFLG = 1, senão colocar zero.

COL 1-8 **CAM**..... Método de aplicação do pesticida.

- 1 = aplicado no solo. Incorporação padrão profundidade 4 centímetros decrescendo linearmente com a profundidade.
- 2 = aplicação foliar linear baseada na copa da cultura.
- 3 = aplicação foliar não linear usando filtração exponencial.
- 4=aplicação no solo usando incorporação com profundidade definida (uniforme com a profundidade).
- 5 = aplicação no solo usando incorporação com profundidade definida (aumentando linearmente com a profundidade).
- 6 = aplicação no solo usando incorporação de profundidade definida (diminuindo linearmente com a profundidade).
- 7 = aplicação linear em Banda-T. Com profundidade de incorporação definida (use a variável de entrada DRFT para definir a fração do pesticida a ser aplicado nos dois centímetros superiores, lembrando que o pesticida será uniformemente incorporado entre dois centímetros e a profundidade definida pelo usuário).
- 8 = aplicação de solo, o produto químico será incorporado dentro da profundidade especificada pelo usuário em DEPI (próxima variável).

Nota: DEPI tem que ser maior que 0.0 para CAM=4,5,6,7,8.

COL variável **DEPI** Profundidade da aplicação dos pesticidas (cm).

COL variável **TAPP**..... Total de pesticida aplicado (Kg / ha). TAPP deve entrar na mesma ordem que PSTMAN (registro 15). Se NCHEM for maior do que 1 (um).

COL variável **APPEFF** Eficiência da aplicação (fração). Variação de 0 a 1, sendo 1 igual a 100%.

COL variável **DRFT** Fração do agrotóxico arrastada pelo vento. Variação de 0 a 1, sendo 1 igual a 100%.

REGISTRO 17 (Repita este registro até NCHEM)

COL 1-8 **FILTRA** Parâmetro de filtração. Se CAM = 3, senão colocar 0.0.
Parâmetro de filtração da folhagem inicial para a distribuição do solo

COL variável **IPSCND** Índice para indicar a disposição do pesticida foliar após a colheita. 1= aplicação na superfície;
2 = removido completamente;
3 = é retido na superfície para sofrer decomposição.
Requerido se CAM = 2 ou 3.

COL variável **UPTKF** Fator de absorção da planta.
1 = absorção é igual transpiração dissolvida na fase de concentração.
0 = não tem absorção na simulação.

REGISTRO 18 (somente se CAM = 2 ou 3 repita este registro até NCHEM)

COL 1-8 **PLVKRT** Volatilização do pesticida em razão da decomposição pela folhagem da planta (por dia).

COL 9-16 **PLDKRT** Razão de decomposição do pesticida pela folhagem da planta (por dia).

COL 17-24 **FEXTRC** Coeficiente de extração do pesticida foliar para cada pesticida.

REGISTRO 18 A (somente se CAM = 2 ou 3, NCHEM>1)

COL 1-8 **PTRAN12** Taxa de transformação foliar do pesticida 1-2.

COL 9-16 **PTRAN13** Taxa de transformação foliar do pesticida 1-3.

COL 17-24 **PTRAN23** Taxa de transformação foliar do pesticida 2-3

REGISTRO 19

COL 1-78 **STITLE** Título para propriedades do solo.

REGISTRO 20(Com exceção do UPTKF e do BIOFLAG os demais parâmetros requeridos pelo registro 20 estão na Tabela III Banco de Solos).

- COL 1-8 **CORED**..... Profundidade total da camada de solo (cm). Soma de todas as espessuras dos horizontes.
- COL 17- 20 **BDFLAG**..... Índice para indicar o cálculo da densidade volumétrica.1 = valores de entrada do mineral. 0 = densidade volumétrica aparente conhecida.
- COL 21-24 **THFLAG** Capacidade de campo e índice de ponto de decaimento.1 = calculado no modelo. 0 = entrada do índice de água.
- COL 25-28 **KDFLAG** Índice para indicar o coeficiente de absorção solo - pesticida. 1=calculado no modelo. 0 = KOC.
- COL 29-32 **HSWZT**..... Índice de drenagem. 1 = restrita,2 = drenagem aberta.
- COL 33-36 **MOC**..... Índice característicos dos métodos. 1 = sim, 0 = não
- COL 37-40 **IRFLAG**..... índice de irrigação. 0 = não, 1 = durante todo ano, 2 = somente no período da plantação.
- COL 41-44 **ITFLAG** Índice para simulação da temperatura do solo. 1 = sim, 0 = não
- COL 45-48 **IDFLAG**..... Índice da capacidade de aquecimento e condutividade térmica. 1 = sim, 0 = não
- COL 49-52 **BIOFLAG** Índice de biodegradação. 1 = sim, 0 = não

REGISTRO 21 (somente se BIOFLAG = 1)

- COL 1-8 **AM**..... Coeficiente de manutenção da população metabolizadora X_m (por dia).
- COL 9-16 **AC**..... Coeficiente de manutenção da população co-metabolizadora X_c (por dia).
- COL 17-24 **AS**..... Coeficiente de manutenção da população sensível X_p (por dia).
- COL 25-32 **AP**..... Coeficiente de manutenção da população X_p não-sensibilizadora (por dia).
- COL 33-40 **KE** Média de enzimas contida na população X_c (dimensionamento).

REGISTRO 22 (somente se BIOFLAG = 1)

- COL 1-8 **KSM** Constante de saturação da população metabolizadora X_m com a respectiva concentração de pesticida.
- COL 9-16 **KCM**..... Constante de saturação da população metabolizadora X_m com respectiva concentração de carbono.
- COL 17-24 **KC** Constante de saturação da população co-metabolizadora X_c . Veja KSM e KCM para explanação adicional.
- COL 25-32 **MKS** Constante de saturação da população não sensível X_s . Veja KSM e KCM para explanação detalhada.
- COL 33-40 **KR** Constante de saturação da população não sensível X_r . Veja KSM e KCM para explicação mais detalhada.
- COL 41-48 **KIN**..... Constante de inibição (mg/g solo seco).
- COL 49-56 **KSK**..... Constante de solubilização do carbono (por dia).

REGISTRO 23 (somente se BIOFLAG = 1)

- COL 1-8 **KLDM**..... Taxa de mortalidade da população metabolizadora X_m (por dia).
- COL 9-16 **KLDC**..... Taxa de mortalidade da população co-metabolizadora X_c (por dia).
- COL 17-24 **KLDS** Taxa de mortalidade da população sensível X_s (por dia).
- COL 25-32 **KLDR**..... Taxa de mortalidade da população não sensível X_r (por dia).
- COL 33-40 **KL1**..... Taxa de 2a ordem de morte da população X_i (mg / g por dia).
- COL 41-48 **KL2**..... Constante de dissociação do complexo enzimático do substrato.

REGISTRO 24 (somente se BIOFLAG = 1)

- COL 1-8 **USM** Taxa de crescimento específico da população metabolizadora X_m com respectiva concentração de pesticida (por dia).
- COL 9-16 **UCM**..... Taxa de crescimento específico da população metabolizadora X_m com respectiva concentração de carbono (por dia).
- COL 17-24 **MUC**..... Taxa específica de crescimento da população co-metabolizadora X_c (por dia).

COL 25-32 US Taxa de crescimento específico da população sensível X_s (por dia).

COL 33-40 UR..... Taxa de crescimento específico da população não sensível X_f (por dia).

REGISTRO 25 (somente se BIOFLAG = 1)

COL 1-8 YSM Crescimento real da produção da população X_m metabolizadora para respectiva concentração do pesticida (mg(seco) / mg).

COL 9-16 YCM..... Crescimento real da produção da população X_m metabolizadora para respectiva concentração de carbono (mg(seco) / mg).

COL 17-24 YC..... Crescimento real da produção da população X_c co-metabolizadora (mg(seco) / mg).

COL 25-32 YS..... Crescimento real da produção da população X_s sensibilizadora (mg(seco) / mg).

COL 33-40 YR..... Crescimento real da produção da população X_r não-sensibilizadora (mg(seco) / mg).

REGISTRO 26

COL 1-8 DAIR..... Coeficiente de difusão do pesticida no ar. Somente se HERYK é maior do que 0 (zero) senão coloque 0.0.

COL variável HENRYK..... Constante de HENRY do pesticida para igual NCHEM.

COL variável ENPY Entalpia de vaporização do pesticida cada igual NCHEM.

REGISTRO 27 (somente se IRFLAG = 1 ou 2)

COL 1-8 IRTYP..... Tipo de irrigação. 1 = irrigação por inundação, 2 = irrigação por sulco, 3 = sobre a copa, 4 = micro-aspersão.

COL 9-16 FLEACH..... Fração de água lixiviada em relação a quantidade de água irrigada.

COL 17-24 PCDEPL Fração de água irrigada que é aplicada. (Capacidade de campo).

COL 25-32 RATEAP..... Taxa máxima na qual a irrigação é aplicada (dado de campo).

REGISTRO 28 (somente se IRFLAG = 1 ou 2 e IRTYP = 2)

- COL 1-8 **Q0** Vazão da água que flui em um único sulco (m^3/s).
- COL 9-16 **BT** Largura da base do sulco (m).
- COL 17-24 **ZRS**..... Inclinação do lado do sulco (horizontal/vertical).
- COL 25-32 **SF**..... Inclinação do canal do sulco (vertical / horizontal).
- COL 33-40 **EN**..... Coeficiente de rugosidade do sulco. (número de Manning).
- COL 41-48 **X2**..... Comprimento do sulco (m).
- COL 49-56 **XFRAC** Localização do sulco onde o PRZM executou os cálculos de infiltração, como uma fração do comprimento do sulco
Se XFRAC = -1, profundidades médias são usadas no PRZM.

REGISTRO 29 (somente se IRFLAG = 1 ou 2 e IRTYP = 2)

- COL 1-8 **KS** Condutividade hidráulica saturada (m/s) do solo no qual o sulco é escavado.
- COL 9-16 **HF** Parâmetro de infiltração (m).

REGISTRO 30 (somente se KDFLAG = 1, veja registro 20)

- COL 1-8 **PCMC** Índice usado para indicar qual o modelo de estimação de KD (veja registro 36). 1 = fração molar, 2 = mg / litro, 3 = micromoles / litro, 4 = KOC entrada (dimensionamento).
- COL variável **SOL** Solubilidade do pesticida.

REGISTRO 31 (somente se ITFLAG = 1, veja registro 19)

- COL 1-60 **ALBEDO** Valores mensais do ALBEDO da superfície do solo (12 valores).
- COL 61-65 **EMMISS**..... Refletividade da superfície do solo referente a radiação de ondas longas (fração).
- COL 66-70 **ZWIND** Altura acima da superfície do solo, em que a velocidade do vento é medida (m).

REGISTRO 32 (somente se ITFLAG = 1, veja registro 20)

- COL 1-60 **BBT** Valores médios mensais da temperatura do solo, em graus Celsius (12 valores).

REGISTRO 32 A (Somente se ITFLAG = 1. Veja no Registro 20)

- COL 1-8 **QFAC** Fator para a taxa de crescimento. Para quando a temperatura aumenta mais de $10^{\circ}C$. Coloque QFAC=0 para não simular a

mudança de degradação com a temperatura. Coloque QFAC=2 para duplicar a taxa de degradação microbiana.

COL 9-16 **TBASE** Temperatura durante o teste de biodegradação.

REGISTRO 33

COL 1-8 **NHORIZ**..... Número total de horizontes (mínimo de 1).

REGISTRO 34 (repita os registros 33 a 38 colocando dados para cada NHORIZ)

COL 1-8 **HORIZN**..... Número do horizonte em relação a NHORIZ.

COL 9-16 **THKNS** Espessura do horizonte.

COL 17-24 **BD**..... Densidade do solo se BDFLAG = 0, ou densidade mineral se BDFLAG = 1.

COL 25-32 **THETO** Água inicial do solo contida no horizonte (cm^3/cm^3).

COL 33-40 **AD** Parâmetro de drenagem no solo, se HSWST = 1, senão coloque 0.0.

COL 41-48 **DISP** Coeficiente de dispersão hidrodinâmica do pesticida solúvel para cada NCHEM.

COL 49-56 **ADL**.....Parâmetro para drenagem lateral do solo se HSWZT=1.

REGISTRO 35 (somente se BIOFLAG = 1)

COL 9-16 **Q** média carbônica contida na população (dimensão).

COL 17-24 **CM1**..... carbono mineralizável (mg / g).

COL 25-32 **Y1** concentração da população microbiana metabolizadora (mg/g).

COL 33-40 **Y2** concentração da população microbiana co-metabolizadora (mg/g).

COL 41-48 **Y3** concentração da população microbiana sensibilizadora (mg/g).

COL 49-56 **Y4** concentração da população microbiana não-sensibilizadora (mg/g).

REGISTRO 36 (Somente se DKFLG2 =0 . Veja Registro 13)

Nota: ajuste DWRATE e DSRATE iguais para simular a degradação em primeira ordem.

COL variável **DWRATE** Taxa degradação do pesticida(S) pela fração hidrolizada para cada NCHEM (por dia).

COL variável **DSRATE**..... Taxa de decaimento da fase adsorvida do pesticida para cada NCHEM (por dia).

COL variável **DGRATE** Taxa de decaimento para a fase vapor do pesticida para cada NCHEM

REGISTRO 36 (Somente se DKFLG2=1, veja no registro 13) Nota: Coloque DWRATE e DSRATE iguais a degradação simulada de primeira ordem da massa do pesticida.

COL variável **DWRAT1**..... Taxa de decaimento da fase dissolvida do pesticida para a primeira fase da reação bi-fásica para cada NCHEM (dia⁻¹).

COL variável **DSRAT1**..... taxa de decaimento da fase adsorvida do pesticida para a primeira fase da reação bifásica de cada NCHEM (dia⁻¹).

COL variável **DGRAT1**..... taxa de decaimento da fase vapor do pesticida para a primeira fase da reação bi-fásica para cada NCHEM (dia⁻¹).

REGISTRO 36A (Somente se DKFLG2=1, veja no registro 13)

COL variável **DWRAT2**..... Taxa de decaimento da fase dissolvida do pesticida para a segunda fase da reação bi-fásica para cada NCHEM (dia⁻¹).

COL variável **DSRAT2**..... taxa de decaimento da fase adsorvida do pesticida para a segunda fase da reação bifásica de cada NCHEM (dia⁻¹).

COL variável **DGRAT2**..... taxa de decaimento da fase vapor do pesticida para a segunda fase da reação bi-fásica para cada NCHEM (dia⁻¹).

REGISTRO 37

COL 9-16 **DPN** Espessura dos compartimentos do horizonte (cm).

COL 17-24 **THEFC**..... Capacidade de campo do horizonte (cm³ / cm³)

COL 25-32 **THEWP** Ponto de murchamento do horizonte (cm³ / cm³)

COL 33-49 **OC** Carbono orgânico do horizonte (porcentagem).

COL variável **KOC** Coeficiente de partição para cada pesticida NCHEM.

REGISTRO 38 (somente se ITFLAG = 1, veja no registro 20)

COL 9-16 **SPT** Temperatura inicial no horizonte (°C).

- COL 17-24 **SAND** Areia contida no horizonte. Se THFLAG = 1 senão, coloque 0.0 (percentual).
- COL 25-32 **CLAY** Argila contida no horizonte. Se THFLAG = 1 senão coloque 0.0 (percentual).
- COL 33-40 **THCOND**.... Condutividade térmica do horizonte ($\text{cm}^{-3} \text{ dia}^{-1}$), se IDFLAG = 0 senão coloque 0.0.
- COL 41-48 **VHTCAP** capacidade de aquecimento por unidade de volume de solo no horizonte ($\text{cm}^3 \text{ } ^\circ\text{C}^{-1}$), se IDFLAG = 0, senão coloque 0.0.

REGISTRO 39 (Somente se DKFLG2=0 e NCHEM>1, veja no registro 13.)

Nota: este registro é usado para relacionamento produto/metabólito. Coloque zero para a simulação de produtos independentes da formação de metabólitos entre si.

Taxas de transformação de compostos da mesma família (composto 1 ou 2), (composto 2 e 3) ou (composto 1 e 3).

- COL 9-16 **DKRT12**..... Taxa de transformação química do pesticida dissolvido 1 e 2.
- COL 17-24 **DKRT13**..... Taxa de transformação química do pesticida dissolvido 1 e 3. Se NCHEM = 2, coloque 0.0. Se NCHEM =2, coloque 0.0 .
- COL 25-32 **DKRT23**..... Taxa de transformação química do pesticida dissolvido 2 e 3. Se NCHEM = 2 coloque 0.0 Se NCHEM =2, coloque 0.0 .
- COL 33-40 **DKRS12** Taxa de transformação química na fase adsorvida para pesticidas 1 e 2.
- COL 41-48 **DKRS13** Taxa de transformação química na fase adsorvida para pesticidas 1 e 3. Se NCHEM =2, coloque 0.0 .
- COL 49-56 **DKRS23** Taxa de transformação química na fase adsorvida para pesticidas 2 e 3. Se NCHEM =2, coloque 0.0 .

REGISTRO 39

(Somente se DKFLG2=0 e NCHEM>1, veja no registro 13.)

Nota: este registro é usado para relacionamento produto/metabólito. Coloque zero para a simulação de produtos independentes da formação de metabólitos entre si.

- COL 9-16 **DKW112**..... Taxa de transformação química do pesticida dissolvido para a primeira fase da transformação bi-fásica dos pesticidas 1 e 2.
- COL 17-24 **DKW113**..... Taxa de transformação química do pesticida dissolvido para a primeira fase da transformação bi-fásica dos pesticidas 1 e 3. Se **NCHEN =2**, coloque **0.0** .
- COL 25-32 **DKW123**..... Taxa de transformação química do pesticida dissolvido para a primeira fase da transformação bi-fásica dos pesticidas 2 e 3. Se **NCHEN =2**, coloque **0.0** .
- COL 33-40 **DKS112**..... Taxa de transformação química na fase adsorvida para a primeira fase da reação bi-fásica dos pesticidas 1 e 2.
- COL 41-48 **DKS113**..... Taxa de transformação química na fase adsorvida para a primeira fase da reação bi-fásica dos pesticidas 1 e 3. Se **NCHEN =2**, coloque **0.0** .
- COL 49-56 **DKS123**..... Taxa de transformação química na fase adsorvida para a primeira fase da reação bi-fásica dos pesticidas 2 e 3. Se **NCHEN =2**, coloque **0.0** .

REGISTRO 39A

(Somente se **DKFLG2=0** e **NCHEM>1**, veja no registro 13.)

Nota: este registro é usado para relacionamento produto/metabólito. Coloque zero para a simulação de produtos independentes da formação de metabólitos entre si.

- COL 9-16 **DKW212**..... Taxa de transformação química do pesticida dissolvido para a segunda fase da transformação bi-fásica dos pesticidas 1 e 2.
- COL 17-24 **DKW213**..... Taxa de transformação química do pesticida dissolvido para a segunda fase da transformação bi-fásica dos pesticidas 1 e 3. Se **NCHEN =2**, coloque **0.0** .
- COL 25-32 **DKW223**..... Taxa de transformação química do pesticida dissolvido para a segunda fase da transformação bi-fásica dos pesticidas 2 e 3. Se **NCHEN =2**, coloque **0.0** .

- COL 33-40 **DKS212**..... Taxa de transformação química na fase adsorvida para a segunda fase da reação bi-fásica dos pesticidas 1 e 2.
- COL 41-48 **DKS213**..... Taxa de transformação química na fase adsorvida para a segunda fase da reação bi-fásica dos pesticidas 1 e 3. Se **NCHEN =2**, coloque **0.0** .
- COL 49-56 **DKS223**..... Taxa de transformação química na fase adsorvida para a segunda fase da reação bi-fásica dos pesticidas 2 e 3. Se **NCHEN =2**, coloque **0.0** .

REGISTRO 40

- COL 1-8 **ILP**..... Índice do nível do pesticida antes do início da data de simulação. 1 = sim, 0 = não
- COL 9-16 **CFLAG** Índice de conversão inicial do nível de pesticida. 0 = mg/Kg 1 = Kg/ha. Somente se **ILP = 0**.

REGISTRO 41 (somente se **ILP = 1**)

Nota : número de linhas = **THKNS**, dividido pelo **DPN** em **I = HORIZN**. Máximo de 8 valores por linha, neste registro são colocados dados para cada **NCHEM**.

- COL 1-80 **PESTR** Níveis iniciais de pesticida.

REGISTRO 42

- COL 5-8 **ITEM1**..... Índice hidrológico de entrada. **WATR** é inserido ou deixado vazio.
- COL 13-16 **STEP1** tempo dos dados hidrológicos de saída. **DAY** = Diário, **MNTH** = Mensal, **YEAR** = Anual.
- COL 17-24 **LFREQ1**..... Número específico do compartimento pela frequência dos dados hidrológicos de saída determinada.
- COL 29-32 **ITEM2**..... Índice do fluxo de pesticida para saída. **PEST** é inserido ou deixado vazio.
- COL 37-40 **STEP2** Mesmo para **STEP1**.
- COL 41-48 **LFREQ2**..... Mesmo para **LFREQ1**.
- COL 53-56 **ITEM3**..... Índice de saída da concentração do pesticida. **CONC** é inserido ou deixado vazio.
- COL 61-64 **SPET3** Mesmo para **STEP1**.

COL 65-72 **LFREQ3**..... Mesmo para LFREQ1.

COL 73-76 **EXMFLG**..... Índice de saída para informação para arquivo do modelo EXAMS. 1 = sim, 0 = não. Se ERFLAG = 0, EXMFLAG é automaticamente colocado 0.

REGISTRO 43 (Somente se EXMFLG = 1)

COL 1-8 **EXMENV**..... EXAMS environment catalog number(número no catálogo ambiental do EXAMS).

REGISTRO 44

Somente se **EXMFLG = 1**, repetir **REGISTRO 44** para cada pesticida

COL 1-8 **EXMCHM**..... número no catálogo ambiental do EXAMS

COL 9-24 **CASSNO**..... número químico do CASS (opcional)

COL 24-32 **NPROC**..... Assinala o tipo de processo de metabolização no EXAMS.

COL 33-40 **RFORM**..... dá a forma de reatividade molecular da transformação em metabólito EXAMS.

COL 41-48 **YIELD**..... produto resultante dos meios de transformações da dimensão de mol do produto produzido por mole de produto mãe regido.

REGISTRO 45

COL 1-8 **NPLOTS** Número de séries temporais de plotagem (máximo de 12).

COL 13-16 **STEP4** Forma temporal em relação aos dados (diário, mensal, etc.).
Opção de resultados no fluxograma de massa do pesticida abaixo da camada. Escrever opção para avaliação. DAY para diário, MNTH para mensal, YEAR para anual.

REGISTRO 46 (somente se NPLOTS>0 e ECHOLV>2. NOTA: repetir este registro até NPLOTS.)

COL 5-8 **PLNAME** Nome da variável de plotagem. (ver manual PRZM3)

COL 9-9 **INDX**..... Indicar e identificar como se aplica o pesticida. 1 = 1a química, 2 = 2a química, 3 = 3a química.

COL 13-16 **MODE**..... Modelo de plotagem. Entrar TSER (diário) ou TCUM (cumulativo) para plotar o arquivo de série temporal.

COL 18-20.....**IARG** Valores arbitrados por FLNAME

- COL 22-24 **IARG2** Valor de argumentação para PLNAME (se TSER ou TCUM entre o mesmo valor que IARG0)
- COL 25-32 **CONST**..... Constante com o qual a conversão unitária é multiplicada. Deixar em branco por falta e coloque 1.0.
- COL 40-40 **PLTYP**..... coloque W para arquivo WDM, P para imprimir (não é requerido a menos que esteja executando o PATRIOT)
- COL 41-48 **PLTDSN**..... número de conjunto de dados para saída de dados WDM série temporal (não é requerido a menos que esteja executando o PATRIOT)

REGISTRO 47 (somente se desejar operação especial)

- COL 1-78 **ATITLE** Classificar o título para operação especial.

REGISTRO 48 (somente se desejar operação especial. Repita este registro para cada operação especial requerida)

- COL 3-4 **SADAY**..... Dia da operação especial.
- COL 5-6 **SAMON** Mês da operação especial.
- COL 7-8 **SAYR** Ano da operação especial.
- COL 10-17 **SPACT** Variável da operação especial.
- COL 19-21 **NACTS**..... Número de horizontes ou número de plantas afetadas pela operação especial.
- COL variável **SPACTS**..... Novo(s) valor(es) para operação especial.

ANEXO 2

-*** option records

PRZM ON
VADOFT OFF
MONTE CARLO OFF
TRANSPORT ON

*** zone records

PRZM ZONES 1
VADOFT ZONES 0

ENDRUN

*** input file records

PATH C:\meusdo~1\przm\przm3\input\
METEOROLOGY 1 chapeco1.INP
PATH C:\meusdo~1\przm\przm3\INPUT\
PRZM INPUT 1 tchapx.INP

*** output file records

PATH C:\meusdo~1\przm\PRZM3\OUTPUT\
TIME SERIES 1 TIMES.OUT
PRZM OUTPUT 1 tchapx.out

*** scratch file records

PATH C:\meusdo~1\przm\przm3\OUTPUT\
PRZM RESTART 1 RESTART.PRZ

ENDFILES

*** global records

START DATE 010185
END DATE 311294
NUMBER OF CHEMICALS 1
PARENT OF 2 0
PARENT OF 3 0

ENDDATA

*** display records

ECHO 6
TRACE ON

ANEXO 3

EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUARIA E DIFUSAO DE TECNOLOGIA DE SANTA CATARINA S.A - E P A G R I
 CENTRO INTEGRADO DE METEOROLOGIA E RECURSOS HIDRICOS DE SANTA CATARINA - CLIMERH
 ESTACAO AGROMETEOROLOGICA DE : CHAPECO FONTE DE DADOS : INEMET/EMPASC
 LATITUDE: 27.07' LONGITUDE: 52.37' ALTITUDE DA ESTACAO: 679 metros ALT.DA CUBA DO BAROMETRO: ---
 ANO DE ABERTURA DA ESTACAO : 1969

PRECIPITACAO TOTAL MENSAL (mm)

ANOS	JAN.	FEV.	MAR.	ABR.	MAIO	JUN.	JUL.	AGO.	SET.	OUT.	NOV.	DEZ.	SOMA	MEDIA
1985	21.70	237.50	119.00	216.50	149.30	114.30	128.20	178.70	133.30	100.00	75.00	126.40	1599.90	133.32
1986	128.00	176.10	157.80	362.00	313.10	69.70	81.50	149.10	23.60	111.90	185.20	91.60	1849.60	154.13
1987	225.10	166.00	38.00	238.50	289.50	156.30	156.90	111.40	57.50	277.90	144.90	223.50	2085.50	173.79
1988	249.40	223.90	106.40	236.90	262.90	102.60	30.40	21.40	66.40	162.40	128.20	79.80	1670.70	139.23
1989	244.30	162.00	138.30	184.00	93.70	104.40	119.00	206.90	297.00	204.40	125.70	91.10	1970.80	164.23
1990	239.10	172.20	162.30	392.60	331.10	313.60	115.10	173.60	329.70	334.20	249.80	152.40	2965.70	247.14
1991	235.40	88.10	51.90	163.90	63.90	341.90	126.80	102.40	74.50	167.40	91.60	406.50	1914.30	159.53
1992	150.20	485.20	262.00	167.20	483.90	152.20	292.00	163.20	174.20	206.90	254.40	117.60	2909.00	242.42
1993	275.10	264.90	96.80	59.10	211.50	135.70	178.60	64.90	313.90	193.20	206.20	125.30	2125.20	177.10
1994	130.80	425.80	105.70	236.50	300.10	183.20	352.10	35.20	152.20	320.90	246.70	94.40	2583.60	215.30
1995	261.10	161.50	144.50	132.60	42.80	186.10	99.10	98.30	250.30	264.60	59.10	142.50	1842.50	153.54
1996	317.40	224.00	194.10	63.40	65.30	188.60	130.40	319.40	183.50	329.80	146.60	244.90	2407.40	200.62
1997	184.00	289.80	152.20	97.80	128.40	193.50	223.90	264.60	173.10	448.30	242.10	234.10	2631.80	219.32
1998	350.70	460.50	310.10	283.60	153.40	86.70	149.40	302.80	334.70	294.00	27.50	201.20	2954.60	246.22
MEDIA	215.16	252.68	145.65	202.47	206.35	166.34	155.96	156.56	183.14	243.99	155.93	166.52	31510.60	187.56

PRECIPITACAO MAXIMA EM 24 HORAS (mm)

ANOS	JAN.	FEV.	MAR.	ABR.	MAIO	JUN.	JUL.	AGO.	SET.	OUT.	NOV.	DEZ.	Mx. Abs.
1985	14.40	65.10	39.30	69.20	48.80	45.60	52.60	43.40	30.00	40.60	65.50	42.60	69.20
1986	59.60	29.40	51.90	149.20	75.00	15.60	49.30	34.60	6.80	30.10	47.30	41.00	149.20
1987	39.70	36.90	37.60	88.00	68.60	50.80	38.00	27.90	17.40	69.80	39.60	82.80	88.00
1988	75.30	116.60	42.00	78.80	65.40	26.80	14.40	11.40	35.20	50.40	35.50	37.80	116.60
1989	37.80	32.70	31.00	58.10	30.20	49.80	32.80	55.80	70.60	61.60	40.10	22.60	70.60
1990	50.80	43.60	20.50	68.30	148.90	86.70	42.30	70.50	80.60	105.90	47.10	35.50	148.90
1991	102.60	46.00	23.60	72.70	45.40	98.90	80.50	48.40	25.90	89.80	49.70	107.10	107.10
1992	69.20	75.40	49.80	74.00	85.70	64.80	103.30	34.40	37.80	90.50	66.70	48.00	103.30
1993	55.70	57.40	31.50	17.00	70.40	51.00	36.50	24.90	53.90	48.10	52.30	44.00	70.40
1994	44.10	75.00	66.20	62.40	107.30	41.10	141.00	20.50	53.60	79.40	64.30	27.80	141.00
1995	59.40	36.80	36.90	45.20	15.60	49.50	36.80	27.90	82.60	77.90	39.30	44.40	82.60
1996	55.30	41.10	74.90	27.90	36.40	51.80	40.30	106.00	43.90	113.00	65.70	66.10	113.00
1997	33.50	91.60	48.00	38.00	42.60	78.00	84.60	54.30	56.90	69.20	56.20	45.20	91.60
1998	66.90	75.40	90.90	78.50	92.40	28.50	39.30	83.90	61.70	59.50	6.10	85.70	92.40
Mx. Abs	102.60	116.60	90.90	149.20	148.90	98.90	141.00	106.00	82.60	113.00	66.70	107.10	149.20

ANEXO 4

Princípio Ativo	DEPI	PLYKRT ¹	PLDKRT	FEXTRC ²	DAIR	HENRYK	ENPY	Sol	DWRATE
2,4-D	0.0	0.000	0.0693	*	0.43	5.60E-09	20	900	0.0990
ACEFATO	0.0	0.000	0.0462	0.1	0.43	5.27E-08	20	650000	0.1155
ALACLOR	0.0	0.000	0.0693	0.1	0.43	1.30E-06	20	242	0.0866
ALDICARB	10.0	0.000	0.0385	*	0.43	4.17E-09	20	6000	0.0277
AMETRIN	0.0	0.000	0.0139	*	0.43	1.12E-04	20	185	0.0028
AMITROLE	0.0	0.000	0.0139		0.43	3.00E-12	20	280000	0.0330
ATRAZINA	0.0	0.000	0.0277	0.1	0.43	2.63E-09	20	28	0.0116
AZINOFOS-METIL	0.0	0.000	0.0231		0.43	1.50E-10	20	30	0.0102
BENOMIL	0.0	0.000	0.0039	0.1	0.43	1.93E-06	20	2	0.0058
BENTAZON	0.0	0.000	0.0495	*	0.43	2.00E-10	20	500	0.0165
BROMACIL	0.0	0.000	0.0495		0.43	3.70E-08	20	815	0.0110
BROMOXINIL		0.000	0.1155		0.43	1.36E-03	20	130	0.0495
BUTYLATE	0.0	0.000	0.0495		0.43	1.10E-05	20	45	0.0099
CAPTAN	0.0	0.000	0.0173	0.1	0.43	5.9E-6	20	3.3	0.0693
CARBARIL	10.0	0.000	0.0495	0.1	0.43	1.28E-9	20	40	0.0248
CARBOFURAN	10.0	0.000	0.1733	0.1	0.43	3.9E-9	20	320	0.0058
CARBOXIN		0.000	0.3466		0.43	1.57E-05	20	170	0.0990
CHLOROPICRIN	0.0	0.000	0.3466		0.43	2.05E-03	20	1600	0.1540
CHLOROTHALONIL	0.0	0.000	0.0231		0.43	58.94	20	0.6	0.0077
CHLORPYRIFOS	0.0	0.000	0.0495		0.43	1.20E-03	20	2	0.0049
CHLOROPROPHAM	0.0	0.000	0.1733		0.43	0.0021	20	89	0.0231

¹ Como não se possui dados disponíveis, optou-se pela pior situação, que é não haver volatilização do pesticida, indo todo ele ao solo.

² O * indica que o pesticida é de aplicação no solo ou em semente.

CIANAZINA	0.0	0.000	0.0462	*	0.43	1.20E+10	20	171	0.0099
Principio Activo	DEPI	PLVKRT ¹	PLDKRT	FEXTRC ²	DAIR	HENRYK	ENPY	SoI	DWRATE
CIPERMETRIN	0.0	0.000	0.0257		0.43	0.0195	20	0.01	0.0128
DALAPON	0.0	0.000	0.0165		0.43	6.43E-08	20	900000	0.0128
DDT	0.0	0.000	0.0000		0.43	2.00E-03	20	1	0.0001
DELTAMETRINA	0.0	0.000	0.0693	0.1	2.7E-8	3.5E-6	2.1E-7	0.1	0.0495
DIAZINON	0.0	0.000	0.0495	0.1	0.43	1.13E-7	20	40	0.0248
DICAMBA	0.0	0.000	0.0231		0.43	3.30E-08	20	6500	0.0058
DICHLORVOS	0.0	0.000	0.3466		0.43	9.58E-07	20	10000	0.0990
DICLOFOP-METHYL	0.0	0.000	0.6931		0.43	0.199	20	50	0.0231
DICOFOL	0.0	0.000	0.0009		0.43	5.59E-10	20	0.8	0.0116
DICROTOPHOS		0.000	1.3863		0.43	5.05E-06	20	100000	0.0248
DIFLUBENZURON		0.000	0.0099		0.43	4.70E-04	20	0.14	0.1733
DIMETHOATE	0.0	0.000	0.0019	0.1	0.43	6.15E-11	20	25	0.0433
DINOSEB	0.0	0.000	0.0248		0.43	51.1	20	52	0.0224
DIQUAT	0.0	0.000	0.0120	*	0.43	3.42E-09	20	700000	0.0007
DISULFOTON	0.0	0.000	0.0165		0.43	3.99E-06	20	25	0.0099
DIURON	0.0	0.000	0.0347	0.1	0.43	2.7E-6	20	42	0.0019
ENDOSULFAN	10.0	0.000	0.0990		0.43	1.12E-05	20	0.32	0.0139
EPTC	0.0	0.000	0.6931		0.43	5.90E-04	20	375	0.1155
ETHION	0.0	0.000	0.0347		0.43	6.90E-07	20	1.1	0.0124
FENITROTHION	0.0	0.000	0.6931		0.43	6.00E-06	20	30	0.0990
FENOXYCARB	0.0	0.000	2.7726		0.43	8.50E-05	20	6	0.6931
FENTHION	0.0	0.000	0.0495	0.1	0.43	0.547	20	2	0.0204
FONOFOS		0.000	0.1386		0.43	2.10E-04	20	13	0.0173
GLIFOSATO	0.0	0.000	0.0408	*	0.43	1.41E-05	20	12000	0.0147
HEPTACHLOR	0.0	0.000	0.0046		0.43	1.70E-02	20	0.056	0.0028
HEXACHLOROBENZENE	0.0	0.000	0.0012		0.43	139	20	0.005	0.0004
LINDANE	0.0	0.000	0.0058		0.43	1.30E-04	20	7.3	0.0015

LINURON	0.0	0.000	0.0495	FEXTRC ²	0.43	2.70E-06	20	81	0.0046
Principio Ativo	DEPI	PLVKRT ¹	PLDKRT	FEXTRC ²	DAIR	HENRYK	ENPY	Sol	DWRATE
MALATION	0.0	0.000	0.6931	0.1	0.43	2.00E-08	20	130	0.0277
MANCOZEB	0.0	0.000	0.6931	0.1	2.45E-5	1.4E-7	1.5E-6	6	0.0990
MCPA	0.0	0.000	0.3466		0.43	2.50E-04	20	825	0.1155
MECOPROP	0.0	0.000	0.0578		0.43	7.43E-05	20	620	0.0116
METALAXYL	0.0	0.000	0.0990		0.43	3.80E-07	20	7100	0.0041
METOMIL	0.0	0.000	0.1386	0.1	0.43	4.30E-08	20	57900	0.0495
METHOXYCHLOR	0.0	0.000	0.0231		0.43	1.58E-05	20	0.1	0.0058
METOLACHLOR	0.0	0.000	0.0693		0.43	3.80E-07	20	530	0.0099
METRIBUZIN	0.0	0.000	0.0462	0.1	3.64E-7	9.8E-7	2.3E-5	1050	0.0058
MEVINPHOS		0.000	0.0533		0.43	6.35E-06	20	10	0.2310
MOLINATE	0.0	0.000	0.3466		0.43	0.159	20	880	0.0330
MONOCROTOPHOS	0.0	0.000	0.2310		0.43	2.08E-06	20	100000	0.0990
PARAQUAT	0.0	0.000	0.6931	0.1	3.5E-8	5.6E-7	1.9E-6	700000	0.0007
PARATHION	0.0	0.000	0.6931	0.1	0.43	6.10E-06	20	12.4	0.0231
METHYL PARATHION	0.0	0.000	0.1733	0.1	1.35E-7	4.4E-6	1.5E-6	55	0.0231
PENTACHLOROPHENOL (PCP)	0.0	0.000	0.0578	*	0.43	2.75E-06	20	80	0.0154
PERMETHRIN	0.0	0.000	0.0578	0.1	0.43	6.20E-05	20	0.2	0.0182
PHORATE	0.0	0.000	0.0248		0.43	0.769	20	50	0.0040
PHOSMET		0.000	0.0330		0.43	9.53E-04	20	25	0.0347
PICLORAM	0.0	0.000	0.0120		0.43	1.90E-08	20	430	0.0023
PROMETRYN	0.0	0.000	0.0462		0.43	5.60E-07	20	48	0.0077
PRONAMIDE	0.0	0.000	0.6931		0.43	9.00E-06	20	15	0.0116
PROPAZINA	0.0	0.000	0.0462	*	0.43	1.00E-03	20	5	0.0030
PROPOXUR	0.0	0.000	0.0231	*	0.43	4.44E-10	20	2000	0.0139
SIMAZINE	0.0	0.000	0.1066	0.1	0.43	1.30E-08	20	5	0.0046
TERBUFOS		0.000	0.0116		0.43	1.10E-03	20	5	0.0231

THIRAM	0.0	0.000	0.0578	0.43	7.90E-08	20	30	0.0462	
Princípio Ativo	DEPI	PLVKRT ¹	PLDKRT	FEXTRC ²	DAIR	HENRYK	ENPY	Sol	DWRATE
TRICHLORFON	0.0	0.000	0.0693	0.1	0.43	1.50E-09	20	120000	0.0257
TRIFLURALINA	10.0	0.000	0.0120		0.43	6.70E-09	20	1	0.0019
VERNOLATE	0.0	0.000	0.0144		0.43	2.034	20	90	0.0578
VINCLOZOLIN	0.0	0.000	0.0139		0.43	0.011	20	3.4	0.0330

Princípio Ativo	DSRATE ³	DGRATE	DKRT12	DKRT13	DKRT23	KOC	MVS	MVP
2,4-D	0.00	2.00E-08	0.0	1.0	2.0	2.81	7	10
ACEFATO	0.00	1.70E-06	0.0	1.0	2.0	1.87	6	15
ALACLOR	0.00	2.90E-06	0.0	1.0	2.0	2.9	8	10
ALDICARB	0.00	1.30E-05	0.0	1.0	2.0	0.05	25	18
AMETRIN	0.00	3.65E-07	0.0	1.0	2.0	676	250	50
AMITROLE	0.00	1.00E-06	0.0	1.0	2.0	2	21	50
ATRAZINA	0.00	4.00E-02	0.0	1.0	2.0	2.34	60	25
AZINOFOS-METIL	0.00	1.00E-06	0.0	1.0	2.0	2.28	68	30
BENOMIL	0.00	0.00E+00	0.0	1.0	2.0	3.11	120	180
BENTAZON	0.00	4.60E-07	0.0	1.0	2.0	0.5	42	14
BROMACIL	0.00	3.30E-08	0.0	1.0	2.0	1.51	63	14
BROMOXINIL	0.00	5.00E-07	0.0	1.0	2.0	2.48	14	6
BUTYLATE	0.00	1.70E-04	0.0	1.0	2.0	4.14	70	14
CAPTAN	0.00	1.30E-06	0.0	1.0	2.0	2.78	10	40
CARBARIL	0.00	5.36E-06	0.0	1.0	2.0	2.37	28	14
CARBOFURAN	0.00	2.70E-06	0.0	1.0	2.0	2.32	120	4
CARBOXIN	0.00	2.50E-08	0.0	1.0	2.0	2.17	7	2
CHLOROPICRIN	0.00	1.83E-05	0.0	1.0	2.0	1.79	4.5	2

³ Dados reais de condições brasileiras não disponíveis.

PROPOXUR	0.00	3.00E-04	0.0	1.0	2.0	0.14	50	30
SIMAZINE	0.00	8.10E-13	0.0	1.0	2.0	1.96	150	6.5
Princípio Ativo	DSRATE³	DGRATE	DKRT12	DKRT13	DKRT23	KOC	MVS	MVP
TERBUFOS	0.00	3.46E-05	0.0	1.0	2.0	4.51	30	60
THIRAM	0.00	0	0.0	1.0	2.0	2.83	15	12
TRICHLORFON	0.00	2.10E-07	0.0	1.0	2.0	5.75	27	10
TRIFLURALINA	0.00	1.37E-05	0.0	1.0	2.0	5.07	365	58
VERNOLATE	0.00	1.39E-06	0.0	1.0	2.0	3.84	12	48
VINCLOZOLIN	0.00	1.60E-08	0.0	1.0	2.0	100	21	50

ANEXO 5

TIPO DE SOLO	CORED	BDFLAG	THFLAG	KDFLAG	HSWZT	MOC
Latossolo	200	0	0	1	0	0
Terras Estruturada	200	0	0	1	0	0
Podozólicos	120	0	0	1	0	0
Podzóis	195	0	0	1	0	0
Cambisolo	125	0	0	1	0	0
Glei	100	0	0	1	1	1
Areias Quartzosas	105	0	0	1	0	0
Solos Litólicos	35	0	0	1	0	0
Solos Orgânicos	50	0	0	1	1	1

TIPO DE SOLO	ITFLAG	IDFLAG	FLEACH	PCDEPL	EMMISS	NHORIZ	AD ¹
Latossolo	1	1	0.25	0.5	0.96	2	2.2
Terras Estruturada	1	1	0.25	0.5	0.96	3	2.2
Podozólicos	1	1	0.25	0.5	0.96	2	*
Podzóis	1	1	0.25	0.5	0.96	3	*
Cambisolo	1	1	0.25	0.5	0.96	2	*
Glei	1	1	0.25	0.5	0.96	2	0
Areias Quartzosas	1	1	0.25	0.5	0.96	2	*
Solos Litólicos	1	1	0.25	0.5	0.96	1	*
Solos Orgânicos	1	1	0.25	0.5	0.96	1	0

ANEXO 6

CULTURA	CINTCP	AMXDR	COVMAX	WFMAX	HTMAX
ABACATE	0,30	0,30	98,00	*	*
ARROZ	0,10	0,30	80,00	0,92	1,00
BATATA INGLESA	0,25	0,30	95,00	*	0,63
BATATA	0,15	0,30	95,00	0,63	0,80
BERINGELA	0,15	0,50	85,00	0,77	1,60
CEBOLA	0,10	0,25	75,00	0,53	0,60
CENOURA	0,15	0,25	85,00	0,75	0,50
FEIJÃO	0,20	0,30	100,00	0,87	0,70
FUMO	0,20	0,60	90,00	0,95	1,70
MAÇA	0,20	1,50	75,00	12,00	3,00
MELANCIA	0,20	0,50	100,00	0,52	0,70
MILHO	0,30	1,20	80,00	1,38	2,30
PIMENTÃO	0,15	0,30	85,00	0,76	1,90
SOJA	0,20	0,40	100,00	0,59	1,20
TOMATE	0,15	0,50	90,00	0,80	1,85
TRIGO	0,10	0,45	100,00	0,72	0,80
UVA	0,25	1,40	90,00	2,42	2,00