

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE FILOSOFIA E CIÊNCIAS HUMANAS
DEPARTAMENTO DE GEOCIÊNCIAS
CURSO DE MESTRADO EM GEOGRAFIA**

**CARTOGRAFIA DE RISCOS DE CONTAMINAÇÃO HÍDRICA POR AGROTÓXICOS:
PROPOSTA DE AVALIAÇÃO E APLICAÇÃO NA MICROBACIA HIDROGRÁFICA
DO CÓRREGO GARUVA, SOMBRIO, SC**

Gisele Mara Hadlich

Orientador: Prof. Dr. Luiz Fernando Scheibe

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Área de Concentração: Utilização e Conservação de Recursos Naturais

Florianópolis - SC, Setembro de 1997

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE FILOSOFIA E CIÊNCIAS HUMANAS
DEPARTAMENTO DE GEOCIÊNCIAS
CURSO DE MESTRADO EM GEOGRAFIA

**CARTOGRAFIA DE RISCOS DE CONTAMINAÇÃO HÍDRICA POR AGROTÓXICOS:
PROPOSTA DE AVALIAÇÃO E APLICAÇÃO NA MICROBACIA HIDROGRÁFICA
DO CÓRREGO GARUVA, SOMBRIO, SC**

por

Gisele Mara Hadlich

Coordenador: Leila Christina Dias

Dissertação submetida ao Curso de Mestrado em Geografia, concentração em Utilização e Conservação de Recursos Naturais, do Departamento de Geociências do Centro de Filosofia e Ciências Humanas da UFSC, em cumprimento aos requisitos necessários à obtenção do grau acadêmico de Mestre em Geografia.

Presidente: Luiz Fernando Scheibe

Prof. Dr. Luiz Fernando Scheibe (UFSC)

Membro: Ângela da Veiga Beltrame

Prof.ª M.Sc. Ângela da Veiga Beltrame (UFSC)

Membro: Darci Odílio Paul Trebien

Prof. Dr. Darci Odílio Paul Trebien (UFSC)

Florianópolis, 5 de setembro de 1997

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Elimar e Gisela, e à minha irmã, Rosani, que me ensinaram a não ter medo de lutar por aquilo em que acredito.

Ao Adriano, que sempre me trouxe compreensão, tranquilidade e força, principalmente nos momentos mais difíceis (além das discussões traçadas sobre este trabalho...).

Ao Joel, com quem sempre pude contar, e à Edna, pelos anos de amizade, e por ter estado sempre ao meu lado.

Aos colegas do Curso de Agronomia da UNISUL, em especial ao Eduardo e ao Gilmar, que sempre me apoiaram na realização deste trabalho.

Ao amigo e mestre Uberti, que me mostrou o quanto é belo estudar o solo.

Ao Scheibe, que há anos me orienta nos trabalhos sobre a “Qualidade Ambiental da Região Sul Catarinense”.

Ao Paulino e ao Henrique, pelo auxílio recebido nos trabalhos junto ao Laboratório de Geoprocessamento do Departamento de Geociências.

À Coordenação de Pós-Graduação em Geografia, pelo apoio recebido ao longo da realização do curso, e à CAPES, pela concessão da bolsa de mestrado.

À ABEAS (Associação Brasileira de Educação Agrícola Superior) que, juntamente com o Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal - Secretaria dos Recursos Hídricos (MMA/SRH), financiou parte das atividades desenvolvidas nessa dissertação.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	iii
SUMÁRIO.....	iv
LISTA DE FIGURAS.....	vii
LISTA DE QUADROS.....	ix
RESUMO.....	xi
RESUMÉ.....	xii
CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO.....	13
1.1 APRESENTAÇÃO.....	13
1.2 VISÃO SISTÊMICA E ANÁLISE AMBIENTAL.....	16
1.2 A BACIA HIDROGRÁFICA COMO ESPAÇO DE ESTUDO.....	21
1.3 GEOPROCESSAMENTO E ANÁLISE AMBIENTAL.....	24
CAPÍTULO 2 - AGROTÓXICOS E RISCOS DE CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL.....	29
2.1 AGROTÓXICOS - UM BREVE HISTÓRICO.....	29
2.2 CONSEQUÊNCIAS DO USO DE AGROTÓXICOS.....	34
2.3 O PROCESSO DE CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL POR AGROTÓXICOS E A DELIMITAÇÃO DO ESTUDO.....	37
2.3.1 O transporte de agrotóxicos através dos fluxos de água.....	46
2.3.2 A mobilidade e a persistência dos agrotóxicos no meio.....	50
2.3.2.1 Mobilidade: <i>Koc e solubilidade</i>	51
2.3.2.2 Persistência: <i>DT50</i>	52
2.3.3 Delimitação do estudo.....	53
2.3.4 O processo de contaminação no sistema espacial.....	55
2.4 VULNERABILIDADE E RISCO.....	56

2.5 AVALIAÇÃO DOS RISCOS DE CONTAMINAÇÃO HÍDRICA POR AGROTÓXICOS: ESTUDOS DESENVOLVIDOS, VARIÁVEIS CONSIDERADAS	60
CAPÍTULO 3: AVALIAÇÃO DOS RISCOS DE CONTAMINAÇÃO HÍDRICA POR AGROTÓXICOS: PROPOSTA METODOLÓGICA	67
3.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS	67
3.2 DEFINIÇÃO DO RISCO	68
3.3 MÉTODO DE HIERARQUIZAÇÃO DAS VARIÁVEIS	72
3.4 UNIDADES DE RISCO	74
3.4.1 Unidades de Vulnerabilidade	74
3.4.1.1 <i>Variáveis consideradas e delimitação das classes</i>	75
3.4.1.2 <i>Hierarquização e grade de penalidade</i>	79
3.4.2 Unidades Antrópicas	82
3.4.2.1 <i>Variáveis consideradas e delimitação das classes</i>	82
3.4.2.2 <i>Hierarquização e grade de penalidade</i>	83
3.4.3 Unidades de risco	87
3.5 CARTOGRAFIA DE RISCOS	87
CAPÍTULO 4: ESTUDO DE CASO - A MICROBACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO DA GARUVA	90
4.1. A ÁREA DE ESTUDO	90
4.1.1. Santa Catarina, região Sul Catarinense e o consumo de agrotóxicos	90
4.1.2 Sombrio e a microbacia hidrográfica do Córrego da Garuva	96
4.2 METODOLOGIA	99
4.2.1 Definição e elaboração das cartas e entrada dos dados	100
4.2.1.1 <i>Unidades de vulnerabilidade</i>	100
4.2.1.2 <i>Unidades antrópicas</i>	107

4.2.2 Análise geográfica.....	111
4.2.3 Saída.....	112
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	114
4.3.1 Aspectos físicos e de uso do solo.....	114
4.3.2 Carta de Vulnerabilidade do Meio.....	116
4.3.2.1 - 1º cruzamento: declividade x distância.....	116
4.3.2.2 - 2º cruzamento: 1º cruzamento x solos.....	119
4.3.2.3 A carta de vulnerabilidade.....	121
4.3.2.4 Classes de vulnerabilidade do meio à contaminação hídrica por agrotóxicos..	124
4.3.3 Carta de Ação Antrópica.....	130
4.3.3.1 Agrotóxicos utilizados.....	130
4.3.3.2 Considerações sobre o “risco antrópico”.....	138
4.3.4 Carta de Riscos de Contaminação Hídrica por Agrotóxicos.....	142
4.3.4.1 As classes de risco de contaminação hídrica por agrotóxicos: figura 31.....	142
4.4 CONCLUSÃO.....	148
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	151
BIBLIOGRAFIA.....	159

LISTA DE FIGURAS

1	Modelo esquemático do sistema espacial	23
2	Estrutura vetorial e estrutura raster.....	26
3	Diagrama simplificado mostrando a entrada de dados, a análise desses e as possibilidades de saída de um SIG.	27
4	Organograma apresentando processos envolvidos no comportamento de agrotóxicos no meio ambiente	39
5	Porcentagens relativas à distribuição dos agrotóxicos no ambiente.....	41
6	Processos envolvidos no transporte de agrotóxicos pela água de escoamento superficial e erosão.	49
7	Modelo teórico de um sistema espacial composto por unidades espaciais.....	56
8	Definição do espaço de risco.	59
9	Avaliação de risco a partir da vulnerabilidade do meio e da ação antrópica.	69
10	Modelo esquemático teórico da obtenção da carta final de riscos D a partir da carta de vulnerabilidade A e da carta de ação antrópica B	71
11	A carta final de riscos é obtida a partir do cruzamento das cartas de vulnerabilidade e de ação antrópica.....	88
12	Localização da microbacia hidrográfica do Córrego Garuva, município de Sombrio, Extremo Sul de Santa Catarina.	95
13	Carta topográfica da microbacia hidrográfica do Córrego Garuva, Sombrio.....	96
14	Carta de declividade (PI declividade).....	102
15	Carta de distância ao curso d'água (PI distância).	103
16	Mapa de solos da microbacia hidrográfica do Córrego Garuva.....	105
17	Carta de classes de solos (PI solos).....	106
18	Imagem Spot da microbacia hidrográfica do Córrego Garuva.	108
19	Carta de uso do solo (PI uso do solo).....	110

20	Metodologia geral aplicada na avaliação de riscos de contaminação hídrica por agrotóxicos na microbacia hidrográfica do Córrego Garuva.....	113
21	Cruzamento do PI declividade x PI distância e formação das 6 classes do 1º nível hierárquico (b, m, a, e, 2a, ea).....	117
22	Reclassificação do figura 21 (PI declividade x PI distância) para 6 classes do 1º nível hierárquico.....	118
23	Obtenção das classes de vulnerabilidade (n x m, onde n = 1º nível hierárquico, e m = 2º nível hierárquico).....	120
24	Seis classes de vulnerabilidade obtidas a partir de uma reclassificação da figura 23.....	123
25	Esterilização dos canteiros de fumo com Brometo de Metila na microbacia hidrográfica do Córrego Garuva, comunidade de Garuva Alta (maio/96).....	131
26	Plantio de feijão e de milho sobre a resteva do fumo; ao fundo, plantio de eucalipto (microbacia do Córrego Garuva, comunidade de Garuva, maio/96).....	132
27	Na microbacia hidrográfica do Córrego Garuva, o arroz é cultivado nas áreas de planície, sistematizadas, e a cultura da banana ocupa as encostas (abril/96).....	137
28	Morro cultivado com banana; no fundo do vale, além do arroz irrigado, ocorrem pastagens (abril/96).....	138
29	Localização dos canteiros de fumo (microbacia do Córrego Garuva, comunidade de Maracanã, maio/96).....	140
30	Distribuição das culturas que utilizam agrotóxicos (fumo, arroz irrigado e banana) na microbacia hidrográfica do Córrego Garuva, município de Sombrio, SC.....	141
31	Carta de riscos obtida a partir do cruzamento das cartas de vulnerabilidade e de ação antrópica (28 classes).....	143
32	Carta de riscos de contaminação hídrica por agrotóxicos da microbacia hidrográfica do Córrego Garuva.....	144
33	Áreas de maior risco de contaminação hídrica por agrotóxicos nulo, mediano e máximo na microbacia do Córrego Garuva.....	147

LISTA DE QUADROS

1	Mecanismos de contaminação ambiental.....	54
2	Princípio do sistema de auto-penalização.....	73
3	Obtenção de 5 classes para duas variáveis de um mesmo nível hierárquico.....	73
4	Classificação dos solos quanto aos riscos de contaminação hídrica por agrotóxicos:	78
5	Delimitação das classes “b”, “m”, “a” e “e” das variáveis consideradas para a obtenção das unidades de vulnerabilidade.....	79
6	Obtenção de 6 classes para o 1º nível hierárquico das unidades de vulnerabilidade.....	80
7	Grade de penalidade para as unidades de vulnerabilidade.....	81
8	Delimitação das classes “b”, “m”, “a” e “e” das variáveis consideradas para a obtenção das unidades antrópicas.....	83
9	Obtenção das classes de risco para diferentes níveis hierárquicos das unidades antrópicas.....	84
10	Grade de penalidade para as unidades antrópicas.....	86
11	Medidas de segurança e proteção utilizadas por 143 agricultores entrevistados em Sombrio.....	93
12	Área plantada (área) e quantidade produzida (qtt) das principais culturas: em Sombrio, na microrregião geográfica de Araranguá.....	97
13	Precipitação média mensal, índices de erosividade, excedente hídrico e ciclo das culturas de arroz irrigado e fumo na região de Sombrio.....	98
14	Área ocupada pelos diferentes tipos de uso do solo na microbacia hidrográfica do Córrego Garuva.....	111
15	Áreas (em hectares) dos diferentes tipos de uso do solo em diferentes classes de declividade.....	115
16	Características das classes obtidas na carta de vulnerabilidade do meio à contaminação hídrica por agrotóxicos para a microbacia do Córrego Garuva.....	122

17	hídrica por agrotóxicos para a microbacia do Córrego Garuva.	122
	Tipos de solo encontrados em diferentes áreas de declividade e em diferentes situações	
18	de distância ao curso d'água.	124
	Principais características das 6 classes que compõem a carta de vulnerabilidade do	
	meio à contaminação hídrica por agrotóxicos na microbacia hidrográfica do Córrego	
19	Garuva.	129
	Agrotóxicos utilizados em diferentes culturas e respectivos valores antrópicos de	
20	penalidade.	133
21	Valores totais das unidades antrópicas.	135
	Valores das unidades antrópicas, ciclo de cada cultura e área de ocorrência na	
22	microbacia hidrográfica.	139
	Áreas referentes às classes de risco de contaminação hídrica por agrotóxicos obtidas na	
23	figura 31.	145
	Ordem decrescente dos agrotóxicos segundo a grade de penalidade utilizada por SIMON	
	(1995a) e a aplicada nesta dissertação.	152

RESUMO

Este trabalho apresenta uma proposta metodológica de avaliação dos riscos de contaminação hídrica por agrotóxicos. Esta avaliação, expressa em uma carta final de riscos, baseia-se na localização espacial e características da fonte contaminante e no maior ou menor uso e na propensão dos agrotóxicos a deixarem seu local de aplicação. Elaborada sob a visão sistêmica, a metodologia fundamenta-se nos processos de contaminação (escoamento superficial, erosão e percolação da água no solo) e no conceito de risco como resultado do cruzamento da vulnerabilidade do meio e da ação antrópica.

A vulnerabilidade do meio natural, expressa por unidades espaciais visualizadas na carta de vulnerabilidade, corresponde à suscetibilidade do meio em propiciar o desenvolvimento dos processos contaminantes; a carta é obtida a partir do cruzamento das cartas de declividade, de solos e de distância do local de aplicação ao curso d'água mais próximo. A carta de ação antrópica, elaborada com base no uso do solo, inclui características físico-químicas (toxicidade, persistência, coeficiente de adsorção à matéria orgânica e solubilidade) e o número de aplicações de cada agrotóxico utilizado no ano agrícola, permitindo a definição das unidades antrópicas. As variáveis utilizadas são hierarquizadas em diferentes níveis e cada variável possui classes de risco baixo, médio, alto ou elevado segundo sua importância nos processos de contaminação.

Esta metodologia é aplicada à microbacia hidrográfica do Córrego Garuva, município de Sombrio, Extremo Sul de Santa Catarina, sendo o resultado expresso através de uma carta de riscos na escala 1:50.000. As cartas básicas foram elaboradas a partir de material existente (documentos resultantes de levantamento de solos, cartas topográficas do IBGE, imagem de satélite Spot de abril de 1996) e verificações a campo, e foram introduzidas (com auxílio de um CAD, programa Microstation) e cruzadas em um SIG (programa IDRISI).

Nesta microbacia, diferentes graus de risco são evidenciados, sendo que as situações mais críticas encontram-se junto às nascentes do Córrego Garuva, em áreas de declividade elevada e próximo aos cursos d'água, ou seja, de elevada vulnerabilidade, e nas áreas de cultivo de arroz irrigado seguido das de cultivo de fumo, pois ambos os tipos de uso do solo ocupam importantes áreas distribuídas em toda a microbacia e utilizam grandes quantidades de agrotóxicos com características físico-químicas variadas.

RESUMÉ

L'étude est une proposition méthodologique d'évaluation de risques de contamination hydrique par pesticides. Cette évaluation, synthétisée sur une carte de risques, est basée sur la localisation spatiale, sur les caractéristiques de la source de contamination et sur la propension majeure ou mineure des pesticides à se disperser à partir de l'endroit d'application. Elaborée en vision systémique, la méthodologie est fondée sur formes de contamination (écoulement superficiel, érosion et lessivage dans le sol) et sur le risque défini comme le résultat du croisement de la vulnérabilité du milieu et de l'action anthropique.

La vulnérabilité du milieu naturel, formée par des unités spatiales visualisées sur la carte de vulnérabilité, correspond à la susceptibilité du milieu à favoriser le développement des formes de contamination; la carte est obtenue par croisement des cartes de valeurs de pente, de sols et de distance du lieu d'application jusqu'au cours d'eau le plus proche. La carte d'action anthropique, basée sur l'occupation du sol, inclut des caractéristiques physico-chimiques (toxicité, persistance, coefficient d'adsorption par la matière organique et solubilité) et le nombre d'applications de chaque pesticide utilisé dans l'année agricole, permettant de définir les unités anthropiques. Les variables utilisées sont hiérarchisées en différents niveaux, chacune ayant des classes de risque bas, moyen, haut ou élevé, selon l'importance des formes de contamination.

La méthodologie est appliquée au bassin versant du ruisseau Garuva, municipale de Sombrio, Extrême Sud de l'état de Santa Catarina, et le résultat est présenté sur une carte de risques à l'échelle 1:50.000. Les cartes basiques ont été élaborées à partir du matériel existant (documents du levé des sols, cartes topographiques de l'IBGE, image du satellite SPOT d'avril/96) et des levés de terrain, et ont été introduites (CAD, software Microstation) et croisées dans un SIG (software IDRISI).

Dans ce bassin, différents niveaux de risque sont montrés; les situations les plus critiques sont près des sources, dans les zones de pente forte, et dans les zones de production du riz irrigué suivies par celles du tabac; ces types d'occupation du sol occupent des surfaces importantes et sont distribués dans tout le bassin; des grandes quantités de pesticides, ayant des caractéristiques physico-chimiques variées, sont utilisées.

CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO

1.1 APRESENTAÇÃO

“As atividades agropecuárias são reconhecidas como principal vetor de transformações de maior amplitude. (...) resultados negativos do impacto da ocupação antrópica inadequada sobre o meio físico são representados por processos de erosão acelerada dos solos, perda da reserva de seus nutrientes, contaminação físico-química dos recursos hídricos e possíveis modificações estruturais dos sistemas hidrográficos (como por exemplo, assoreamento de várzeas, reservatórios e canais fluviais)” (VALERIO FILHO, 1995, p.135-136).

As atividades agropecuárias transformam o meio ambiente, modificam os elementos componentes dos ecossistemas e das paisagens, constituindo o espaço rural num sistema complexo cujo estudo pode visualizar diferentes níveis de organização, segundo diversos pontos de vista. As transformações e fenômenos que ocorrem neste espaço atingem direta ou indiretamente a população rural, a produção agrícola, as diferentes atividades econômicas e as formas de utilização da terra.

A utilização do meio não pode ser visualizada somente sob o ângulo de otimização da produção agrícola de um local isolado, de uma propriedade, tomada independentemente uma da outra. O uso e a proteção dos recursos do meio, a limitação e o desgaste desses recursos e os problemas de desenvolvimento implicam numa necessidade de gestão integrada do espaço rural. Essa gestão, aos níveis local, regional ou nacional, deve passar pelo conhecimento das transformações ocorrentes, incluindo resultados negativos do impacto da ocupação antrópica, como a erosão acelerada dos solos, a perda de reservas de nutrientes, a contaminação físico-química do solo e dos recursos hídricos e possíveis modificações estruturais dos sistemas hidrográficos.

Estas questões concernem à articulação entre processos naturais e processos sociais, já que, frequentemente, geram-se conflitos entre a exploração de recursos naturais e a qualidade de vida da população. A contaminação dos solos e das águas superficiais e subterrâneas é uma das facetas deste conflito, resultando da utilização maciça de inúmeros compostos pela agricultura moderna, que busca o máximo de rentabilidade econômica num espaço de tempo mínimo. Estes compostos são representados principalmente por nitratos, fosfatos e metais pesados, sendo a

contaminação devida ao desbalanço na fertilização (onde as adições de fertilizantes orgânicos e minerais são muito superiores às quantidades retiradas pelos alimentos, provocando um excesso de elementos minerais no ambiente), e aos agrotóxicos¹, impondo riscos ao equilíbrio nos sistemas aquáticos e à saúde humana. Além desse aporte de fertilizantes e agrotóxicos, há ainda a redução importante dos processos de retenção destes produtos ao nível do solo ou de zonas hidromórficas, agravando a contaminação das águas. Esta redução é consequência de certos manejos que, alterando características dos horizontes superficiais, favorecem o escoamento superficial da água e a erosão destes horizontes. Além disso, a drenagem de áreas úmidas de fundo de vale diminui a retenção de poluentes no meio originalmente hidromórfico, que funciona como zona filtrante no sistema hidrológico (FUSTEC, 1992; PIREN-CNRS, 1991; BARRIUSO et al., 1996; SIMON, 1995a).

Se por um lado a superfertilização não é ainda reconhecida como fator de poluição nos países em desenvolvimento, os problemas com conservação de solo e água e o uso de agrotóxicos com certeza o são, sendo acentuada a utilização destes últimos devido à alta incidência de pragas e doenças favorecida pela alta umidade e temperatura nos países intertropicais, além de ser característico do padrão tecnológico da produção agrícola moderna (HARMSSEN, 1991; PINHEIRO et al, 1993).

Efetivamente, o aumento da produção agrícola nas últimas décadas deve-se, em grande parte, a uma maior proteção das culturas contra organismos patogênicos; os agrotóxicos trouxeram um real progresso para a atividade agrícola, evitando perdas em qualidade e quantidade de alimentos.

Entretanto, sua utilização é atualmente bastante discutida em função das consequências prejudiciais que engendra, e que são frequentemente relacionadas à saúde humana, seja a problemas ligados à intoxicação de trabalhadores rurais que lidam diretamente com estes compostos, seja quanto à saúde de consumidores de produtos de origem vegetal ou animal contaminados.

¹ DECRETO LEI FEDERAL 98.816 de 11-01-90, Cap. I, Art. 2º: "XX - Agrotóxicos - os produtos químicos destinados ao uso nos setores de produção, no armazenamento e no beneficiamento de produtos agrícolas, nas pastagens, na proteção de florestas, nativas ou implantadas, e de outros ecossistemas e também de ambientes urbanos, hídricos e industriais, cuja finalidade seja alterar a composição da flora ou da fauna, a fim de preservá-los da ação danosa de seres vivos considerados nocivos, bem como as substâncias e produtos, empregados como desfolhantes, dessecantes, estimuladores e inibidores de crescimento." (BRASIL, 1990).

São apontados como efeitos indesejáveis a acumulação destes agrotóxicos ou seus derivados ao longo da cadeia trófica, a sua não-especificidade (implicando em uma destruição dos próprios inimigos naturais da 'praga' visada), o desenvolvimento de resistência nas espécies a serem combatidas, bem como a contaminação e/ou a acumulação destes em solos não agrícolas, na atmosfera, nas águas superficiais e subterrâneas. Esta contaminação, sobretudo de caráter difuso², gera graus diversos de agressão ao ambiente, levando ao comprometimento dos recursos básicos para a produção agrícola e da manutenção, inclusive econômica, desta atividade.

Apesar do reconhecimento das consequências indesejáveis do uso de agrotóxicos datar da década de 60, os estudos sobre contaminação ambiental por esses produtos iniciaram nos anos 80, e têm se tornado mais frequentes nos últimos 8 a 10 anos. Porém, estes estudos, que têm se concentrado na contaminação de águas superficiais e subterrâneas, encontram dificuldades devidas ao grande número de materiais ativos envolvidos (mais de 450, com o aparecimento rápido de novas moléculas), às dificuldades analíticas (relacionadas à limitação de detecção das moléculas em níveis muito baixos, bem como ao seu elevado custo), e à complexidade do comportamento dos agrotóxicos no ambiente, o que inclui a variação de concentração ao longo do tempo e no espaço (RIVOIRE, 1993; BAUME, 1996a; BAUME, 1996b; SIMON, 1995b).

Diante destas dificuldades, as discussões e pesquisas portam principalmente sobre os fatores e processos que levam à contaminação dos recursos hídricos, buscando avaliar os riscos de contaminação. Visa-se identificar as condições preferenciais nas quais a contaminação ocorre, e com quais produtos, a fim de tornar viável um monitoramento da concentração de agrotóxicos nas águas e propor medidas preventivas.

Face ao exposto, o presente trabalho pretende contribuir com uma proposta metodológica para avaliação dos riscos de contaminação por agrotóxicos das águas superficiais e dos lençóis freáticos de uma determinada região, atingindo, direta ou indiretamente, a qualidade da vida da população. Esta avaliação, realizada com auxílio do geoprocessamento, fundamenta-se em princípios gerais da visão sistêmica, definindo, a partir de sua aplicação no espaço, a bacia hidrográfica como unidade de estudo. Uma microbacia hidrográfica com 46,2 km², situada no

² Em relação à origem de uma contaminação, esta pode ser pontual ou difusa. As contaminações difusas caracterizam-se por tratar de fracas concentrações e superfícies extensas, sendo a principal forma de contaminação de origem agrícola; já as contaminações pontuais ou acidentais caracterizam-se por derramamentos bem localizados, no espaço e no tempo, de um número limitado de produtos em concentrações elevadas (BARRIUSO et al, 1996).

Extremo Sul do Estado de Santa Catarina, serve de zona teste e exemplo da aplicação da metodologia proposta.

Esta dissertação tem pois como objetivo fundamental:

- apresentar uma metodologia de avaliação da possibilidade de contaminação das águas superficiais e subterrâneas a partir da definição de unidades de risco, as quais são expressas cartograficamente.

E, como objetivos secundários:

- avaliar a vulnerabilidade do meio no que tange à contaminação hídrica por agrotóxicos;
- verificar a ação do homem na determinação do risco;
- gerar uma carta de riscos para a microbacia hidrográfica do Córrego Garuva, Sombrio;
- avaliar a utilização do geoprocessamento como instrumento de trabalho na espacialização de riscos.

A metodologia apresentada toma por base princípios da visão sistêmica, definindo, a partir de sua aplicação no espaço, a bacia hidrográfica como unidade de estudo.

1.2 VISÃO SISTÊMICA E ANÁLISE AMBIENTAL

"A abordagem sistêmica procede do fato de que as características específicas de um objeto (sistema) não se exaurem pelas peculiaridades de seus elementos constituintes, mas são enraizadas primordialmente nas características das conexões e relações existentes entre seus elementos. (...) mas, um complexo é usualmente uma formação hierárquica, poliestruturada e pluriestratificada, cujos vários aspectos são estudados por diferentes ciências; assim, a natureza da estrutura, das conexões e das relações nele reconhecidas por uma determinada ciência e por esta definidas como constituindo seu objeto principal, podem depender do nível da análise e dos meios de investigação utilizados." (BLAUBERG et al³, citados por BRANCO, 1989, p.68)

A avaliação dos riscos que o uso dos agrotóxicos representa ao meio ambiente trata, fundamentalmente, de um problema ambiental, que inclui aspectos naturais, sociais, econômicos, técnicos, culturais e históricos. E é a compreensão e compatibilização de todos esses aspectos,

³ BLAUBERG, J. V. et al. *System theory; philosophical and methodological problems*. (Trad. para o inglês de S. Syrovatkin e O. Germogenova) Progress Publishers, 1977.

necessária à análise ambiental, que leva à dificuldade em abordar o objeto de estudo - questões ambientais; esta dificuldade, fruto da formação especializada e fragmentada elaborada sob a visão mecanicista da ciência cartesiana-newtoniana, expressa-se na incapacidade de responder à pergunta tão frequentemente colocada: como tratar as questões ambientais, de natureza complexa e dinâmica, integrando holisticamente os vários aspectos componentes de uma dada situação real ou imaginária, sem simplesmente rotular com um leve verniz de 'ambiental' trabalhos que vinham sendo feitos?

Essa incapacidade deriva da inexistência de um arcabouço teórico-conceitual metodologicamente estruturado que suporte o desenvolvimento de estudos ambientais e a implementação eventual de medidas de recuperação e conservação necessárias. "Ela [a questão ambiental] não é uma questão natural. Ela não é uma questão social. Ela é uma questão de complexidade que envolve as duas e não temos uma herança filosófica, teórica e metodológica que pense esta complexidade" (GONÇALVES, 1989, p. 304).

Assim, dentro da necessidade de perceber o mundo não mais sob uma ótica mecanicista, e reconhecendo que vive-se em um mundo globalmente interligado, no qual os fenômenos biológicos, psicológicos, sociais e ambientais são todos interdependentes, surge o enfoque sistêmico que, numa análise integrada do ambiente, valoriza as relações existentes entre os vários componentes do sistema ambiental.

A obra fundamental da concepção sistêmica é representada pela "Teoria Geral dos Sistemas"⁴, de BERTALANFFY (1973). Para este autor,

"é necessário estudar não somente partes e processos isoladamente, mas também resolver os decisivos problemas encontrados na organização e na ordem que os unifica, resultante da interação dinâmica das partes, tornando o comportamento das partes diferente quando estudado isoladamente e quando tratado no todo. (...) A análise e o isolamento artificial são úteis, mas de modo algum suficientes como métodos de experimentação biológica e como teorias." (BERTALANFFY, 1973, p. 53).

Na visão sistêmica "o todo é mais que a soma das partes", o que significa dizer que as características constitutivas do sistema não são explicáveis a partir das características das partes isoladas; as características do complexo, portanto, comparadas às dos elementos, parecem novas

⁴ Segundo BERTALANFFY (1973): "Deste modo, postulamos uma nova disciplina chamada *Teoria Geral dos Sistemas*. (...) Seu objeto é a formulação de princípios válidos para os 'sistemas' em geral, qualquer que seja a natureza dos elementos que os compõem e as relações ou 'forças' existentes entre eles." (pp. 31, 55 e 61)

ou emergentes (BERTALANFFY, 1973, p. 83). Este complexo é o próprio sistema que, por definição, é um conjunto de elementos em interação⁵, ou uma "unidade global organizada de inter-relações entre elementos, ações ou indivíduos" (MORIN, 1977, p. 98). O sistema se define, portanto, pela "interrelação dos elementos que foram escolhidos ou identificados como fundamentais para o seu funcionamento" (PENTEADO-ORELLANA, 1985, p. 129).

Segundo BRANCO (1989, p. 60),

"as palavras-chave da teoria de Bertalanffy são: complexidade e organização, podendo-se dizer que a teoria dos sistemas corresponde, na verdade, a uma teoria da organização, cujos princípios gerais são aplicáveis a quaisquer sistemas, independentemente da natureza dos elementos que os constituem ou das relações entre os mesmos."

Quanto à organização, esta pode ser definida como

"a disposição de relações entre componentes ou indivíduos, que produz uma unidade complexa ou sistema, dotada de qualidades desconhecidas ao nível dos componentes ou indivíduos. A organização liga de modo inter-relacional, elementos ou acontecimentos ou indivíduos diversos que, a partir daí, se tornam os componentes dum todo. Garante solidariedade e solidez relativa a estas ligações, e portanto garante ao sistema uma certa possibilidade de duração apesar das perturbações aleatórias. Portanto a organização: transforma, produz, liga, mantém" (MORIN, 1977, p. 101).

A idéia de organização, portanto, encontra-se implícita na concepção sistêmica.

HART (1979) apresenta uma noção 'simplificada' de sistemas. Afirmando que sistemas fechados são puramente conceituais, que inexistem na realidade, ele salienta que há certos elementos que todos os sistemas apresentam: componentes, interação entre componentes, entradas, saídas e limites. Ele explicita, portanto, que todos os sistemas reais possíveis possuem entradas e saídas de matéria e/ou energia, caracterizando bem os sistemas abertos.

De forma mais elaborada, a teoria dos sistemas, a partir da visão de DURAND⁶ (citado por BRANCO, 1989), é regida por quatro conceitos fundamentais: *interação*, que é a ação recíproca entre os elementos do sistema e que modifica o comportamento ou a natureza desses elementos; *totalidade*, que significa que o todo não é redutível às partes, e que implica no

⁵ Para Bertalanffy (1973, p. 84), "a interação significa que os elementos p estão em relações R, de modo que o comportamento de um elemento p em R é diferente de seu comportamento em outra relação R."

⁶ DURAND, D. *La systémique*. Presses Universitaires de France, 1979.

aparecimento de qualidades emergentes⁷; *organização*, que, como essência do sistema, implica em dois aspectos complementares: o *estrutural* e o *funcional*, e *complexidade*.

Para DE ROSNAY⁸ (citado por BRANCO, 1989), a complexidade se caracteriza pela variedade de componentes arranjados segundo diferentes níveis hierárquicos e interconectados por várias ligações estruturais e funcionais, identificando-se um sistema por estas características.

Assim, o sistema tomado como um modelo estrutural e funcional adquire as características de

"unidade funcional, cuja dimensão mínima é a de uma organização capaz de funcionar por si só. Pode-se conceber, evidentemente, um sistema formado de vários subsistemas, que terão que ser, cada um, um sistema menor com funcionamento autônomo. (...) O sistema, visto sob esse ponto de vista essencialmente funcional, implica organização, (e não mera coleção ou associação) de partes inter-relacionadas, de maneira a garantir o fluxo de energia" (BRANCO, 1989, p. 58).

Portanto, a definição da organização e da funcionalidade do sistema corresponde à norma básica para sua identificação, podendo-se ainda utilizar outras normas, como similaridade de unidades, objetivo comum e padronagem reconhecida das unidades (PENTEADO-ORELLANA, 1985).

Enfim, dentro do conceito de sistemas, três noções são fundamentais: são *sistemas abertos*, ou seja, que interagem fortemente com o ambiente em que se situam, trocando matéria, energia e informação; são *sistemas complexos*, ou seja, que comportam múltiplos níveis de organização; são *sistemas dinâmicos*, quer dizer, mudam no tempo.

A noção de sistema como *modelo* dinâmico é caracterizada pela sua repetitividade ou reprodutividade, além de constituir, sempre, uma imagem sintética e não analítica da realidade. A noção de modelo retomba novamente sobre um estado de organização estrutural e funcional, devido ao conteúdo de informações permanente que constitui os elos de ligação entre os elementos em uma determinada forma (BRANCO, 1989).

⁷ Conforme aborda MORIN, 1989, pp. 103-108.

⁸ DE ROSNAY, J. *Le macroscope: vers une vision globale*. Editions du Seuil, 1975.

Estas noções, de complexidade, interação, organização e funcionalidade, levam a visão sistêmica a representar um importante avanço na superação da visão atomística, consistindo a análise sistêmica, segundo vários autores, na melhor metodologia de abordagem do meio ambiente.

A análise ambiental, portanto, deve-se dar sob uma ótica integrada do funcionamento do meio ambiente, e a avaliação de riscos de contaminação hídrica por agrotóxicos não foge a esta regra. Adaptando o discurso sobre diagnóstico ambiental de MACEDO (1991), pode-se afirmar que a finalidade básica de estudos ambientais é a identificação do quadro físico, biótico e antrópico de uma dada região, através de seus fatores ambientais constituintes e, sobretudo, das relações e dos ciclos que conformam, de modo a evidenciar o comportamento e as funcionalidades do sistema que realizam, remetendo-nos à necessidade da análise ambiental sob o ponto de vista sistêmico.

Conforme coloca TRICART (1977, p. 19),

"o conceito de sistema é, atualmente, o melhor instrumento lógico de que dispomos para estudar os problemas do meio ambiente. Ele permite adotar uma postura dialética entre a necessidade da análise - que resulta do próprio progresso da ciência e das técnicas de investigação - e a necessidade, contrária, de uma visão de conjunto, capaz de ensejar uma atuação eficaz sobre esse meio ambiente. Ainda mais, o conceito de sistema é, por natureza, de caráter dinâmico e por isso adequado a fornecer os conhecimentos básicos para uma atuação - o que não é o caso de um inventário, por natureza estático."

Assim, a visão sistêmica passa a ser um tipo de abordagem, constituindo um instrumental organizador para o estudo a ser realizado, uma vez que os trabalhos realizados com agrotóxicos têm sido sobretudo analíticos, em escala microscópica, em laboratórios sob condições experimentais específicas, buscando principalmente a modelagem matemática. Estes estudos, que podem indicar algumas tendências de comportamento na paisagem, carecem, porém, de análises orgânico-espaciais que forneçam elementos para a avaliação mais próxima dos reais riscos que o

uso desses produtos representam ao meio ambiente, colocando a idéia de sistema como diretriz, independente da sua construção matemática.⁹

1.2 A BACIA HIDROGRÁFICA COMO ESPAÇO DE ESTUDO

"Parte-se do princípio de que a paisagem (o todo), para ser estudada, deve ser parcelada. No entanto, esse todo não se reconstitui a partir do somatório das partes e, sim, através das funções que essas partes representam" (OGATA, 1995, p. 7).

Os fenômenos de poluição difusa causada pela atividade agrícola, incluindo a contaminação por agrotóxicos, ocorrem no espaço, na paisagem, e é esta 'espacialização' destes processos, onde o sistema expressa-se na superfície terrestre dentro de uma unidade de organização espacial do meio ambiente físico, que nos leva à necessidade do entendimento do funcionamento da paisagem sob a perspectiva sistêmica.

O conceito de sistema foi incorporado aos estudos da paisagem, considerada como um sistema aberto. Esta incorporação expressa-se, por exemplo, no conceito de geossistema, o qual inclui todos os elementos da paisagem como um modelo global, territorial e dinâmico, aplicável a qualquer paisagem concreta, de qualquer tamanho (SOCHAVA¹⁰ citado por BOLOS, 1992); corresponde pois a uma aplicação direta da teoria dos sistemas, a um conceito territorial, a uma unidade espacial bem delimitada e analisada a uma dada escala (BEROUTCHACHVILI & BERTRAND, 1978). O geossistema é, por definição, uma determinada porção da superfície terrestre caracterizada por uma relativa homogeneidade interna às parcelas territoriais no que se refere aos seus componentes, suas estruturas, fluxos e relações (OGATA, 1995).

Assim, um sistema espacial (como o geossistema), pode ser caracterizado, entre outros, pelo seu funcionamento, que engloba o conjunto das transformações ligadas à energia gravitacional, aos ciclos da água, à circulação da água, aos ciclos biogeodinâmicos, que comandam as transformações e as trocas quantitativas e qualitativas de matéria.

⁹ BERTALANFFY (1973, p. 37) aponta que o primeiro problema que o estudo de sistemas apresenta é essencialmente o problema das limitações dos procedimentos analíticos da ciência, pois a aplicação do método analítico é válida apenas quando as interações são inexistentes ou suficientemente fracas para poderem ser negligenciadas e quando as relações que descrevem o comportamento das partes são lineares. Ainda segundo Bertalanffy (1973, p. 45), "os modelos em linguagem ordinária têm portanto seu lugar na teoria dos sistemas. A idéia de sistema conserva seu valor mesmo quando não pode ser formulada matematicamente ou permanece uma 'idéia diretriz' mais do que uma construção matemática."

¹⁰ SOCHAVA, V. B. Introducción a la teoría de los geosistemas. Novo Sibirsk: Ed. Nauka, 318 p. 1963.

Pode-se considerar, portanto, que num sistema espacial

"existe interdependência de áreas mais ou menos vizinhas, que estão submetidas a certos elementos dinâmicos comuns. As bacias fluviais oferecem excelente exemplo disso. A dinâmica dessas bacias cria dependências mútuas entre suas diversas partes, principalmente por intermédio do fluxo da água e dos materiais carreados de diferentes maneiras, que definem a própria bacia" (TRICART, 1977, p. 75).

A dinâmica dada a uma porção limitada do espaço, através do fluxo de água e as relações advindas desse fluxo, tem levado à consideração da bacia hidrográfica como delimitação espacial ideal para inúmeros estudos e pesquisas desenvolvidos. A bacia hidrográfica pode ser considerada como uma "paisagem integrada", que segundo ROSA (1995, p. 18), corresponde a uma "porção do espaço caracterizada por um tipo de combinação dinâmica de elementos geográficos diferenciados (...) que se interrelacionam". Estes elementos são representados não apenas por elementos naturais bióticos (vegetação, fauna) ou abióticos (solos, geologia, a própria água) envolvidos nos eventos do meio físico, mas também pelo homem, pela ação antrópica, fazendo com que a bacia hidrográfica constitua-se no espaço geográfico mais apropriado para o desenvolvimento de estudos ambientais. Corresponde, portanto, a um sistema espacial aberto, complexo e dinâmico.

Na bacia hidrográfica, as áreas vizinhas que mantêm estreitas relações entre si, principalmente através do fluxo da água, podem ser diferenciadas em função da análise de seus próprios componentes¹¹, fluxos e relações internos, limitados a um espaço de ocorrência, apresentando-se como diferentes *unidades espaciais*. Em outras palavras, uma unidade espacial pode, de forma semelhante ao sistema espacial, ser definida como uma determinada porção territorial caracterizada por uma relativa homogeneidade no que se refere aos seus componentes, suas estruturas, fluxos e relações. Cada unidade representa, dentro do sistema espacial, um subsistema com certo funcionamento autônomo, possuindo sua própria complexidade, mas mantendo relações com as unidades vizinhas (figura 1).

¹¹ Essas unidades, portanto, podem ser diferenciadas pelo relevo, clima, cobertura vegetal, solos e até mesmo pelo arranjo estrutural e do tipo de litologia, ou por apenas um desses componentes (ROSS, 1991, p. 11).

A diferença entre sistema espacial e unidade espacial consiste exatamente no grau ou tipo de homogeneidade que estes diferentes espaços territoriais apresentam, variando os componentes, fluxos e relações analisados na sua diferenciação. Na definição de uma bacia hidrográfica como sistema espacial, por exemplo, privilegia-se o critério hidrológico (ou circulação da água, encarada como um fluxo no sistema); para determinação das unidades espaciais pode-se considerar seus componentes, como por exemplo os tipos de vegetação ou de solo. Ambos, portanto, apresentam algum grau de homogeneidade, o que lhes garante o enfoque sistêmico ao nível da paisagem.

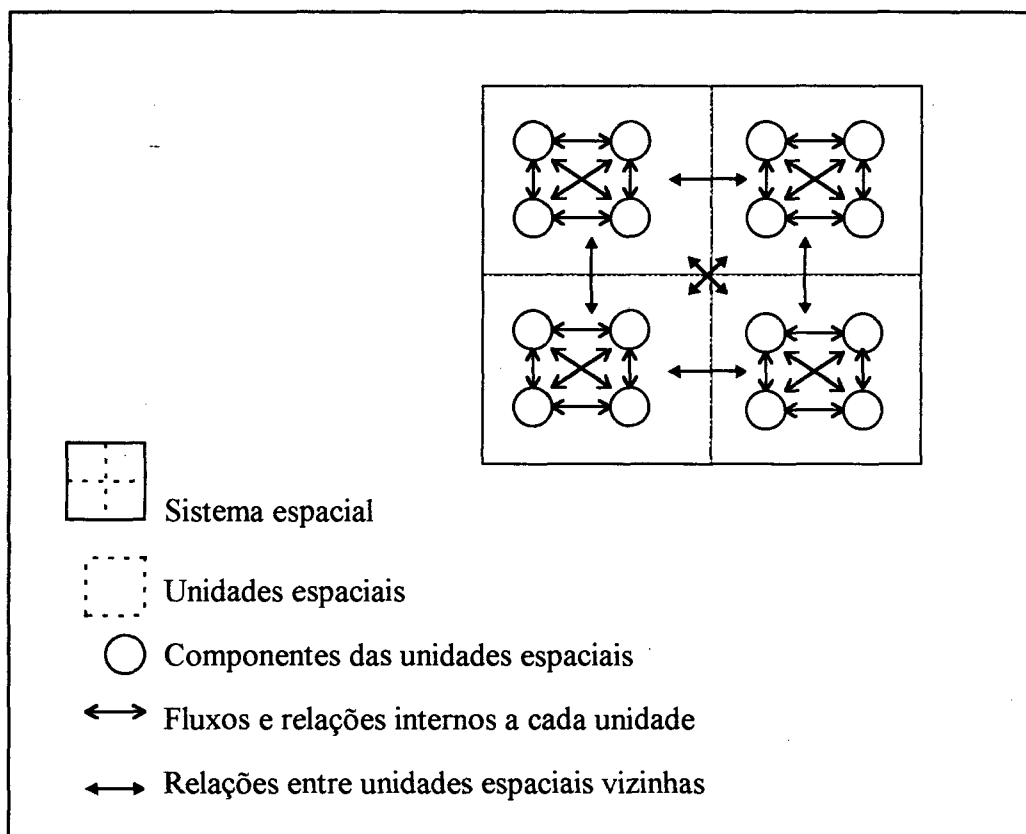


FIGURA 1: Modelo esquemático do sistema espacial. Como exemplo, tem-se a bacia hidrográfica, cuja relação entre as unidades se dá através do fluxo de água; as unidades são diferenciadas quanto aos seus componentes (vegetação, solo, relevo...).

Enfim, o sistema espacial é constituído por inúmeras unidades, sendo que tanto o sistema quanto as unidades podem ser definidos a partir da análise dos componentes visíveis da paisagem (tais como são definidos nas diferentes análises setoriais: relevo, clima, vegetação,...) e/ou a partir da análise das relações e fluxos ocorrentes no espaço (aspectos hidrológicos). Assim,

cada área, cada região, cada zona, cada setor do espaço é analisado como uma unidade sistêmica homogênea ou heterogênea (PENTEADO-ORELLANA, 1985).

Cabe salientar que os critérios de diferenciação das unidades devem apresentar significância diante do problema estudado. Para tanto, torna-se importante compreender estes processos, fluxos e relações a fim de definir espacialmente sua ocorrência e seus elementos determinantes.

1.3 GEOPROCESSAMENTO E ANÁLISE AMBIENTAL

O homem, integrado ao meio em que vive, modifica e é influenciado pelo ambiente, cujos elementos expressam-se espacialmente.

A fim de que zoneamentos ambientais, planejamento, ocupação humana e recuperação ambiental sejam efetiva e corretamente implementados, um maior conhecimento dos atributos ambientais espacializados, que tem se verificado fundamental em inúmeros estudos, exige o cruzamento de informações diversas (solos, clima, vegetação, recursos hídricos, infraestrutura,...), buscando evidenciar as estruturas espaciais e sua organização e identificar as interações entre os diferentes fatores que intervêm nas transformações em curso.

Segundo VALERIO FILHO (1995), inúmeras são as propostas metodológicas para a investigação do ambiente, sendo que uma das proposições refere-se à técnica de superposição de mapas.

Neste sentido, o desenvolvimento de técnicas de geoprocessamento tem se mostrado de grande utilidade e eficiência, principalmente nas análises integradas próprias aos estudos ambientais, tratando dados e informações provenientes sob formatos de análises geográficas, processamento de imagens, modelagem de terreno, redes, geodésia e fotogrametria, produção cartográfica, e outros. O tratamento da informação geograficamente localizada visa evidenciar espaços específicos, organizações espaciais, estruturas geográficas, semelhanças espaciais, dos quais cada disciplina pode extrair informações não explícitas nos dados iniciais.

O geoprocessamento engloba a captura, armazenamento e tratamento de dados georreferenciados, sendo que os sistemas de informação geográfica (SIGs) correspondem a sistemas computacionais destinados especificamente ao tratamento destes dados, automatizando tarefas e facilitando a realização de análises complexas através da integração de dados de diversas

fontes e da criação de um banco de dados geocodificado¹² (LOPES ASSAD, 1995; CÂMARA, 1993).

Assim, um SIG lida tanto com dados espaciais de localização (atributos geográficos) quanto com dados não espaciais (atributos não gráficos de entidades geográficas), ou seja, os objetos gráficos, sobre os quais pode-se aplicar tratamentos gráficos, são ligados a uma série de atributos sobre os quais aplicam-se tratamentos numéricos e de gestão de dados. Esta integração num mesmo sistema permite trabalhar dois universos, o dos dados representados graficamente e o dos objetos gráficos dos quais pode-se conhecer as características.

Os SIGs englobam a descrição formal das organizações espaciais sob a forma de sistemas de gestão de bases de dados associados a módulos gráficos; englobam ainda os métodos de análises espaciais (geoestatística, processamento de imagens,...), que auxiliam na determinação da estrutura e no aumento da precisão de valores em qualquer ponto do espaço; e permitem desenvolver modelos de funcionamento de fluxos (hídricos para a cobertura pedológica, mercados para as redes econômicas, informação para o desenvolvimento rural,...) que não correspondem à reprodução simplificada de modelos locais ou de laboratório, mas que consideram diferentes níveis de percepção dos fenômenos e sua posição no espaço (BUCHE et al, 1992).

Estes sistemas permitem, portanto, manipular separadamente ou em conjunto dados vetoriais e dados de varredura (figura 2); derivar um dado a partir de outro (por exemplo, a declividade pode ser obtida a partir de cartas altimétricas), e sobrepor diferentes PIs¹³, incluindo imagens orbitais, para obter informações resultantes das originais.

Desta forma, pelas características dos SIGs, torna-se possível: integrar, numa única base de dados, as informações espaciais provenientes de dados de fontes diversas, incluindo imagens de satélite, MNTs (modelos numéricos de terreno), mapas temáticos, redes e dados tabulares; combinar vários dados e informações através de manipulações diversas, gerando mapas derivados

¹² Um banco de dados geográfico armazena e recupera dados geográficos em suas diferentes geometrias (imagens, vetores, grades) bem como as informações descritivas (atributos não-espaciais) de um SIG. Em outras palavras, os SIG's permitem trabalhar dados sob diferentes formatos (textos, mapas, fotos aéreas, imagens de satélite), estabelecidas em escalas distintas

¹³ Cada PI (plano de informação) refere-se a uma mesma grandeza, de acordo com a natureza da informação que ele representa. Assim, a altimetria, o uso do solo, a hidrografia e a rede elétrica são exemplos de quatro possíveis PIs. Em analogia com a cartografia convencional, cada PI corresponde a um overlay, onde cada componente de uma carta é armazenado separadamente. Um PI pertence a uma das seguintes categorias: temática (contém objetos definidos bidimensionalmente, agrupadas por temas ou classes), modelo numérico de terreno (contém informações tridimensionais, com descrição geométrica nos planos bidimensional x,y e cota z), ou imagem (inclue imagens de sensoriamento remoto, não temáticas) (FELGUEIRAS & CÂMARA, 1993, p. 45).

e novas informações; consultar, recuperar, visualizar e desenhar o conteúdo da base de dados geocodificados (FELGUEIRAS & CÂMARA, 1993) (figura 3).

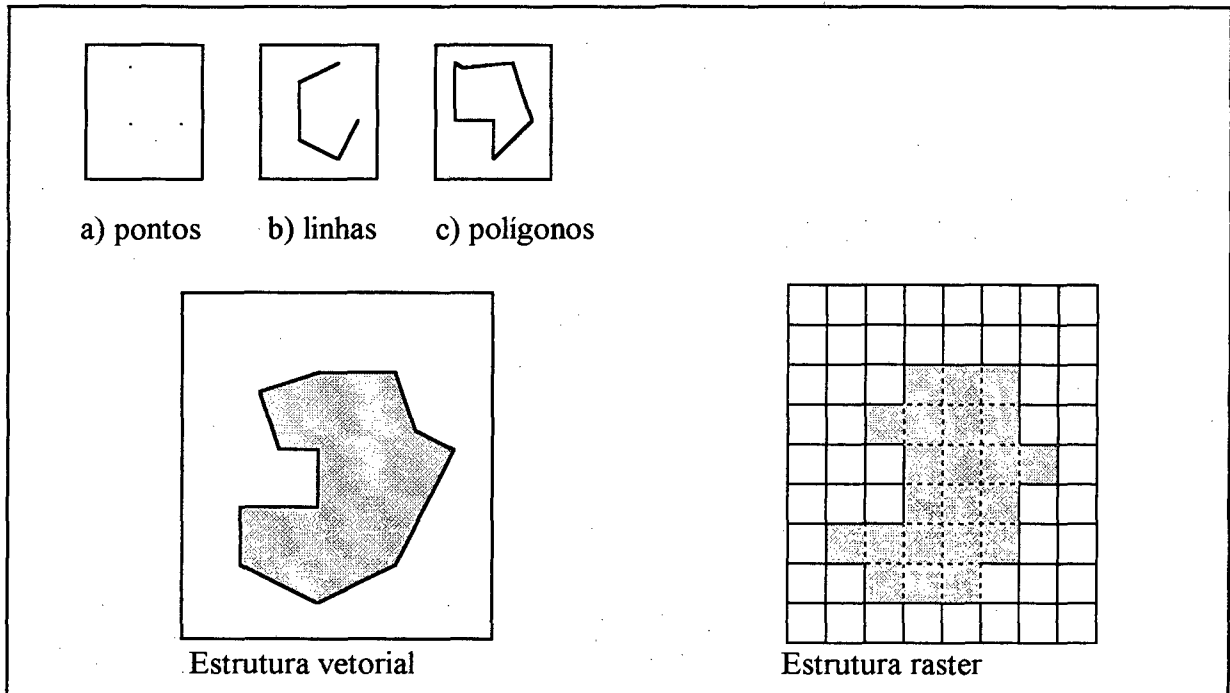


FIGURA 2: Estrutura vetorial e estrutura raster. Através dos dados vetoriais formaliza-se o espaço através de pontos, linhas ou áreas, sendo os objetos definidos pelo seu contorno, ao qual se associam informações sobre o conteúdo; com os dados de varredura, ou modelo raster, o objeto é espacializado por pixels e é caracterizado pelo seu conteúdo, pelo valor do pixel (Fonte: ROSA e BRITO, 1996, pp. 11 e 41).

Assim, além de agilizar o cruzamento dos dados diminuindo o tempo de trabalho, o geoprocessamento permite o aumento da complexidade das análises.

Enfim, dada a dinâmica das modificações (naturais e/ou antrópicas) ambientais de uma determinada área, e tendo-se já os dados multitemáticos/multifonte armazenados num SIG, espera-se manipular com facilidade as informações (com mudanças de escalas/resoluções, ponderações, simulações) de modo a identificar espacialmente diversos graus de risco de contaminação das águas superficiais e dos lençóis freáticos por agrotóxicos, permitindo a modelagem de complexos processos ambientais em certos níveis de relações, simplificação, generalização e abstração.

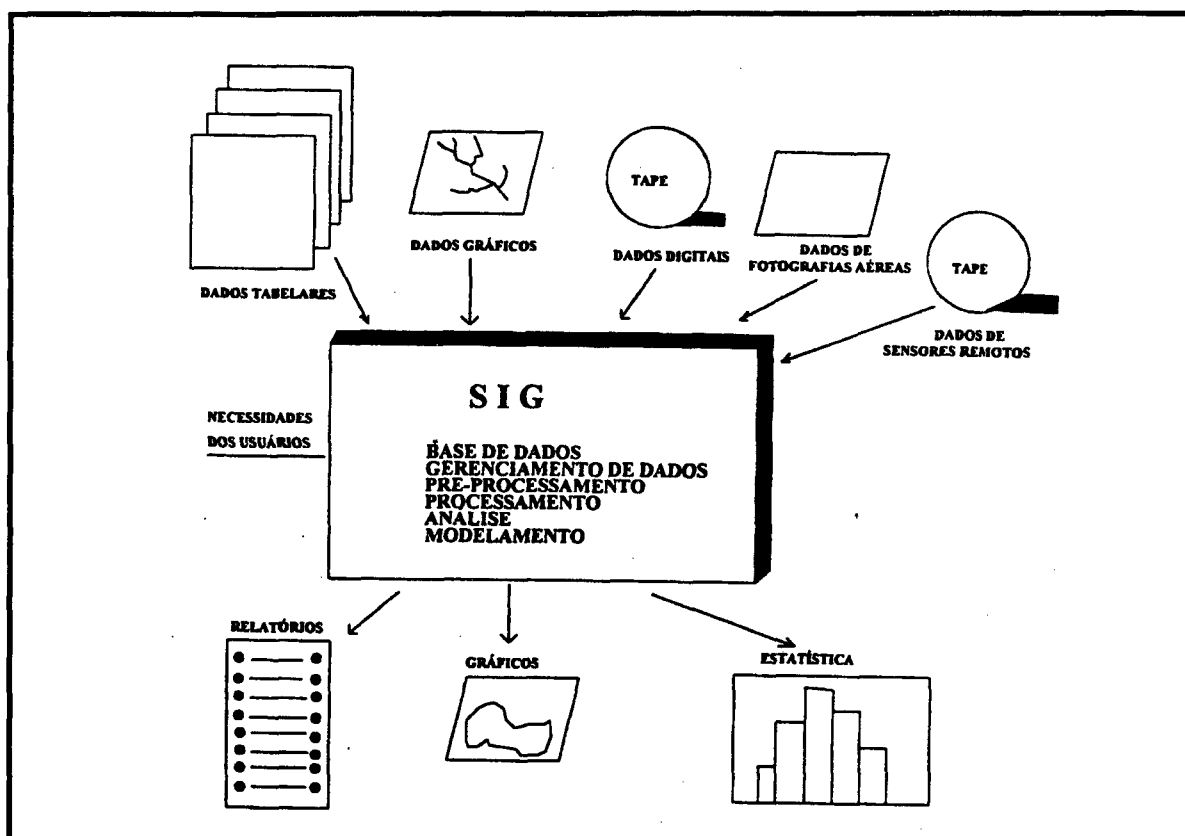


FIGURA 3: Diagrama simplificado mostrando a entrada de dados, a análise desses e as possibilidades de saída (Fonte: PAREDES, 1994, p. 44).

A dissertação apresentada está dividida em duas partes principais: desenvolvimento da proposta de avaliação de riscos de contaminação dos recursos hídricos por agrotóxicos, e aplicação da proposta em uma microbacia hidrográfica.

No segundo capítulo, após um breve histórico sobre o uso de agrotóxicos e suas consequências, são tratadas questões básicas relativas ao processo de contaminação ambiental por estes produtos, cuja compreensão é fundamental para os estudos de análise e previsão de riscos. No que se refere aos recursos hídricos, em torno dos quais está delimitado o estudo, os principais processos de contaminação envolvem a lixiviação (para contaminação dos lençóis freáticos) e o escoamento superficial e a erosão (para contaminação das águas superficiais). A partir disto, e com noções de vulnerabilidade do meio e ação antrópica, define-se o risco de contaminação através dos fluxos de água na bacia hidrográfica. Este capítulo finaliza com uma revisão sobre modelagem e trabalhos realizados sobre a avaliação de riscos de contaminação hídrica por agrotóxicos.

A proposta de avaliação de riscos propriamente dita é apresentada no terceiro capítulo, baseada no conceito de risco como resultado da interação entre a vulnerabilidade intrínseca ao meio natural e a ação antrópica avaliada através do uso do solo. O risco é espacializado através do cruzamento das cartas de vulnerabilidade do meio (obtida a partir do cruzamento das cartas de solos, de distância do local de aplicação do agrotóxico ao curso d'água mais próximo, e de declividade) e de uso do solo (obtida através de classificação supervisionada de imagens de satélite).

A avaliação de riscos obedece, em linhas gerais, à seguinte metodologia: definição de risco; definição das variáveis, de seus limites de classes, e da hierarquia estabelecida entre elas; utilização de um sistema de penalização que define grades de notas para as diversas situações possíveis a partir das variáveis selecionadas; espacialização dos dados com auxílio da cartografia digital e do geoprocessamento para obtenção da carta de riscos; discussão dos dados obtidos.

O quarto capítulo corresponde à aplicação da metodologia de avaliação de riscos de contaminação hídrica por agrotóxicos na microbacia hidrográfica do Córrego Garuva, município de Sombrio, Extremo Sul de Santa Catarina. Após a descrição da área, segue a obtenção dos dados, a utilização da cartografia digital e do geoprocessamento para entrada e cruzamento dos dados, a obtenção das cartas de vulnerabilidade do meio, de ação antrópica e finalmente de riscos, encerrando com uma discussão dos dados obtidos.

O trabalho será desenvolvido em 1:50.000, pois esta corresponde à escala compatível com o nível de generalização desejado, utilizando dados necessários para análise do risco ao nível de uma microbacia hidrográfica e dados disponíveis sobre a área.

A dissertação finaliza com uma discussão geral sobre o desenvolvimento do trabalho (capítulo 5).

Busca-se, com o desenvolvimento desta dissertação e com os resultados obtidos, discutir, informar e sensibilizar sobre o problema da poluição ambiental por agrotóxicos, não através de inúmeras análises químicas, mas considerando a dinâmica espacial do processo de contaminação, o que leva à identificação de práticas possíveis para minimização do problema. Ele não se endereça aos “cientistas puros”, nem ao grande público, mas a quem toma decisões, a universitários, a instituições que tratam de problemas ambientais, podendo servir à planificação do meio e a intervenções no sentido de controle da contaminação e minimização destes problemas.

CAPÍTULO 2 - AGROTÓXICOS E RISCOS DE CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL

2.1 AGROTÓXICOS - UM BREVE HISTÓRICO

"As causas de acidentes, comumente atribuídas a fatores mais visíveis e imediatos (analfabetismo, falta de treinamento, uso de vestimenta imprópria à operação, parca informação sobre os produtos, toxicidade dos defensivos, etc) não deixam de ter sua importância e participação relativa no aumento de óbitos. Porém, a causa principal extrapola-se para uma esfera mais ampla e deve ser buscada na política econômica que orienta a legislação sobre produção, comercialização e uso dos pesticidas no país" (NASCHENVENG¹⁴ citado por RUEGG et al, 1986, p. 79).

O emprego de substâncias no controle de parasitas, tanto do homem como de animais e vegetais, é anterior a 1.000 a.C., com o uso do enxofre; a natureza tóxica do arsênico era bem conhecida pelos gregos. Os povos do deserto armazenavam cereais misturando-os com pó de piretro.

Posteriormente, no século XVIII, utilizava-se a nicotina ou emulsão de querosene e sabão no controle de pulgões; em 1867 foi registrado pela primeira vez o uso do verde-de-paris (acetoarsenito de cobre) no controle de coleópteros. Em 1885 descobria-se a propriedade fungicida do sulfato de cobre (calda bordaleza), utilizada no mundo inteiro, principalmente em videiras. Em 1890 utilizava-se o cloreto de mercúrio como bactericida no tratamento de sementes.

Foi somente no século XX, porém, que se deu a explosão da utilização de agrotóxicos nas atividades agrícolas, pela difusão do emprego de produtos inorgânicos à base de flúor, arsênico, mercúrio, selênio, chumbo, bórax, sais de cobre e zinco. Em 1915 foram introduzidos os mercuriais orgânicos. Surgem então, em 1920, nos Estados Unidos, as primeiras preocupações com resíduos de agrotóxicos nos alimentos; foram estabelecidos níveis de tolerância em peras e maçãs para o arsênico e para o chumbo (SAMPAIO & GUERRA, 1988).

Em 1932 começou a ser comercializado o primeiro inseticida de síntese orgânico - o Lethane -, e em 1939 Paul Muller descobriu as propriedades inseticidas do DDT, o que lhe conferiu um Prêmio Nobel. No período da II Guerra Mundial, várias substâncias biocidas foram sintetizadas, sendo que posteriormente várias encontraram utilização na agricultura - muitas

¹⁴ NASCHEVENG, R. A. *Consequências sociais da utilização de defensivos agrícolas*. Piracicaba: USP-ESALQ, 1979. 80 p. Dissertação de Mestrado - Escola Superior de Agronomia Luiz de Queiroz, 1979.

indústrias de material bélico, com o fim da Guerra, passaram a produzir insumos para a agricultura. Novos organossintéticos foram produzidos, como o BHC, o lindane, aldrin e outros, todos caracterizados, assim como o DDT, pela sua ampla ação e longa persistência no ambiente.

A utilização desses produtos, sem dúvida, permitiu o controle de vetores de doenças como a malária, o tifo e a febre amarela, bem como uma diminuição na perda de safras causada por pragas e doenças. O sucesso obtido na venda destes agrotóxicos levou as indústrias a se lançarem numa corrida que resultou em centenas de produtos organossintéticos, formulados em milhares de preparações comerciais que inundaram os mercados do mundo inteiro.

Já antes de 1962, alguns cientistas demonstravam preocupação quanto às consequências do uso continuado e maciço desses compostos, mas foi apenas neste ano, com o lançamento do livro *Silent Spring* de Rachel Carson, que esta preocupação tornou-se pública, alcançando níveis mundiais. Logo em seguida, em 1964, Robert Rudd, na obra "Pesticides and the living landscape", discute problemas relacionados ao desenvolvimento de resistência em várias espécies, à morte de inimigos naturais e animais silvestres, à magnificação biológica e aos efeitos mutagênicos, carcinogênicos e teratogênicos dos agrotóxicos, afirmando que "os praguicidas não eram somente as maravilhosas armas de domínio do homem sobre a natureza, eram também instrumentos de auto-destruição" (RUDD¹⁵ citado por PASCHOAL, 1979, p. 4).

Ao mesmo tempo que eclodiam as discussões sobre as consequências do uso de agrotóxicos nos países industrializados, iniciou no Brasil o processo de Modernização da Agricultura, através do qual o capital industrial introduziu novas técnicas no setor agrícola e insumos chamados modernos, estabelecendo a ponte entre os setores da agricultura e da indústria. Este processo envolveu inúmeras transformações que alteraram profundamente a composição das culturas e os processos produtivos até então em vigor. Fundamentalmente econômica e imediatista, essa Modernização foi estimulada pela disponibilidade de um pacote tecnológico "milagroso" - a Revolução Verde - contando com crédito agrícola subsidiado destinado à compra de máquinas, sementes melhoradas e insumos químicos (agrotóxicos e fertilizantes industriais), o que facilitou sua ampla adoção no meio rural. Nos anos 70, o financiamento agrícola era obtido através de projetos técnicos que vinculavam a aplicação de 15% do valor do projeto nestes insumos. Desta forma o uso de agrotóxicos passou a constituir uma das características do padrão tecnológico da produção agrícola atual, o que se deve ao aumento do número de pragas e

¹⁵ RUDD, R. L. *Pesticides and the living landscape*. Madison: University of Wisconsin, 1964.

elevação dos meios de dano devidos à monocultura, ao aumento de área cultivada, à ausência de rotação de culturas, ao melhoramento genético não voltado para a resistência às pragas, ao esgotamento dos solos (MARTINE & BESKOW, 1987; MARTINE, 1987; ALVES, 1986; HARMSSEN, 1991; RUEGG et al, 1986; RUEGG et al, 1987; POLTRONIERE & SOUZA, 1989).

Em 1975, com a política de redução de importações do Governo Federal, instituiu-se o Plano Nacional de Defensivos Agrícolas - PNDA - visando acelerar o desenvolvimento da indústria nacional ligada à agricultura, diminuindo as importações de agrotóxicos, elevando a sua produção e o seu consumo nacional, implantando novas fábricas. Foi igualmente no início dos anos 70 que foi fundada a Associação Nacional dos Defensivos Agrícolas - ANDEF - visando nitidamente defender os interesses das indústrias de agrotóxicos no país. Segundo PINHEIRO et al (1993), é em meio a uma conjuntura elaborada cientificamente, à propaganda ideológica e, principalmente, à formação de uma elite orgânica entrosada ou submissa a cabeças autoritárias que consolidou-se a máfia dos agrotóxicos, calcada na publicidade sobre a necessidade do uso destes produtos para o combate à fome e num conceito comercial, com exigência sempre maior da apresentação estética dos produtos.

A utilização de agrotóxicos no Brasil aumentou, então, entre 1964 e 1984, em 279%, passando de 16 mil toneladas para 61 mil toneladas, sendo maciçamente introduzido no sul do país junto com a monocultura de soja, de trigo e de arroz (PINHEIRO et al, 1993; RUEGG et al, 1987).

Apesar da queda do consumo de agrotóxicos nos anos 80, ligada à elevação das taxas de juros do crédito rural e aumento do preço desses produtos, as consequências do seu uso continuado vinham sendo (e têm sido) cada vez mais motivo de preocupação e discussões.

A introdução de tecnologia moderna num país subdesenvolvido, sem infra-estrutura necessária, causou enormes distorções, gerando, além de problemas sociais como êxodo rural incontrolável e intensificação dos conflitos pela posse da terra, problemas ecológicos como a contaminação dos solos, dos rios e dos alimentos por agrotóxicos. O uso desordenado e excessivo destes produtos, a falta de rigidez no controle sobre a produção, comercialização e utilização, a falta de informações precisas sobre o emprego e as medidas de segurança necessárias para sua aplicação, e os impactos causados pelo seu uso já eram questionados no Brasil desde o início dos anos 70; em torno do tema discute-se atualmente desde os termos empregados para definir os agrotóxicos até questões realmente preocupantes como os níveis de contaminação dos

alimentos e do ambiente como um todo, além das intoxicações tanto daqueles que manuseiam tais produtos como dos consumidores em geral (SAMPAIO & GUERRA, 1988; POLTRONIERE & SOUZA, 1989; PASCHOAL, 1979).

Neste período entre os anos 60 e meados dos anos 80, pouco mudou na legislação sobre agrotóxicos no país. As discussões giravam em torno do Receituário Agrônômico. Em 1977 o Banco do Brasil passou a exigir a apresentação de uma receita agrônômica para liberação de recursos destinados a tratamentos fitossanitários. Em 1979 tornou-se obrigatória a receita agrônômica para comercialização de agrotóxicos pertencentes às classes toxicológicas I e II. Após inúmeras discussões, tornou-se obrigatório o Receituário Agrônômico em todo o país no início dos anos 80.

A Lei que regia as atividades ligadas a agrotóxicos, porém, datava de 1934, quando eram poucos os produtos de tratamento fitossanitário utilizados no Brasil; utilizavam-se, na época, sais à base de cobre, de nicotina, de enxofre, bem como o BHC. Essa legislação ficou em vigor até o início dos anos 90, quando o Decreto 98.816, de 11/01/90, regulamentou a Lei 7.802, de 11/07/89, que dispõe sobre a fiscalização da produção, exportação, importação, comercialização de agrotóxicos e de seus componentes (BRASIL, 1990). A aprovação desta Lei, assim como a proibição de comercialização e utilização de organoclorados no país em 1985 e a implantação oficial do Receituário Agrônômico em 1981, representaram avanços no combate ao uso indiscriminado desses compostos, após anos de debates e pressões, sobretudo da ANDEF, evidenciando o jogo de interesses que envolve o assunto (SAMPAIO & GUERRA, 1988; PINHEIRO et al, 1993).

Quanto à qualidade das águas, a resolução do CONAMA de 18 de junho de 1986 (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 1986) define, para as águas de classes I (destinadas ao abastecimento doméstico após tratamento simplificado, entre outros) e II (destinadas ao abastecimento doméstico após tratamento convencional, entre outros), os seguintes teores máximos de agrotóxicos:

Aldrin	0,01 µg/l	Bifenilas Policloradas (PCBs)	0,001 µg/l
Clordano	0,04 µg/l	Toxafeno	0,01 µg/l
DDT	0,002 µg/l	Demeton	0,1 µg/l
Dieldrin	0,005 µg/l	Gution	0,005 µg/l
Endrin	0,004 µg/l	Malation	0,1 µg/l
Endossulfan	0,056 µg/l	Paration	0,04 µg/l
Epóxido de heptacloro	0,01 µg/l	Carbaril	0,02 µg/l

Heptacloro	0,01 µg/l	2,4-D	4,0 µg/l
Lindano (gama-BHC)	0,02 µg/l	2,4,5 - TP	10,0 µg/l
Metoxicloro	0,03 µg/l	2,4,5 - T	2,0 µg/l
Dodecacloro + Nonacloro	0,001 µg/l		
Compostos organofosforados e carbamatos totais 10,0 µg/l em Paration (sic)			

Nos anos 80, inúmeras leis e decretos estaduais foram elaboradas, principalmente em Santa Catarina e no Rio Grande do Sul, sendo que este último sempre se destacou no combate ao uso livre e desmesurado desses compostos (SCHAFFER, 1985; PINHEIRO et al, 1993).

Apesar dessas medidas de cunho legal, que efetivamente levaram a um controle mínimo do uso de agrotóxicos,

"a falta de informações precisas sobre as medidas de segurança para aplicação de agrotóxicos, bem como seus efeitos sobre o ambiente e a saúde humana predominam no meio rural. ... Não há estudos sistemáticos para avaliar a poluição ambiental pelos pesticidas no Brasil. Entretanto, dados esparsos indicam a ocorrência de poluição atmosférica, com danos à vegetação e intoxicação da população da área. Também tem sido observada, com certa frequência, a mortandade de peixes pelo lançamento de restos de formulações de agrotóxicos nas água" (RUEGG et al, 1986).¹⁶

Dados sobre o consumo de agrotóxicos no Brasil estão igualmente dispersos. Para a EMBRAPA, o consumo em 1991 foi de 3.186.276 toneladas (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, 1994); FUTINO & SILVEIRA¹⁷ e GOELLNER¹⁸ (citados por SPADOTTO et al, 1996) afirmam que naquele ano foram consumidos 60,2 mil toneladas de ingredientes ativos (i.a.).

Segundo SPADOTTO et al (1996), em 1991 a América Latina participou com 11% do mercado mundial de agrotóxicos, sendo o Brasil responsável pelo consumo de 3,7% desse mercado, caracterizando-o como quinto maior consumidor mundial. O autor chama a atenção

¹⁶ Inúmeros trabalhos sobre problemas de agrotóxicos no Brasil, esparsos, são encontrados na bibliografia, como os de FREITAS et al (1995); POLTRONIERE & SOUZA (1989); ALVES (1986); MARTIN (1993); CIÊNCIA HOJE (1984); LANGENBACH (1989); COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (1984); CENTRO DE ESTATÍSTICA E INFORMAÇÕES (1987).

¹⁷ FUTINO, A. M., SILVEIRA, J. M. J. F. A indústria de defensivos agrícolas no Brasil. *Agricultura em São Paulo*, n.38, p.1-43, 1991. Tomo especial.

¹⁸ GOELLNER, C. I. *Utilização dos defensivos agrícolas no Brasil: análise do seu impacto sobre o ambiente e a saúde humana*. São Paulo: Artgraph, 1993. 102 p.

para o fato de que, apesar da importância do tema, as informações sobre o uso de agrotóxicos no Brasil encontram-se dispersas, pouco detalhadas e apresentadas de maneira desuniforme, o que dificulta o seu uso em estudos ambientais, uma vez que para o gerenciamento dos riscos de contaminação ambiental por agrotóxicos é necessário conhecer a distribuição espacial e a intensidade de uso desses produtos.

2.2 CONSEQUÊNCIAS DO USO DE AGROTÓXICOS

"As atividades de importação, distribuição, comercialização, fabricação, pesquisa, experimentação, manipulação e armazenagem de qualquer produto agrotóxico são consideradas potencialmente causadoras de degradação ambiental, para os fins do artigo 65 e do artigo 81, item I, alínea "j", do decreto número 14.250, de 05 de junho de 1981." (SANTA CATARINA, 1985a).

Há muito tempo discute-se questões relativas ao desenvolvimento de resistência em espécies, à não especificidade dos produtos e à morte de inimigos naturais das pragas ou de insetos úteis (como as abelhas), bem como de animais silvestres, quando se discutem os efeitos ambientais do uso de agrotóxicos (FREEMARK & BOUTIN, 1995; RUEGG et al, 1986; PASCHOAL, 1979; POLTRONIERE & SOUZA, 1989; BULL & HATHANAY, 1986).

Cabe lembrar, por exemplo, que

"em 1940 eram empregados em diversos países apenas vinte inseticidas e somente sete espécies de pragas eram conhecidas. Com o passar dos anos, apareceram novas pragas resistentes, chegando a mais de 400 espécies em 1980. Novos inseticidas foram sintetizados, alcançando neste mesmo ano o número de 180 novos princípios ativos" (RUEGG et al, 1987, p.188).

As principais consequências indesejáveis do uso de agrotóxicos, porém, dizem respeito à saúde humana. Os problemas relacionados a esta envolvem não apenas as intoxicações agudas ou crônicas das pessoas que lidam diretamente com os agrotóxicos - intoxicações frequentes devido ao próprio caráter tóxico das substâncias utilizadas, aliado à falta de advertência sobre os perigos a que se expõem e ao fato de que essas pessoas muitas vezes não acreditam que esses compostos, em contato com a pele e aparentemente sem queimá-la ou irritá-la, possam ser absorvidos em quantidades nocivas -, mas também as intoxicações crônicas em função da contaminação de alimentos de origem animal e vegetal através de resíduos persistentes, ou pela magnificação biológica. Estas intoxicações normalmente resultam em casos crônicos mal definidos, onde os

sintomas não são associados à ingestão de agrotóxicos ou resíduos desses.¹⁹ Apesar da escassez de trabalhos sistemáticos que comprovem mortes e adoecimentos devido ao uso de agrotóxicos, estima-se que morrem anualmente nos países em desenvolvimento, mais de 20 mil pessoas devido ao envenenamento direto, sendo que cerca de 400 mil são gravemente afetadas por estes compostos (PINHEIRO et al, 1993; COMISSÃO MUNDIAL SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO, 1991).

Inúmeros, contudo, são os dados esparsos na literatura sobre casos de intoxicações. No Centro de Intoxicação de Campinas, de janeiro de 1984 a julho de 1985, foram registrados 141 casos de intoxicações agudas por organoclorados, 225 por organofosforados, 74 por carbamatos, 26 por piretróides e 96 por outros agrotóxicos, num total de 592 casos (RUEGG et al, 1987; POLTRONIERE & SOUZA, 1989). Vários casos ocorridos em todo o país são citados por PINHEIRO et al (1993), envolvendo contaminação de alimentos, más formações teratogênicas, morte de agricultores e agrônomos.

Em um trabalho realizado pela Superintendência dos Recursos Hídricos e Meio Ambiente (SUREH-MA) do Paraná entre os anos 1976 e 1984, buscando detectar organofosforados (trabalho este prejudicado devido à dificuldade de detecção de resíduos de moléculas com características físico-químicas diferentes da molécula original), a análise de 1825 amostras de água provenientes dos rios Pirapó e Iguaçu (sendo que este último abastece com água a cidade de Curitiba) mostraram que: 84% das amostras apresentavam no mínimo 1 dos 17 diferentes agrotóxicos encontrados; mesmo após tratadas para consumo, 78% das amostras ainda apresentavam contaminação, sendo que 47% com mais de 1 resíduo agrotóxico e 12% com pelo menos 4 agrotóxicos diferentes. Neste período foram registrados 102 casos de "perigo oficial constatado", levando, em alguns casos, ao corte d'água em municípios. As regiões estudadas correspondiam a áreas de produção de algodão, soja e café (BULL & HATHANAY, 1986).

A contaminação e a acumulação de agrotóxicos ou seus derivados em solos não agrícolas e nas águas superficiais e profundas, longe dos locais onde são aplicados, têm sido levantadas recentemente dentro do quadro de desenvolvimento da política ambiental internacional.

¹⁹ "Segundo Anwar Fazal, da Organização Internacional de União de Consumidores (I.O.C.U.), sediada em Penang, Malásia, apenas para 3.350 praguicidas, ou seja, 34% dos produtos químicos até então empregados, existiriam informações suficientes para avaliar parcialmente os riscos para o ser humano" (POLTRONIERE & SOUZA, 1989, p. 56).

Porém, os agrotóxicos são ainda pouco estudados ao nível da paisagem devido à complexidade e características específicas do comportamento desses produtos no ambiente (LANGENBACH, 1989). Além disso, pouco se conhece sobre os possíveis efeitos sinérgicos ou antagônicos provocados pela combinação de dois ou mais agrotóxicos - os agricultores rotineiramente misturam diferentes produtos visando diminuir o número de aplicações e controlar diversas pragas.

Apesar da literatura frequentemente apontar como causa da degradação da saúde humana e dos recursos naturais o uso "inapropriado" de agrotóxicos, estes compostos são por definição tóxicos, e mesmo quando aplicados sob condições "apropriadas" (recomendadas), em doses prescritas utilizando práticas específicas, causam efeitos adversos a quem os aplica e ao espaço vizinho, o que justifica o interesse sobre estudos que envolvem sua presença (e de seus derivados) no ambiente (PINHEIRO et al, 1993; ZAMBRONE, 1989). Conforme citado anteriormente, no Decreto 14.250/SC, as atividades ligadas à manipulação de agrotóxicos são potencialmente causadoras de degradação ambiental, colocando assim a atividade agrícola como um sistema potencialmente poluidor do meio ambiente.

O impacto sobre o ambiente resulta na degradação lenta dos recursos naturais, em alguns casos, irrecuperáveis, como no caso de morte de animais silvestres, insetos úteis, peixes, contaminação das águas e dos resíduos em alimentos, com implicações diretas para a saúde humana. Não se sabe, porém, exatamente quais as consequências que os agrotóxicos podem provocar a longo prazo, e a bibliografia disponível mostra o quanto estamos distantes de um controle sobre esses produtos.

"Os resultados que vêm sendo relatados em pesquisas de caráter científico têm dado prova de que o que se tem feito é utilizar-se de uma tecnologia para a qual não há conhecimento suficiente, nem mesmo nos países mais desenvolvidos." (POLTRONIERE & SOUZA, 1989, p. 57).

Perceber a agricultura como poluidora é, porém, difícil, dado ao seu caráter de poluição não pontual, apresentando efeitos sinérgicos muitas vezes espacialmente e temporalmente bastante distribuídos. Esta poluição é pouco visível, pois concentrações sub-letais de agrotóxicos ou derivados nas águas superficiais, por exemplo, são muito mais comuns que calamidades com efeitos espetaculares, como a morte de peixes e de animais que consomem a água contaminada (HANN & ZWERMAN, 1978). É com o passar do tempo que podem ocorrer acumulações de vários compostos em pontos próximos ou distantes de regiões agrícolas (as fontes poluidoras),

como por exemplo em estuários. Além disso, à poluição agrícola vêm se juntar poluições de origem industrial e urbana, pontuais e por isso mais evidentes. Como consequência, a relação causa-efeito entre o uso de agrotóxicos e a contaminação ambiental, na maioria dos casos, não é estabelecida diretamente, o que está igualmente ligado à falta de conhecimento do processo de poluição por estes produtos, especialmente de fenômenos relacionados ao comportamento de agrotóxicos no solo e na paisagem (CHENG, 1990).

Torna-se importante, portanto, estudar estes fenômenos, buscando conhecer como ocorre o processo de poluição no ambiente, na paisagem, identificando os fatores determinantes nesse processo, pois avaliar as consequências não é suficiente. É necessário conhecer os processos que afetam o comportamento e o destino dos agrotóxicos utilizados na agricultura para que um controle da qualidade dos recursos hídricos e a implementação de medidas visando a minimização de consequências nocivas seja possível.

2.3 O PROCESSO DE CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL POR AGROTÓXICOS E A DELIMITAÇÃO DO ESTUDO

A fim de delimitar o estudo quanto à contaminação hídrica, é preciso compreender os aspectos envolvidos no problema baseando-se na utilização de agrotóxicos pelos produtores rurais e no entendimento dos processos envolvidos no comportamento dos agrotóxicos no meio ambiente como um todo; a compreensão deste comportamento constitui o fundamento para a avaliação de riscos.

A utilização dos agrotóxicos, determinada por inúmeros fatores, bem como o comportamento geral desses compostos no ambiente, estão representados simplificada e nas figuras 4 e 5 apresentadas adiante.

Deve-se considerar que a avaliação de contaminação por agrotóxicos, dentro da proposta que está sendo desenvolvida, deve corresponder a uma macroescala, de uma bacia hidrográfica. Neste sentido, a aquisição de informações necessita de diferentes níveis de observação, indo das escalas moleculares aos níveis de integração mais elevados, como o da bacia hidrográfica; esta última escala globaliza as informações, perdendo-se algumas ao nível fenomenológico, mas que é fundamental para validar a ponderação dos fenômenos considerados na avaliação de riscos. Portanto, são discutidas aqui as leis maiores buscando generalizações sobre o comportamento desses compostos no meio ambiente, sem discutir estudos específicos e pormenorizados.

Sabe-se que a utilização intensiva de agrotóxicos na produção agrícola advém do processo de modernização da agricultura, que levou ao campo transformações ao nível das relações de produção (MARTINE, 1987; PINHEIRO et al, 1993).

Num primeiro momento, pode-se creditar o uso normalmente excessivo e descuidado de agrotóxicos à falta de informação suficiente entre os agricultores, ao seu baixo nível educacional, à falta de alternativas produtivas ou à necessidade de evitar perdas econômicas ocasionadas pela perda de uma colheita.

Para GUIVANT (1995), no entanto, estas explicações não são suficientes. Apesar do aumento dos custos de produção e dos riscos impostos à saúde de consumidores, dos próprios produtores rurais e de suas famílias, apesar do risco para o equilíbrio dos ecossistemas regionais, ameaçando a produtividade a longo prazo, o uso inadequado de agrotóxicos é legitimado pelos agricultores através do desenvolvimento de um pensamento próprio, que orienta suas práticas e reforça a sua identidade como atores sociais competentes, controlando o processo produtivo à sua maneira. Associado a este conhecimento próprio, sustentam-se as idéias do "fatalismo químico" ("se se quer produtividade com determinadas lavouras, a forma de aplicar é a utilizada", GUIVANT, 1995, p. 64) e a alta confiabilidade que os agricultores manifestam em relação à eficiência dos agrotóxicos.

Os fatores que levam agricultores a utilizar agrotóxicos em suas lavouras envolvem, portanto, inúmeros aspectos: históricos, culturais, econômicos, técnicos (figura 4).

Uma vez optando-se pelo uso de agrotóxicos, estes ficam sujeitos a uma série de fenômenos físicos, químicos e biológicos no meio onde são aplicados, envolvendo reações de fotodecomposição, volatilização, absorção, adsorção e degradação biológica.

Aplicados sob forma líquida (dispersão ou solução) ou sob forma sólida (pós ou grânulos), diretamente sobre as plantas ou no solo, os agrotóxicos representam uma entrada de matéria no sistema espacial. Esta entrada se dá através da aplicação dos produtos em parcelas de uso agrícola, a partir de onde pode ocorrer sua distribuição para outros locais ou compartimentos do ambiente, como para os córregos, por exemplo, através dos fluxos hídricos no interior da bacia hidrográfica.

Os agrotóxicos depositados nas plantas podem ser absorvidos pela cutícula foliar, ou permanecerem na superfície das partes vegetais que servirão posteriormente como alimento para animais ou para o próprio homem, comprometendo sua saúde.

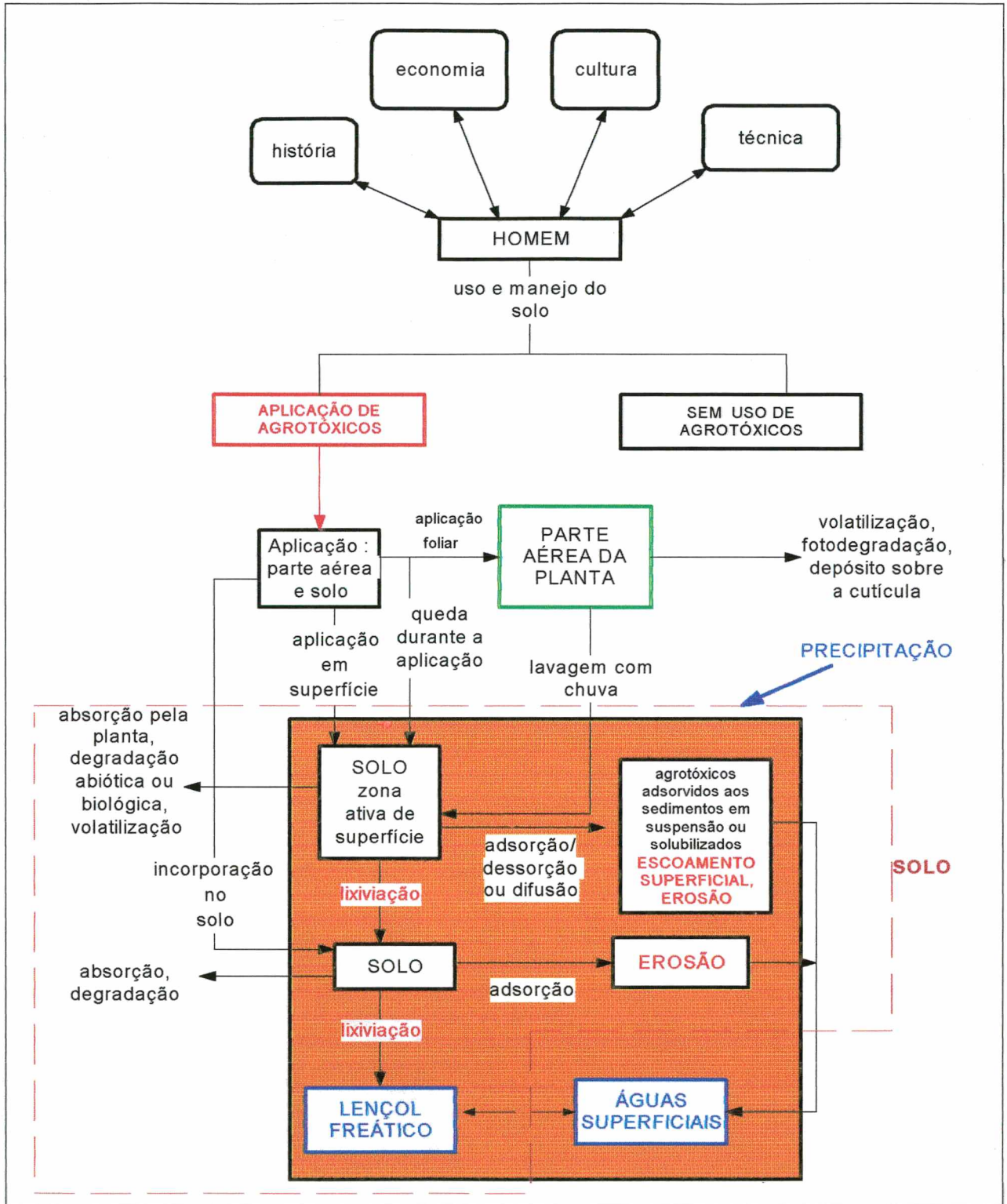


FIGURA 4: Organograma apresentando processos envolvidos no comportamento de agrotóxicos no meio ambiente (adaptado de HIMEL et al, 1990). O organograma representa um modelo dinâmico com estrutura e funcionalidade, o que implica em organização das partes inter-relacionadas de maneira a garantir o fluxo de agrotóxicos através dos fluxos de água, caracterizando um sistema. Delimitação dos processos envolvidos neste estudo (sombreado).

Parte do volume de agrotóxicos aplicados na agricultura atinge o solo de alguma forma, sendo que a contaminação das águas se dá principalmente em função das reações e processos que aí ocorrem (HANN & ZWERMAN, 1978), condicionando assim a manifestação do caráter poluente dessas moléculas (BARRIUSO et al, 1996). O solo ocupa, portanto, uma posição central no que se refere à contaminação ambiental por agrotóxicos, atuando como depurador, retentor ou comportando-se como fonte destes contaminantes.

Os agrotóxicos chegam ao solo através da sua aplicação em superfície, com ou sem incorporação nos primeiros centímetros, ou por 'queda acidental' no momento da aplicação foliar ou ainda por carreamento pela água da chuva ou de irrigação a partir das plantas. Neste caso, o movimento da água é responsável por grande parte do fluxo de agrotóxico da planta em direção ao solo.

Expostos às condições ambientais, os agrotóxicos podem se volatilizar, contaminando o ar, ou ainda sofrerem outros fenômenos que levam à sua transformação e degradação, à sua retenção no solo ou à contaminação de recursos hídricos.

Durante a aplicação do produto ou após depositados na folha ou no solo, os agrotóxicos podem se volatilizar. A taxa de **volatilização** depende de características do agrotóxico (pressão de vapor), da forma de aplicação (sistema de aplicação, com ou sem incorporação no solo), das condições climáticas e do solo no momento da aplicação.

TAYLOR & SPENCER (1990) citam que a volatilização é uma das causas maiores de perdas de agrotóxicos das áreas onde são aplicados. Dados experimentais de campo, retirados da literatura por estes autores, porém, mostram variações de 1% a 90% de perdas. Associando os valores de pressão de vapor do produto à proporção volatilizada, observa-se que aqueles com menor pressão (inferior a 1 mPa) possuem menor volatilização (até 5%), e os de maior pressão, maior volatilização; os valores parecem ainda condicionados ao teor de umidade e de matéria orgânica do solo²⁰ e à forma de aplicação (sobre a vegetação ou no solo). Para BARRIUSO et al (1996), a volatilização gira em torno de 2% da quantidade total do produto aplicada (figura 5), sendo, porém, como demonstraram outros estudos, bastante variável.

²⁰ O elevado teor de umidade ou o baixo teor de matéria orgânica diminuem as reações de adsorção, o que pode aumentar a volatilização (TAYLOR & SPENCER, 1990).

Sob o ponto de vista agrônomo, materiais menos voláteis são desejados a fim de diminuir perdas por volatilização que reduzem a eficiência do produto²¹. Poucos trabalhos existem sobre a volatilização de produtos aplicados diretamente na água, como no caso do cultivo de arroz irrigado (TAYLOR & SPENCER, 1990).

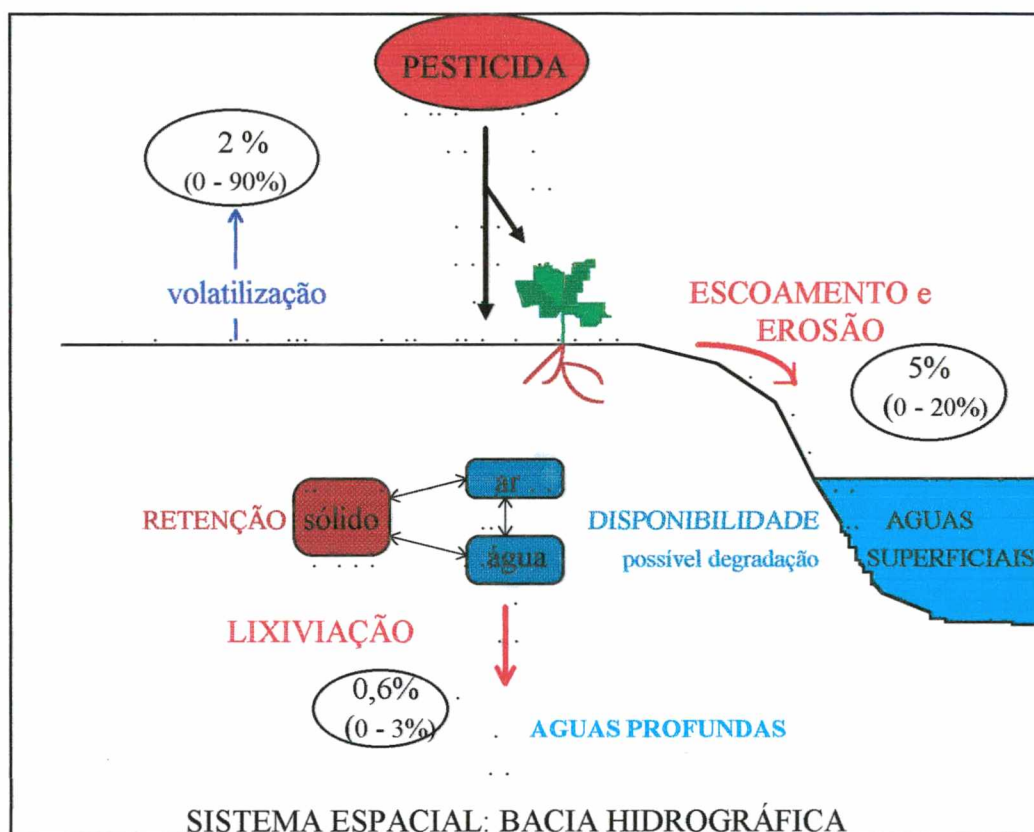


FIGURA 5: Porcentagens relativas à distribuição dos agrotóxicos no ambiente. Os processos envolvidos nessa distribuição condicionam a disponibilidade e, por consequência, a manifestação do caráter poluente dos produtos (adaptado de BARRIUSO et al, 1996).

A **degradação** dos agrotóxicos no solo ocorre em diversas etapas, sendo que as primeiras provocam transformações da estrutura molecular dos agrotóxicos, aparecendo subprodutos. A mineralização, com a transformação de carbono orgânico em CO_2 (gás carbônico), é o último processo de degradação, e apenas este leva à completa eliminação do agrotóxico (BARRIUSO et al, 1996).

²¹ A eficiência é definida como a relação entre a quantidade de produto que atinge o objetivo, de eliminar ou controlar uma praga, e a quantidade total aplicada.

Os processos de transformação condicionam a permanência de um agrotóxico no ambiente. Duas categorias de fenômenos são normalmente descritas: transformações abióticas devidas às reações químicas ocorrentes principalmente no solo ou em função da luz (fotodecomposição), e transformações biológicas.

A fotodecomposição, processo abiótico, ocorre quando agrotóxicos fotoinstáveis são expostos à luz, principalmente aos raios ultra-violeta ou à luz visível, que provocam múltiplas reações (perda de cadeias alifáticas, hidroxilação, entre outras). A luz solar, que pode transformar quimicamente agrotóxicos, o faz alterando sua toxicidade (normalmente diminuindo-a), iniciando o processo que pode levar à mineralização do composto (WOLFE et al, 1990).

Esta decomposição corresponde apenas a uma pequena proporção da degradação ou transformação que pode ocorrer no solo, limitada à sua superfície (HANN & ZWERMAN, 1978). Além disso, as indústrias têm buscado desenvolver produtos fotoestáveis a fim de evitar a fotodegradação que reduz a eficiência do produto²².

De importância maior que a fotodecomposição, a transformação química envolve reações dependentes dos constituintes não biológicos do solo, destacando-se as reações de hidrólise e de oxidação. Estas reações podem ocorrer na solução do solo ou junto às partículas sólidas que o constituem. Na solução do solo predomina a hidrólise, onde um grupo X é substituído por uma hidroxila OH. Na interface sólido-líquido, onde a ocorrência de transformações abióticas é mais importante que na solução, as moléculas de agrotóxicos entram diretamente em contato com as superfícies das partículas que podem atuar como catalisadoras sobre as primeiras, envolvendo reações de redução, de oligomerização ou de rearranjo dos agrotóxicos (WOLFE et al, 1990; SIMON, 1995a).

As principais partículas que atuam como catalisadoras são a matéria orgânica (que em função do grande número de grupos funcionais que possui, apresenta elevada reatividade química; além disso, as substâncias húmicas, ainda pouco estudadas, possuem elevada capacidade de redução sobre os agrotóxicos) e os minerais de argila (com grande superfície específica e densidade de cargas). Os óxidos, abundantes em solos tropicais, favorecem reações de hidrólise em função da importante presença de hidroxilas nas superfícies hidratadas (SIMON, 1995b; WOLFE et al, 1990).

²² Comunicação oral de A. B. DELMAS, INRA, Rennes, França.

As reações de transformação química abiótica dos agrotóxicos no solo estão condicionadas a vários fatores do solo, dos quais ressaltam-se a capacidade de troca de cátions, a distribuição das fases gasosa e líquida nos poros do solo, o pH e o potencial óxido-redutor, além da temperatura. Estes fatores influenciam principalmente a disponibilidade dos sítios reativos que participam das transformações e consequente degradação dos agrotóxicos (WOLFE et al, 1990).

Transformações químicas abióticas ocorrem ao longo de todo o perfil, ao passo que a degradação biótica predomina próximo à superfície do solo, onde a atividade microbiana é maior. A biodegradação corresponde à quebra de moléculas por processos de origem biológica, onde os microorganismos utilizam os agrotóxicos como fonte de energia para seus processos metabólicos (HANN & ZWERMAN, 1978).

A biodegradação é reconhecida como a principal forma de transformação e degradação de agrotóxicos no solo, principalmente em função da diversidade de populações e ambientes em que vivem, levando à possibilidade de mineralização completa dos agrotóxicos. As propriedades catabólicas dos microorganismos, porém, não são ilimitadas, e há pesticidas resistentes à degradação microbiológica, persistindo por muito tempo no ambiente; outros são transformados em subprodutos, ocasionalmente apresentando maior toxidez. A biodegradação, portanto, não implica necessariamente na decomposição total da molécula inicial em seus átomos constituintes ou moléculas mais simples; exemplos clássicos de derivados "produzidos" pela biodegradação são o DDE (originário do DDT, mas muito mais persistente que este) e o dieldrin (derivado do aldrin, mas muito semelhante a este quanto a suas propriedades toxicológicas) (BOLLAG & LIU, 1990; PINHEIRO et al, 1993).

A ação tóxica do agrotóxico pode provocar uma queda na atividade da biomassa microbiana do solo e na seleção de populações específicas que possam utilizar estes produtos como fonte de energia, levando muitas vezes à diminuição da diversidade de microorganismos. Pode ocorrer, através dessa seleção de populações que possuem sistemas enzimáticos especializados na transformação do agrotóxico, um aumento da velocidade de degradação. Porém raramente uma espécie possui todo o sistema enzimático necessário para degradar totalmente uma molécula, necessitando portanto de um complexo de populações microbianas especializadas em cada uma das etapas da degradação; qualquer modificação no equilíbrio desta biocenose, portanto, leva à acumulação de agrotóxicos no solo (BARRIUSO et al, 1996; SIMON, 1995b).

As reações de transformação biológica dos agrotóxicos envolvem processos: de biodegradação propriamente dita, onde o agrotóxico serve de substrato para o crescimento do

microorganismo; de cometabolismo, no qual o agrotóxico é transformado por reações metabólicas sem servir como fonte de energia; de polimerização, onde os agrotóxicos são unidos a outras moléculas, de outros agrotóxicos ou naturalmente ocorrentes no meio; de acumulação, onde moléculas são incorporadas pelos microorganismos; e de efeitos secundários surgidos em função da atividade microbiana - os agrotóxicos são transformados em função de mudanças de pH, das condições óxido-redutoras, de substâncias presentes no meio em função da atividade dos microorganismos (BOLLAG & LIU, 1990).

As reações que envolvem processos de transformação biológica estão sujeitas, assim como as de origem abiótica, às condições físico-químicas do solo, que controlam as populações residentes e o tipo de reação possível. Destacam-se a temperatura (a maior parte dos microorganismos possuem uma temperatura de desenvolvimento ótimo entre 25°C e 35°C), a umidade (que define o nível de oxigenação do solo e de atividades aeróbicas ou anaeróbicas), o pH (que influi na atividade microbiana e na estabilidade da molécula do agrotóxico), a matéria orgânica (que, se por um lado favorece a presença de microorganismos que a utilizam como fonte de energia, por outro adsorvem os agrotóxicos, deixando-os indisponíveis para reações de transformação) (SIMON, 1995b).

É difícil determinar, no solo, se a transformação é biológica ou abiótica, pois estas sobrepõem-se no tempo e podem formar produtos de transformação similares. Num caso, as reações são iniciadas ou catalisadas pelos constituintes orgânicos e minerais do solo, e no outro pelos sistemas enzimáticos endo e exocelulares. Do ponto de vista químico, a maior parte das transformações obedece aos mesmos tipos de reações: oxidação, redução, hidrólise, sendo que a natureza química do agrotóxico determina seu “potencial de degradação intrínseco”, e não há uma relação direta entre sua estabilidade química e a estabilidade biológica (BARRIUSO et al, 1996; HANN & ZWERMAN, 1978).

As reações de transformação estão subordinadas à adsorção das moléculas às partículas orgânicas e minerais do solo.

A **adsorção** corresponde a uma ligação entre o agrotóxico e as partículas do solo. As principais partículas envolvidas nestas reações são aquelas que possuem maior atividade de superfície, como matéria orgânica, argilo-minerais e óxidos hidratados. A quantidade e a variedade de grupos funcionais existentes nestas partículas, principalmente na matéria orgânica do solo (como carboxilas, feniloxidrilas, aminas, grupos sulfurados,...) implicam em inúmeras possibilidades de ocorrência de reações de adsorção. A importância relativa da contribuição dos

argilo-minerais para os fenômenos de adsorção aumenta com a redução do teor de matéria orgânica dos solos. Os óxidos, abundantes em solos tropicais ricos em argilas de baixa atividade (como as caulinitas) e pobres em matéria orgânica, são pouco estudados, pois quase a totalidade dos trabalhos relativos ao comportamento de agrotóxicos em solos são realizados em países de clima temperado (HANN & ZWERMAN, 1978; SIMON, 1995b).

As reações de adsorção possuem um caráter mais ou menos intenso segundo o tipo de ligações químicas estabelecidas (forças de Van der Waals, pontes de hidrogênio, ligações eletrostáticas e condensação²³), podem ser reversíveis ou irreversíveis, retardando ou impedindo o movimento dos agrotóxicos no solo, afetando sua acessibilidade para plantas e microorganismos e a possibilidade de transformações abióticas.

Os principais fatores que influenciam a adsorção possuem relação direta: com o material adsorvente, no que diz respeito aos grupos funcionais e cargas disponíveis e à sua acessibilidade controlada pela geometria molecular; com as características dos agrotóxicos, no que se refere à estrutura eletrônica, à geometria, à ionização em função do pH do meio e à solubilidade das moléculas; com as condições físicas e químicas do solo, como pH (que atua tanto sobre o agrotóxico quanto sobre as partículas do solo), temperatura (que diminui a adsorção aumentando a solubilidade), umidade do solo (que, ao diminuir, aumenta a adsorção), presença de sais na solução (que competem pelos sítios de adsorção com as moléculas de agrotóxicos) (SIMON, 1995b).

A adsorção é um processo físico químico que normalmente ocorre em duas fases: uma inicial, com aumento rápido da quantidade de agrotóxicos adsorvidos, e uma fase lenta, de estabilização. Mediante alterações nas condições do meio, pode ocorrer a dessorção das moléculas; com o tempo, porém, a possibilidade de dessorção normalmente diminui, e formam-se os “resíduos ligados” que correspondem a processos de adsorção praticamente irreversíveis, normalmente envolvendo o agrotóxico e a matéria orgânica do solo bem como a difusão dos agrotóxicos no interior de estruturas microporosas. A formação de resíduos ligados é comumente considerada como um processo de depuração do solo; efetivamente, estes resíduos correspondem a um processo de estabilização dos agrotóxicos, e a primeira consequência é a diminuição da

²³ Segundo HANN & ZWERMANN (1978), as forças de Van Der Waals são de importância menor para os agrotóxicos no solo; predominam as pontes de hidrogênio (comum para pesticidas com grupos N-H, como os fenil-carbamatos e as uréias substituídas), as ligações eletrostáticas (pois muitas moléculas de agrotóxicos são ou transformam-se em cátions após a associação de prótons) e as reações de condensação (onde um metal faz a ligação entre o agrotóxico e a partícula do solo).

disponibilidade destas moléculas para processos de contaminação do ar ou dos recursos hídricos. Porém, experiências mostraram que certos destes resíduos podem ser remobilizados por vegetais, por microorganismos ou por modificações físico-químicas dos constituintes do solo, colocando-os novamente à disposição dos fenômenos de transformação ou de transporte (BARRIUSO et al, 1996).

Outro fenômeno a ser considerado na dessorção de agrotóxicos é a histerese, frequentemente observada nos ciclos sucessivos de adsorção-dessorção, mostrando que a cinética de adsorção é diferenciada da cinética de dessorção (SIMON, 1995a).

Ainda segundo BARRIUSO et al (1996), os agrotóxicos são adsorvidos no solo em taxas variáveis, podendo representar até 90% das quantidades inicialmente aplicadas.

Para a maior parte dos agrotóxicos, os fenômenos responsáveis pela presença de moléculas desses produtos na fase sólida (pela adsorção) regulam outros fenômenos (transformação e degradação, ou mesmo a volatilização). A dependência existente no solo entre as reações de transformação e de adsorção leva ao conceito de disponibilidade.

Para BARRIUSO et al (1996), agrotóxicos “disponíveis” são os que se encontram nas fases líquida ou vapor do solo, não estando, portanto, adsorvidos às partículas sólidas. Essa disponibilidade diz respeito à possibilidade dos agrotóxicos sofrerem reações de transformação e degradação principalmente biológica, pois esta constitui a base do poder de degradação dessas moléculas. Porém, ao mesmo tempo em que os agrotóxicos tornam-se disponíveis para os processos de transformação, eles ficam igualmente disponíveis para os processos de transporte no meio ambiente através dos fluxos de água.

2.3.1 O transporte de agrotóxicos através dos fluxos de água

As principais vias de dispersão dos agrotóxicos no ambiente são a volatilização, já discutida, e os fluxos de água, envolvendo a lixiviação, o escoamento superficial e os processos erosivos (figuras 4 e 5, p. 39 e 41, respectivamente).

Considerando o solo como um meio poroso, o transporte de agrotóxicos no seu interior pode se dar através da difusão ou de fluxo de massa²⁴.

²⁴ A difusão consiste no deslocamento do soluto na fase aquosa estacionária, de uma área de maior concentração para uma outra de menor concentração (MALAVOLTA, 1981). No fluxo de massa, o movimento do soluto está associado ao movimento do líquido (CURI et al, 1993).

Considerando ainda que a quantidade de agrotóxicos transportada por difusão é muito pequena em relação à quantidade transportada por fluxo, a taxa de difusão é considerada negligenciável como forma de locomoção vertical das moléculas no solo.

O processo de convecção depende basicamente das quantidades de água infiltrada e evapotranspirada, consistindo a diferença no volume percolado e que leva à lixiviação dos agrotóxicos para profundidades maiores, podendo atingir o lençol freático. Esta percolação e consequente lixiviação dos agrotóxicos disponíveis está condicionada fundamentalmente ao regime hídrico (à existência de um sistema de irrigação ou de drenagem, às intensidade e frequência das precipitações, à evapotranspiração real) e às propriedades e características dos diferentes horizontes do perfil do solo (porosidade e proporção entre macro e microporos, textura e estrutura que condicionam a velocidade de infiltração da água no solo e sua permeabilidade) (SIMON, 1995b).

A contaminação do lençol freático depende, além dos fatores que condicionam o movimento da água no solo, da sua profundidade: se estiver próximo à superfície, o agrotóxico o atinge mais rapidamente, diminuindo as possibilidades de transformação e degradação antes da contaminação.

Em geral, devido à elevada adsorção dos agrotóxicos às partículas do solo ou aos fenômenos de biodegradação, são pequenas as quantidades dessas moléculas que atingem o lençol freático, variando entre 0% e 3% da quantidade total aplicada (figura 5, p.29). No entanto, a solubilidade destes produtos pode ser elevada, e cada situação deve ser analisada separadamente. O lençol freático, por exemplo, pode encontrar-se próximo à superfície, ou os solos podem possuir pouco material que adsorve os agrotóxicos, como por exemplo as areias quartzosas com baixos teores de argila e matéria orgânica; nestes casos, o transporte de moléculas tóxicas até os aquíferos pode superar os valores citados (HANN & ZWERMANN, 1978; BARRIUSO et al, 1996).

Além da lixiviação, que corresponde ao transporte vertical dos agrotóxicos até as águas profundas, a dispersão desses produtos pode se dar através do escoamento superficial e da erosão, atingindo as águas superficiais, sendo estas as principais vias de contaminação de origem difusa dos recursos hídricos por agrotóxicos (BAUME, 1996b; SIMON, 1995b).

O escoamento superficial ocorre quando a quantidade de água na superfície do solo ultrapassa a capacidade de infiltração deste, seja porque o solo já se encontra saturado, seja porque a intensidade de precipitação é muito elevada em relação à velocidade de infiltração. O

escoamento superficial, juntamente com a desagregação superficial do solo causada pelo impacto das gotas de chuva, pode desencadear processos erosivos, transportando partículas sólidas para áreas mais baixas, atingindo os cursos d'água.

Os agrotóxicos, por sua vez, são transportados até as águas superficiais sob forma dissolvida ou adsorvidos às partículas sólidas removidas durante o escoamento e a erosão, particularmente adsorvidos à matéria orgânica e às argilas que correspondem à fração textural mais fina do solo e entram mais facilmente em suspensão que as partículas maiores. Os principais processos envolvidos neste transporte são apresentados na figura 6.

Além do escoamento superficial, há o escoamento subsuperficial, caracterizado pelo movimento da água nos primeiros centímetros do solo em uma direção praticamente paralela à superfície (SIMON, 1995a). No entanto, este tipo de escoamento, quanto ao transporte de agrotóxico, é considerado de importância muito menor que o escoamento superficial (LEONARD, 1990).

LEONARD (1990) afirma que, na microescala, os agrotóxicos presentes no solo passam para a água de escoamento superficial envolvendo os seguintes mecanismos: difusão e transporte turbulento dos agrotóxicos dissolvidos nos poros até a água de escoamento, menos concentrada nesses produtos; dessorção dos agrotóxicos ligados às partículas sólidas do solo, indo em direção à lâmina de escoamento; dissolução das moléculas de agrotóxicos; transporte, pela água, de moléculas de agrotóxicos adsorvidas, que são dissolvidas na água em movimento (figura 6).

Em seguida, os fluxos de água a campo concentram-se em função da topografia do terreno, formando pequenos canais de escoamento capazes de transportar, em função da energia cinética da água em movimento, partículas sólidas, provocando a erosão dos solos.

Portanto, os agrotóxicos dissolvidos na lâmina de escoamento podem ter origem no processo de difusão das moléculas disponíveis na solução do solo em direção à lâmina, menos concentrada, ou na dessorção dos agrotóxicos das partículas sólidas. Essa dessorção ocorre das partículas superficiais ou daquelas que se encontram em suspensão durante o processo de erosão (GOUY²⁵ citado por SIMON, 1995b). Com esta noção é possível definir a “zona ativa de superfície” que corresponde à parte superficial do solo na qual os agrotóxicos são considerados

²⁵ GOUY, V. *Mécanismes de transfert des pesticides sur un bassin-versant, contribution de la modélisation.* (s.l.), ENITRTS, 1990. (Mémoire de fin d'études).

disponíveis para o escoamento e erosão, envolvendo fenômenos de difusão, dissolução e desorção (ORHON²⁶ citado por SIMON, 1995b e por BAUME, 1996b).

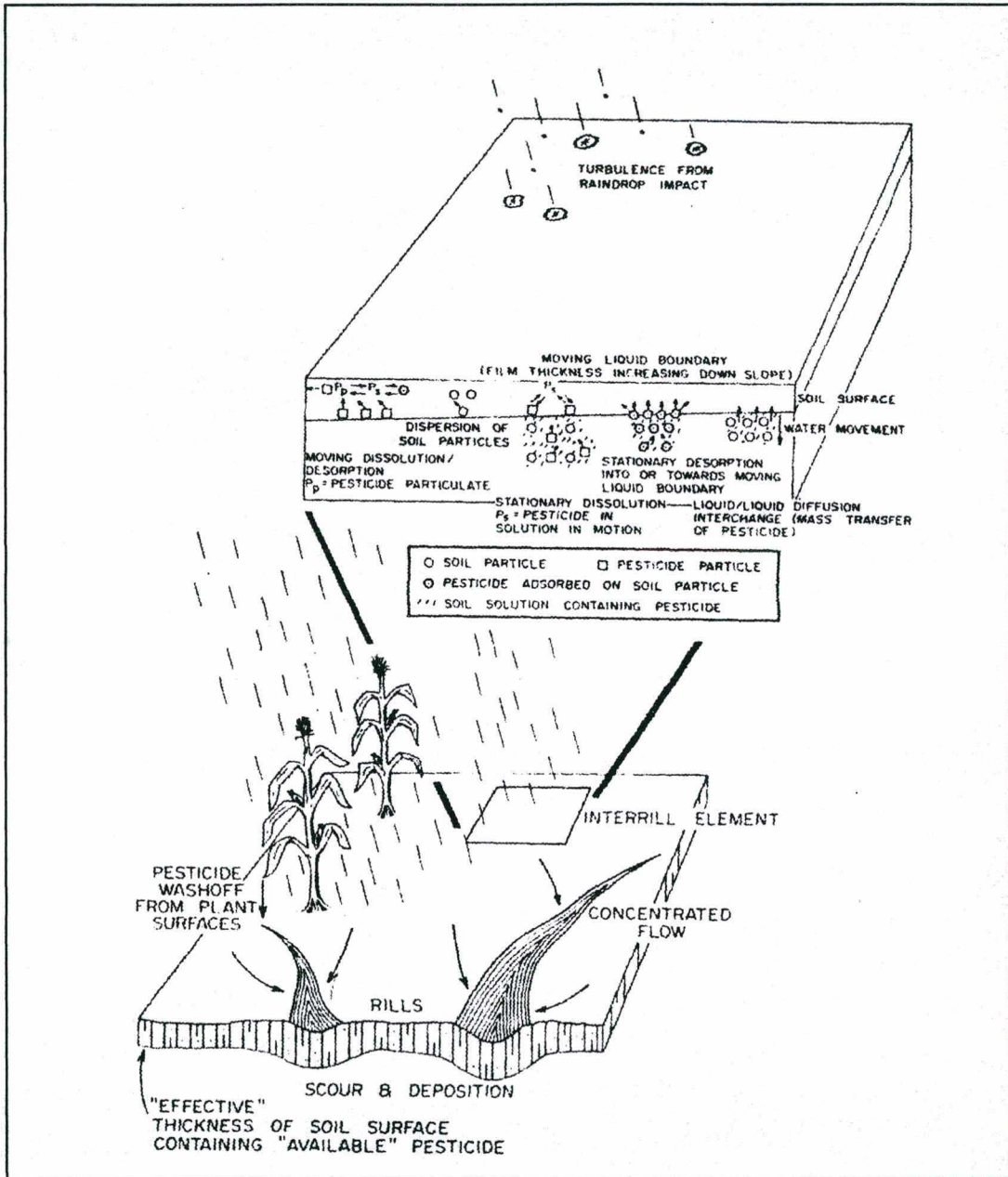


FIGURA 6: Processos envolvidos no transporte de agrotóxicos pela água de escoamento superficial e erosão (fonte: LEONARD, 1990).

²⁶ ORHON, L. Influence de la distance des épandages au ruisseau collecteur sur le transfert par ruissellement des pesticides. Rennes, ENSP, 1993. 28 p. (Rapport de DEA).

Em geral, a concentração de agrotóxicos é mais elevada junto às partículas sólidas, no processo erosivo, do que na fase solúvel da lâmina de escoamento. Deve-se considerar, contudo, que a quantidade total de água escoada é superior à quantidade de partículas removidas, ou seja, o escoamento é mais frequente que a erosão, fazendo com que a quantidade de agrotóxicos transportada dissolvida seja maior que a quantidade associada à erosão (HANN e ZWERMANN, 1978). Esta distribuição está relacionada à intensidade da precipitação e à solubilidade do produto, sendo que para solubilidade maior que 10 mg/l a quantidade de agrotóxicos dissolvidos na água de escoamento aumenta consideravelmente (MONTIEL e WELTÉ²⁷ citados por BAUME, 1996b; WAUCHOPE, 1978).

Assim como para a lixiviação, vários são os fatores ligados ao escoamento e erosão e ao transporte de agrotóxicos até as águas superficiais: estado da superfície do solo, apresentando ou não selamento, afetando a taxa da infiltração; retenção superficial da água através da rugosidade superficial do solo; erodibilidade do solo; capacidade de adsorção do solo; umidade do solo; densidade de drenagem; distância entre o local de aplicação dos agrotóxicos e o curso d'água mais próximo; declividade da vertente; cobertura vegetal; intensidade e altura total de precipitação; data da primeira chuva após a aplicação dos agrotóxicos; trabalho do solo (SIMON, 1995b; BAUME, 1996a).

O escoamento superficial e a erosão originam o transporte de agrotóxicos até as águas superficiais, raramente excedendo 5% do volume total aplicado, exceto em chuvas excepcionais, quando então os valores podem ser superiores (figura 5, p. 41) (CALVET, 1991 citado por SIMON, 1995b; BARRIUSO et al, 1996; LEONARD, 1990; WAUCHOPE, 1978).

Além disso, LEONARD (1990) acrescenta que parte dos agrotóxicos encontrados na água de escoamento pode ter origem na lavagem da parte aérea das plantas pela chuva, sendo que a concentração de agrotóxicos na água diminui com o passar do tempo.

2.3.2 A mobilidade e a persistência dos agrotóxicos no meio

Ao atingir o solo, os agrotóxicos distribuem-se em três fases: sólido, líquido ou gasoso, segundo suas constantes de adsorção e de volatilização. Estas constantes, características a cada produto que interage com o meio, podem ser modificadas em função das condições físicas,

²⁷ MONTIEL, A. & WELTÉ, B. **Facteurs influençant la migration et le devenir des micropolluants d'origine humaine (pesticides) ou naturelles dans les sols.** In: Colóquio Gestion de l'Eau. (s.l.), 1990.

químicas e biológicas encontradas, das transformações sofridas e das interações com as partículas sólidas do solo.

A possibilidade de contaminação dos recursos hídricos através dos transporte vertical (lixiviação) e horizontal (escoamento e erosão) está diretamente ligada a duas características próprias aos agrotóxicos: sua mobilidade e sua persistência.

2.3.2.1 Mobilidade: Koc e solubilidade

A mobilidade de um agrotóxico está subordinada às possibilidades de adsorção da molécula. Considera-se portanto que o agrotóxico, ao atingir o solo, pode se encontrar sob duas formas: ou adsorvido, ou não adsorvido - esta noção remete ao conceito de disponibilidade, ou seja, em princípio, produtos que apresentam elevada adsorção no solo engendram menor possibilidade de transporte e conseqüente contaminação hídrica (BAUME, 1996b).

Para investigar a afinidade dos agrotóxicos no solo tem sido utilizadas frequentemente as isotermas de adsorção de Freundlich, que parecem melhor adaptadas à descrição da adsorção destes no solo, expressas pela equação (SIMON, 1995b):

$$X/m = K \cdot c^{1/n}$$

onde: X/m: quantidade do adsorvido (agrotóxico) / unidade de massa do adsorvente (solo) (kg/kg de solo)

K: constante de Freundlich

c: concentração do adsorvido na solução em equilíbrio (kg/m³)

1/n: coeficiente próprio ao sistema agrotóxico-adsorvente

A constante de Freundlich está relacionada à quantidade de matéria orgânica no solo, tornando difícil a comparação entre diferentes tipos de solo. Em função disto, e porque o teor de matéria orgânica é o parâmetro melhor correlacionado com os coeficientes de adsorção, foi definido o Koc, que corresponde ao valor K definido por isotermas de adsorção dividido pelo teor de carbono orgânico, expressando assim a capacidade que uma molécula tem de ser adsorvida pela matéria orgânica, indicando sua maior ou menor retenção no solo.

$$Koc = \frac{K}{\% C \text{ org}} \times 100$$

Esta nova constante permite, portanto, a comparação de mobilidade das agrotóxicos independente do tipo de solo (BAUME, 1996b; BARRIUSO et al, 1996; SIMON, 1995a).

Além do valor Koc, vários autores referem-se à solubilidade²⁸ dos agrotóxicos como importante característica relacionada à sua mobilidade.

A solubilidade pode ser considerada como variável discriminante no que se refere ao comportamento de agrotóxicos no solo, pois indica o comportamento na fase líquida, ou seja, uma maior solubilidade do agrotóxico indica maior propensão deste ser solubilizado na solução do solo, ficando disponível, aumentando portanto a possibilidade de transporte vertical (lixiviação) ou horizontal (escoamento).

Após extensa revisão bibliográfica, WAUCHOPE (1978) afirma que os agrotóxicos com solubilidade igual ou superior a 10 ppm são transportados principalmente pela lâmina de água do escoamento superficial; o autor acrescenta que, para este tipo de transporte, as práticas de controle de erosão surtem pequenos efeitos. LEONARD (1990) acrescenta que agrotóxicos com solubilidade inferior a 2 mg/l são transportados, preferencialmente, adsorvidos a sedimentos; portanto, torna-se necessária a análise de outros fatores, além de Koc e solubilidade, para a determinação da possibilidade de contaminação.

2.3.2.2 Persistência: DT50

A persistência de um produto no solo é um indicador da evolução de sua concentração sob o efeito de processos de degradação ao longo do tempo. A persistência do agrotóxico no ambiente indica a velocidade de degradação do produto no solo, e é avaliada pela meia-vida (DT50), que corresponde ao tempo necessário (em dias) para que 50% do produto inicialmente aplicado seja degradado de forma abiótica ou biológica (SIMON, 1995a; BAUME, 1996b).

Este valor é geralmente determinado pela degradação, e depende da natureza química do produto considerado, do tipo de solo e das condições climáticas, principalmente da temperatura e umidade, fazendo variar os valores de DT50 para um mesmo agrotóxico.

BARRIUSO et al (1996) afirmam que a distribuição dos agrotóxicos ao longo de perfis do solo e que a natureza de contaminantes encontrados em lençóis freáticos comprovam uma maior mobilidade dos produtos mais persistentes, sem relação direta com sua solubilidade. Neste sentido, poder-se-ia falar de uma mobilidade a curto prazo, condicionada sobretudo por

²⁸ A solubilidade de um sólido ou de um líquido em outro é definida como a massa de substância contida na solução que está em equilíbrio com um excesso dessa substância, a uma dada temperatura; nessas condições, a solução encontra-se saturada.

características de retenção (adsorção-dessorção) em oposição a uma mobilidade a longo prazo, ligada à persistência dos produtos.

Apesar das críticas traçadas em relação a estes índices²⁹ e da influência do meio na determinação do comportamento dos agrotóxicos, eles servem para indicar tendências de comportamento destes produtos no solo, permitindo uma comparação entre eles.

Assim, a partir da meia-vida (DT50), do coeficiente de adsorção (Koc) e da solubilidade, BAUME (1996b) distingue 3 grupos de agrotóxicos, caracterizados quanto ao seu comportamento:

I. matéria ativa fortemente retida pela matéria orgânica do solo (elevado Koc): transporte até as águas superficiais juntamente com as partículas sólidas às quais as moléculas encontram-se adsorvidas; transporte pouco provável, exceto com precipitações excepcionais;

II. molécula com meia-vida longa, retida (não com muita força) pela matéria orgânica do solo e com solubilidade suficiente para sua dessorção: transporte provável em cada precipitação que gera escoamento superficial, durante vários meses após sua aplicação;

III. molécula com meia-vida curta (inferior a 20 dias), com valor de Koc baixo (fraca adsorção) e solubilidade elevada: transporte provável até as águas superficiais ou profundas somente nos primeiros episódios de chuva após a aplicação.

2.3.3 Delimitação do estudo

O comportamento dos agrotóxicos no ambiente, portanto, depende da interação de inúmeros fatores: de propriedades do produto (toxidez, persistência, solubilidade, pressão de vapor, polaridade), de características do solo (teor de matéria orgânica, de argila, pH - grau de acidez, Eh - potencial de oxirredução, capacidade de troca iônica, umidade), do clima (temperatura, precipitação, vento, radiação, que afetam as condições do solo e o destino dos agrotóxicos), da presença de plantas e de microorganismos (variedade e estágio de desenvolvimento da planta) e de práticas culturais (CHENG, 1990; FERRARI, 1985; GIRARD et al, 1993). Existem inúmeras variáveis que interagem dinamicamente na determinação deste comportamento, cujas variações implicam num aumento considerável das possibilidades de reações que podem ocorrer com as moléculas em questão, dificultando a determinação das taxas e

²⁹ RIVOIRE (1993) faz uma revisão sobre o assunto, apontando os princípios, as condições experimentais e os problemas relacionados à determinação dos valores de Koc e DT50.

tipos de degradação, volatilização, adsorção e de transporte a campo, principalmente numa escala menor que a de uma coluna de solo.

Assim, diante da diversidade dos fenômenos que levam à poluição ambiental (de alimentos, do ar, da água, de intoxicação humana), delimitar-se-á o problema em torno dos riscos de contaminação das águas superficiais e lençóis freáticos por agrotóxicos em função dos processos crônicos que ocorrem no solo (figuras 4 e 5 e quadro 1). Esta delimitação dá-se igualmente em função de alguns aspectos desse comportamento que podem ser ressaltados: de um modo geral, estes compostos apresentam elevados coeficientes de adsorção, sendo que o predomínio destas reações depende da presença de superfícies e grupos funcionais reativos no solo, principalmente da matéria orgânica. Uma vez que os agrotóxicos encontram-se adsorvidos às partículas do solo, a distribuição destes compostos no ambiente se dá através da remoção destas partículas por meio do transporte superficial, predominantemente por erosão. Os agrotóxicos podem igualmente ser dissolvidos na água de escoamento superficial ou, se restarem na solução do solo sem serem adsorvidos, facilmente transportados verticalmente até os lençóis freáticos.

QUADRO 1: Mecanismos de contaminação ambiental: processos crônicos (C) ou episódicos (E), e processos contemplados neste estudo (sombreado).

AR	volatilização	C
	poeira	C, E
SOLO	erosão	C, E
	lixiviação	C
	derramamento	E
ÁGUAS superficiais e subterrâneas	erosão	C, E
	lixiviação	C
	derramamento	E

Cabe ressaltar que, neste trabalho, a volatilização será considerada negligenciável, uma vez que a importância deste fenômeno, ou mesmo da fotólise, como formas de "perdas" de agrotóxicos do solo e conseqüente diminuição dos riscos de poluição das águas resta incerta e de difícil estimativa. Quanto às degradações abióticas e microbiológica, optar-se-á por não

considerá-las no estudo, por não ser viável tentarmos avaliá-las. Desconsiderando-se, portanto, a fotólise, a volatilização e a biodegradação, o risco de poluição das águas será maximizado.

2.3.4 O processo de contaminação no sistema espacial

A figura 4 (p. 39) define que o processo de contaminação hídrica por agrotóxicos está submetido: a) à opção, do homem, de utilizar estes produtos; b) aos fenômenos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no interior de cada gleba, onde os agrotóxicos são aplicados; c) aos processos dos transportes vertical e horizontal que levam os contaminantes até as águas subterrâneas e superficiais.

Em se tratando espacialmente a contaminação, existem dois espaços envolvidos: a **gleba**, e, em função das características desta e do espaço circundante, um nível em uma escala menor - a **bacia hidrográfica**³⁰.

A liberação de agrotóxicos a partir das fontes poluentes, as glebas onde são aplicados, se dá através do transporte superficial (escoamento superficial e erosão) e transporte vertical (infiltração no solo). Isto significa dizer que o fluxo de agrotóxicos no sistema, que garante a relação das unidades vizinhas, ocorre através da circulação da água.

Portanto, cada gleba individual seria um subsistema, onde fenômenos (como aplicação ou adsorção do agrotóxico às partículas do solo) ocorrem independentemente das outras unidades, apresentando assim um certo funcionamento autônomo. Uma gleba, porém, mantém relações com suas vizinhas, o que ocorre nitidamente através do transporte hídrico - e é este transporte hídrico que elege o critério hidrológico na determinação do limite do sistema, que passa a ser a bacia hidrográfica, pois, conforme coloca BRANCO (1989), a dimensão mínima de um sistema espacial deve corresponder à de uma organização capaz de funcionar por si só. Este funcionamento, determinado pelas características hidrológicas da bacia, coloca os vales fluviais como receptáculo de elementos diversos transportados pela erosão e lixiviação de materiais no meio físico (CAUBET & FRANK, 1993).

Deve-se observar que a bacia hidrográfica, como um todo, não é formada apenas por glebas onde são utilizados agrotóxicos, mas por inúmeras outras; em função disto, será utilizado o termo “unidade espacial”, que inclui tanto as glebas de uso agrícola onde são utilizados

³⁰ A bacia hidrográfica corresponde à área fisiográfica drenada por um curso d'água ou por um sistema de cursos d'água conectados e que convergem, direta ou indiretamente, para um leito ou para um plano d'água.

agrotóxicos quanto as glebas de uso agrícola ou não (como as unidades espaciais de mata, por exemplo) onde estes produtos não são utilizados (figura 7).

Ficam delineados assim os subsistemas espaciais - as unidades espaciais - compondo um sistema espacial - a bacia hidrográfica.

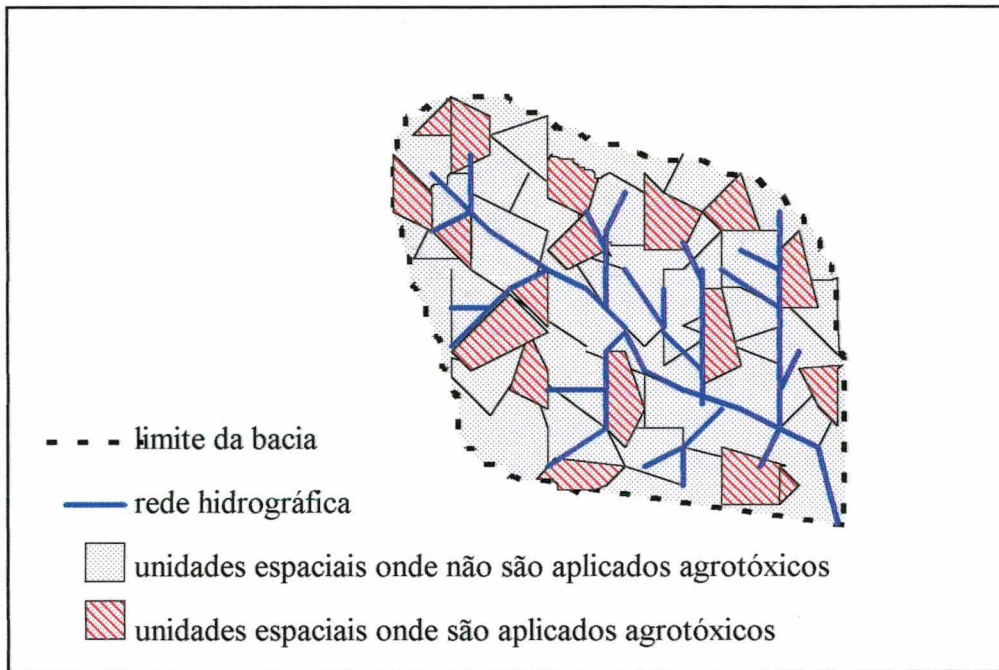


FIGURA 7: Modelo teórico de um sistema espacial - bacia hidrográfica - composto por unidades espaciais.

2.4 VULNERABILIDADE E RISCO

“Vamos reter que o risco é apenas potencial. Ele deveria medir o que está em jogo, quer dizer, avaliar os danos ou prejuízos, se viesse a se manifestar o fenômeno que apenas pressentimos e sobre o qual, geralmente, não se conhece de maneira precisa o modo exato de manifestação, a localização, as condições de ocorrência, o ritmo provável de desenvolvimento e, enfim, os efeitos induzidos” (VELASQUES et al, 1995).

O conceito de vulnerabilidade pode ser definido como um grau de perdas potenciais resultando de um fenômeno suscetível de levar danificações materiais, prejuízos corporais e

disfuncionamentos. Este conceito porém resta ainda confuso e necessita de estruturação e explicitações (LEONE et al, 1995).³¹

As ações externas, como se sabe, modificam as condições iniciais de um sistema, sendo que estas modificações dependem de características intrínsecas e extrínsecas ao próprio sistema. Sob esta ótica, pode-se considerar que existe uma suscetibilidade inerente do sistema às ações externas (ou entradas de energia ou matéria), definindo a vulnerabilidade ambiental no que se refere a um determinado processo³².

A vulnerabilidade dos solos à contaminação inclui tanto fatores ambientais quanto parâmetros do solo. Segundo BOIX & DIAZ (1996), alguns autores falam da vulnerabilidade intrínseca do solo, determinada por atributos estáticos e que pode ser avaliada a partir dos fatores e propriedades do solo. Neste contexto, STOLBOVOY (citado por BOIX & DIAZ, 1996), estabelece que a contaminação do solo deve considerar basicamente a capacidade do solo para armazenar ou permitir a mobilização dos contaminantes.³³

E é a noção de possibilidade de armazenamento ou de mobilização dos contaminantes que nos leva ao objeto de nosso estudo: as águas superficiais e lençóis freáticos, cuja contaminação está diretamente relacionada à mobilização dos contaminantes no solo, ou, em outras palavras, está intimamente relacionada às características intrínsecas dos solos.

Esta idéia é utilizada por Hollis quando, em função da necessidade de conhecer a vulnerabilidade das águas superficiais e subterrâneas à contaminação por agrotóxicos para identificação das zonas de risco, ele integra classes de vulnerabilidade dos solos (definida em função de critérios hidrológicos e teor de matéria orgânica) e classes de agrotóxicos (SIMON, 1995a; BAUME, 1996b).

O conceito de vulnerabilidade, baseado nas características do meio, é igualmente utilizado por GIRARD et al (1993) no seu trabalho de espacialização dos riscos de poluição das águas superficiais pela atrazina.

³¹ O mesmo ocorre com o termo 'risco', cuja definição carece de maiores explicações, reinando atualmente uma confusão e heterogeneidade nas diferentes áreas que tratam de riscos (FAUGÈRES, 1991).

³² A vulnerabilidade diz respeito a processos específicos, como é o caso da vulnerabilidade à erosão apresentada pelos diferentes tipos de solo em função de características intrínsecas como estrutura, granulometria, presença de gradiente textural, ou ainda de vulnerabilidade à contaminação.

³³ O autor acrescenta que, neste sentido, o papel dos colóides do solo, tanto orgânicos como minerais (responsáveis pelas propriedades de intercâmbio do solo), é significativo na definição da vulnerabilidade à contaminação.

A vulnerabilidade aparece em certas comunicações como um sistema, articulado em torno de um grande número de variáveis naturais e sociais, cuja dinâmica no tempo e no espaço pode implicar situações mais ou menos perigosas para uma sociedade exposta.

Neste sentido passa-se a falar de risco, cuja manifestação concreta pode ser brutal e episódica, ou muito menos perceptível a curto prazo (como a contaminação lenta de solos e de águas), necessitando de uma análise de seus efeitos cumulativos, muitas vezes conduzindo a restrições de possibilidade de exploração dos recursos naturais.

O risco é definido, segundo o método SIRIS, a partir da possibilidade de exposição e da gravidade de efeitos; em outras palavras, o risco aparece onde há possibilidade de manifestação de um fenômeno danoso e onde existem elementos suscetíveis a serem danificados (SIMON, 1995; LEONE et al, 1995) (figura 8a). Os estudos sobre riscos ambientais, portanto, devem considerar variáveis que tratem tanto dessa possibilidade de exposição quanto da gravidade dos efeitos segundo os elementos expostos.

Para LEONE et al (1995), o risco passa igualmente pela probabilidade de ocorrência de um determinado fenômeno. Neste sentido, a possibilidade de ocorrência pode ser definida a partir da vulnerabilidade do meio, ou seja, através de características intrínsecas e extrínsecas ao meio em uma determinada porção territorial, podendo-se avaliar assim a maior ou menor possibilidade de ocorrência do fenômeno (implicando maior ou menor risco segundo os elementos expostos - figura 8b).

Em outras palavras, o risco depende da vulnerabilidade e dos elementos expostos; sua avaliação, porém, não é simples devido à diversidade destes elementos e à complexidade das inter-relações entre estes e os fenômenos (VELASQUEZ, 1995). No que concerne danos ou prejuízos corporais, por exemplo, o risco deve integrar o parâmetro temporal através da consideração da duração de interação entre o indivíduo exposto (ou a população) e o fenômeno. Esta observação é particularmente importante quando se trata de agrotóxicos, cujos prejuízos normalmente são pouco evidentes ou imediatos; os sintomas de intoxicações nem sempre são identificados, e efeitos colaterais da contaminação por agrotóxicos raramente são associados à exposição a estes compostos.

No caso de contaminação de recursos hídricos por agrotóxicos, o risco não depende unicamente da vulnerabilidade do meio e da presença de elementos suscetíveis. É fundamental, neste caso, a ação do homem, que determina a utilização destes produtos. Em outras palavras, a

possibilidade de ocorrência do fenômeno está subordinada à ação antrópica, através do uso do solo e da aplicação de agrotóxicos.

Para FAUGÈRES (1991), deve-se considerar que a manifestação de riscos, ligada ao funcionamento dos sistemas naturais, localiza-se em pontos precisos e afeta espaços determinados, o que nos remete à necessidade de definição do espaço de ocorrência do fenômeno.

No sentido desta espacialização, a bacia hidrográfica passa a constituir o "espaço de risco"³⁴, composto por fenômenos que representam um perigo potencial (o uso de agrotóxicos aliado à vulnerabilidade do meio), por elementos que podem sofrer um grau de danos determinado se o fenômeno ocorrer (as águas podem ter sua qualidade comprometida), e por atores diversos que sofrem as consequências e que devem avaliar o risco e tomar decisões (os próprios agricultores e suas famílias, que determinam o manejo do solo e utilizam agrotóxicos, bem como demais setores da população que ingerem água contaminada) (figura 8c).

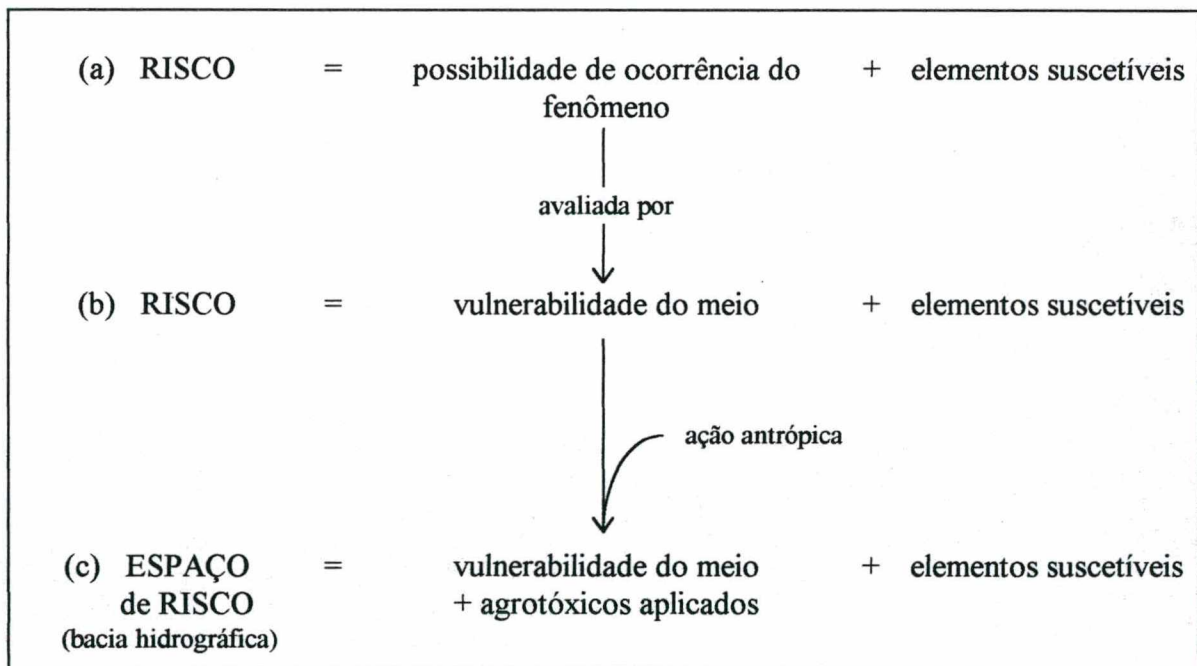


FIGURA 8: Definição do espaço de risco. O risco é definido pela possibilidade de ocorrência do fenômeno e pela presença de elementos suscetíveis (a); a possibilidade de ocorrência depende da vulnerabilidade do meio (b) e da ação antrópica (o uso de agrotóxicos pelo homem), definindo a bacia hidrográfica como espaço de risco (c).

³⁴ Em analogia ao espaço de risco definido por VELASQUEZ et al (1995) que trata de movimentos de massa.

2.5 AVALIAÇÃO DOS RISCOS DE CONTAMINAÇÃO HÍDRICA POR AGROTÓXICOS: ESTUDOS DESENVOLVIDOS, VARIÁVEIS CONSIDERADAS

O desenvolvimento de ferramentas para a avaliação de contaminações difusas de origem agrícola surgiu nos Estados Unidos no início da década de 70. Na França, somente nos anos 80 tomou-se consciência sobre as eventuais consequências indesejáveis da agricultura sobre o meio ambiente, sendo que em 1983 foram criados os primeiros modelos tratando de resíduos de nitratos; já a preocupação com agrotóxicos data do final da década passada (RIVOIRE, 1993). No Brasil, esta discussão é ainda mais atual, principalmente no que se refere ao desenvolvimento de modelos ao nível da paisagem.

Um modelo de um fenômeno ou de um processo é essencialmente um modo de representação deste, incluindo observações feitas e prevendo o comportamento do sistema considerado sob condições variadas, outras que aquelas que deram origem às observações (PIREN-CNRS, 1991).

A modelagem de avaliação dos riscos de contaminação hídrica por agrotóxicos visa explicar e prever fenômenos ocorrentes na natureza. Sua utilidade reside em: indicar quais as moléculas que serão encontrados em maior quantidade nas águas em uma dada região, levando à possibilidade de realizar um controle destas, limitando os gastos com análises de custo elevado em busca da constatação de uma situação; prever o comportamento de produtos já existentes no mercado em condições diferenciadas, apontando as zonas de maiores riscos de contaminação e que devem ser submetidas a um controle; submeter novos produtos aos modelos para prever seu comportamento no ambiente; simular diferentes situações e verificar seus resultados no sentido de atuar na prevenção da contaminação (RIVOIRE, 1993).

O desenvolvimento de modelos que tratam da contaminação hídrica por agrotóxicos, ao nível de bacias hidrográficas, tem se deparado com inúmeras dificuldades que dizem respeito:

- à diversidade das moléculas: existem atualmente no mercado mais de 450 materiais ativos homologados, apresentando diferentes formulações para cada molécula; cada produto possui características físico-químicas diferenciadas, o que inclui suas características da estrutura química, sua reatividade e polaridade, diferentes pressão de vapor, solubilidade, persistência (RIVOIRE, 1993);

- à diversidade dos mecanismos agindo sobre os agrotóxicos no solo: apesar dos autores concordarem sobre o predomínio das reações de adsorção-dessorção e biodegradação, existem outras reações que determinam o destino dos agrotóxicos no meio como fotodecomposição e

volatilização; além disso, o principal problema reside ainda no pouco conhecimento que se tem sobre os mecanismos e condições nas quais ocorrem os processos de adsorção-dessorção e de degradação, tornando extremamente difícil avaliar as proporção de cada fenômeno num ambiente onde as variáveis não podem ser totalmente controladas (RIVOIRE, 1993; HANN & ZWERMANN, 1978);

- à formação de subprodutos através de transformações biológicas e abióticas ocorridas no solo, modificando as características e o comportamento destes em relação à molécula inicial;

- à flutuação intra e inter-anual muito importante devido à persistência própria de cada agrotóxico e à variação das datas de aplicação e início dos fenômenos de escoamento e erosão (BARRIUSO et al, 1996);

- e, finalmente, ao elevado custo das análises e dificuldades analíticas.

Em função destas dificuldades, e segundo o objetivo do estudo e os meios técnicos e financeiros, o grau de precisão da avaliação de riscos de contaminação hídrica por agrotóxicos é diferenciado. Praticamente todos os estudos, contudo, partem da mesma hipótese: os riscos de contaminação hídrica por agrotóxicos são essencialmente função da persistência e da mobilidade dos produtos considerados (BAUME, 1996b; RIVOIRE, 1993; BARRIUSO, 1996).

Neste sentido, Gustafson³⁵ desenvolveu em 1989, para auxiliar a avaliação de contaminação de lençóis freáticos, um modelo simples que considera a persistência e a mobilidade do pesticida, caracterizados, respectivamente, pelos valores de meia-vida (DT50) e coeficiente de adsorção à matéria orgânica (Koc): o índice GUS (Groundwater Ubiquity Score) obtido pela equação $GUS = \log(DT50) \cdot [4 - \log(Koc)]$ (BARRIUSO et al, 1996; SIMON, 1995b).

Para valores de GUS superiores a 2,8, o risco de contaminação de lençóis freáticos por lixiviação é elevado; para GUS inferior a 1,8, o risco é muito baixo; para valores entre 1,8 e 2,8, tem-se uma zona intermediária.

Este coeficiente, que serve para classificar os agrotóxicos quanto ao seu caráter poluente, considera apenas as principais características do produto, sendo de fácil aplicação, porém criticado devido a esta limitação (não considera nenhum fator ambiental) (BARRIUSO et al, 1996; RIVOIRE, 1993; BAUME, 1996b; SIMON, 1995b).

³⁵ GUSTAFSON, D. I. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. *Environ. Toxicol. Chem.*, 1989, 8, 339-357.

Já o cálculo do índice de Jury (JURY et al³⁶ citados por BARRIUSO et al, 1996) considera, além da meia-vida (DT50) e do coeficiente de adsorção (Koc), características do solo como densidade, porosidade, velocidade de drenagem, teor de matéria orgânica, umidade, profundidade e distribuição da biomassa no perfil.

O método SIRIS (Système d'Intégration des Risques par Interaction des Scores), desenvolvido no início da década de 80 por Jouany e Vaillant, é citado por SIMON (1995a) e BAUME (1996b), e segue a seguinte metodologia geral: definição do risco; definição das variáveis e da hierarquia entre elas, bem como dos limites de cada classe que compõe cada variável; classificação das substâncias segundo um sistema lógico, formando grades de notas para cada produto. Este método estima o risco de poluição das águas superficiais e subterrâneas a partir das noções de gravidade de efeitos e de possibilidade de exposição decorrentes da presença dos agrotóxicos no ambiente. Para a avaliação da gravidade e da exposição, inúmeras variáveis são utilizadas: Koc, DT50, velocidade de hidrólise e solubilidade do agrotóxico; superfície tratada e quantidade aplicada; dose diária aceitável e dose letal para algas, peixes ou golfinhos. O método, portanto, considera a toxicidade do produto além de sua mobilidade e persistência.

Para cada variável, definem-se limites quanto ao risco implicado (favorável, risco mediano ou desfavorável), e as variáveis são ordenadas segundo sua importância através de um método de penalização através do qual obtém-se grades de notas (quanto maior o valor obtido para um produto, maior o risco que decorre da sua utilização). Tanto as variáveis escolhidas quanto os limites de cada variável são determinados a partir de entrevistas com pesquisadores e técnicos da área.

Cada substância é avaliada quanto ao risco que acarreta, ou seja, este método define o risco ao nível da molécula, sem considerar o meio, obtendo-se uma classificação relativa de um agrotóxico em relação ao outro, sem noção de risco absoluto (SIMON, 1995a; BAUME, 1996b).

HOLLIS³⁷ (citado por SIMON, 1995a) avalia a vulnerabilidade das águas subterrâneas e das superficiais integrando classes de vulnerabilidade dos solos e classes de agrotóxicos. No método Hollis, as classes de agrotóxicos são definidas em função da mobilidade (Koc) e da

³⁶ JURY, W. A.; FOCHT, D. D. & FARMER, W. J. Evaluation of pesticide groundwater pollution potencial from standard indices of soil-chemical adsorption and biodegradation. *J. Environ. Qual.*, 1987, 16, 422-428.

³⁷ HOLLIS, J. M. Mapping the vulnerability of aquifers and surface waters to pesticide contamination at the national/regional scale. In: WALKER, A. (ed.) *Pesticides in soil and water: current perspectives*. Lavenham, Surrey: The Lavenham Press Limited. 1992. p. 165-174. (BCPC Monograph n. 47, 1991).

persistência (DT50) dos produtos utilizados. Já as classes de solos são definidas quanto ao teor em matéria orgânica e quanto a aspectos hidrológicos onde, para aquíferos subterrâneos, são considerados a profundidade do lençol freático, a existência e o tipo predominante de escoamento; para as águas superficiais são considerados parâmetros que indicam a proporção das precipitações que atingem os cursos d'água. Para todas as combinações de vulnerabilidade dos solos e classes de agrotóxicos são consideradas variáveis ligadas ao clima: período durante o qual o solo permanece na capacidade de campo³⁸ e precipitação total no inverno para a vulnerabilidade dos aquíferos; duração entre aplicação do produto e a primeira chuva significativa e volume de precipitação para a vulnerabilidade das águas superficiais.

Sob o ponto de vista das variáveis utilizadas, este método é muito mais exigente que o anterior (método SIRIS) no que se refere ao número de dados necessários e formalismo matemático, fornecendo, para um mesmo agrotóxico, diferentes riscos segundo as características onde são aplicados (BAUME, 1996b).

Outro método, citado por RIVOIRE (1993), tem sido testado atualmente na França para a avaliação da contaminação de lençóis freáticos: trata-se do PRZM (Pesticide Root Zone Model), que considera a persistência e a mobilidade dos agrotóxicos, as datas e doses de aplicação, a textura, a capacidade de retenção de água e o teor de matéria orgânica dos solos, os estágios de desenvolvimento das culturas e dados de temperatura e precipitação diários. Este método não fornece um perfil exato da concentração do produto ao longo do perfil, mas permite determinar a profundidade máxima de migração do agrotóxico. Ainda segundo a autora, o PRZM é utilizado como modelo preditivo para indústrias de agrotóxicos, como a sociedade Rhône-Poulenc.

Considerando as noções de vulnerabilidade e risco, e o processo de contaminação hídrica por agrotóxicos em bacias hidrográficas, vários estudos de espacialização dos riscos foram recentemente desenvolvidos.

GIRARD et al (1993) sintetizaram características relativas aos agrotóxicos (solubilidade, propriedades de adsorção, persistência) e sua aplicação (doses, incorporação, frequência) no termo 'pressão poluente'. Eles definiram então, a partir da vulnerabilidade do meio

³⁸ A capacidade de campo de um solo corresponde ao teor máximo de água retido pelo solo, após saturação, depois de cessado o movimento gravitacional, ou seja, depois da drenagem do excesso de água (CURI et al, 1993).

e da pressão poluente, os riscos de poluição apresentados pelas fontes poluidoras (parcelas de cultivo de milho onde a atrazina é aplicada), espacializados num mapa baseado no uso do solo.

LAPLANA & ANSEL (1993), demonstrando igualmente preocupações com a dinâmica dos processos poluentes relacionados à agricultura, realizaram um estudo de poluições difusas e fenômenos erosivos, determinando, à escala de vertentes em toda a microbacia estudada, diferentes graus de risco de carreamento de partículas até os rios, baseando-se na declividade e na distância da parcela até o curso d'água mais próximo, plotando em seguida sobre esta carta as parcelas onde foram utilizados agrotóxicos.

SIMON (1995a), visando estudar a eventual possibilidade de redução da poluição das águas superficiais por agrotóxicos, desenvolveu um trabalho através da identificação dos fatores de risco de transporte dos agrotóxicos na bacia hidrográfica e da repartição espacial das diferentes culturas utilizando agrotóxicos. Este trabalho, não finalizado até 1995, aplica o método SIRIS e trata dos riscos apresentados pelos agrotóxicos (onde foram selecionadas as variáveis: Koc, DT50, solubilidade em água, superfície total tratada, dose média utilizada, velocidade de hidrólise, dose diária aceitável e concentração letal para algas) e do risco apresentado pelo meio físico (onde são consideradas as variáveis: data da primeira chuva após aplicação, distância entre a área de aplicação e o curso d'água mais próximo, intensidade das chuvas, estado da superfície do solo (grau de selamento superficial), declividade da vertente, porcentagem das culturas que utilizam agrotóxicos, matéria orgânica do solo e substrato geológico). A combinação dos resultados obtidos (grades de riscos dos agrotóxicos e de riscos do meio físico) deverá indicar as zonas de maiores riscos, devendo ser aplicados em diversas microbacias hidrográficas da Bretanha, França.

BAUME (1996a) faz uma análise cartográfica do risco de contaminação hídrica por agrotóxicos em uma bacia hidrográfica da região de Loire Atlantique, na França. A autora, após uma descrição da área e das variáveis consideradas, pondera os fatores declividade, tipo de solo (onde é considerado o selamento superficial baseado no substrato geológico que originou o solo) e proximidade da área de aplicação ao curso d'água através de uma equação:

risco final = nota da declividade + nota do solo + 5 . nota da proximidade ao curso d'água

Fica evidente, portanto, a importância dada à proximidade ao curso d'água.

A carta final, na escala 1:25.000, é dividida em 5 classes (considerando o agrupamento em uma mesma classe de algumas notas de risco obtidas, por exemplo, a classe 1, de menor risco, inclui as áreas que obtiveram nota 2, 3 ou 4).

Sobre a carta obtida, a autora situa as glebas de produção de milho a fim de comparar o resultado de risco obtido na carta com algumas análises que foram feitas nos córregos em duas sub-bacias hidrográficas; a análise é feita para a atrazina (herbicida). Quando se compara a área de cultivo de milho nas sub-bacias, os resultados analíticos mostram que efetivamente a contaminação do curso d'água é maior na sub-bacia com maior área de milho plantada em classe 5 (que corresponde a de maior risco). Porém, quando se avalia as áreas com milho sobre as classes 5 e 4, o resultado se inverte, ou seja, a soma das áreas de classe 4 e classe 5 com milho é bem maior na sub-bacia que apresenta menor contaminação. Como explicação, Baume aborda as hipóteses de que a carta não seja pertinente e de que a contaminação não seja devida somente a fontes difusas, mas também pontuais, apontando a necessidade da continuidade de estudos ao nível de bacias hidrográficas.

Enfim, em relação aos estudos e modelos que tratam da contaminação hídrica por agrotóxicos, CALVET³⁹ (1991, citado por RIVOIRE, 1993) ressalta que nenhuma previsão é satisfatória; apenas tendências são fornecidas.

Um número reduzido de parâmetros leva a uma utilização mais frequente do modelo, porém fornece dados menos precisos, normalmente mais qualitativos (comparativos) que quantitativos; a simplicidade facilita a utilização, mas distancia da realidade. Já um elevado número de parâmetros necessários em um modelo torna sua utilização mais difícil, mas fornece respostas mais precisas - trata-se normalmente de estudos experimentais pontuais, que envolvem o desenvolvimento de modelos matemáticos detalhados; o requerimento de inúmeros dados, por sua vez, impossibilita sua extrapolação para escalas menores, ao nível regional. (RIVOIRE, 1993; HOLLIS, 1991 citado por SIMON, 1995a).

Deve-se considerar ainda que os parâmetros variam principalmente segundo o objetivo e segundo o local onde os estudos são desenvolvidos, uma vez que cada modelo valoriza os fatores de maior importância no referido local⁴⁰. Isto torna imprescindível o questionamento e a adaptação dos métodos quando se deseja importá-los para novas regiões.

³⁹ CALVET, R. *Considérations générales sur les transferts de produits phytosanitaires dans les eaux*. In: INSTITUTE NATIONAL DE RECHERCHE AGRONOMIQUE. *Methodological aspects of the study of pesticide behavior in soil*. (s.l.): INRA, p. 67-76. 1991.

⁴⁰ Percebe-se que grande parte das variáveis foram selecionadas em função do clima local (região de clima temperado) e das formas predominantes de contaminação das águas - através do escoamento superficial ou por infiltração, sendo menos considerados fenômenos de erosão, importantes nos países tropicais.

Independente do nível de detalhamento, estudos sobre contaminação ambiental devem estar fundamentados na compreensão dos fatores que determinam os processos, bem como da interação destes fatores, identificando como estes atuam juntos e que peso exerce cada fator, reportando as pesquisas à base da visão sistêmica. A eleição das variáveis a serem utilizadas na avaliação da vulnerabilidade e riscos deve, portanto, submeter-se à concepção dos processos predominantes de contaminação das águas sob uma determinada realidade do meio físico natural (o que inclui solos e clima).

CAPÍTULO 3: AVALIAÇÃO DOS RISCOS DE CONTAMINAÇÃO HÍDRICA POR AGROTÓXICOS: PROPOSTA METODOLÓGICA

“Quando decidimos qual o sistema a ser investigado, definindo elementos e relações, é mais fácil delimitá-lo no espaço e para cada elemento podem-se relacionar variáveis passíveis de mensuração. Definindo o sistema a ser estudado, não podemos medi-lo como um todo. O primeiro procedimento é saber:

Quantas variáveis escolher?

Quais variáveis escolher?

Quais as técnicas a empregar para a mensuração delas?”

(PENTEADO-ORELLANA, 1985, p. 126-127)

3.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS

Este trabalho tem por objetivo apresentar uma metodologia de avaliação dos riscos de contaminação hídrica por agrotóxicos, não tratando de produtos específicos sob condições precisas, mas buscando uma visão integrada dos principais fatores e relações que determinam a contaminação na escala de uma microbacia hidrográfica. A verticalização do estudo, portanto, deve ocorrer até o ponto que seja compatível com esta escala, utilizando fundamentos básicos, mas gerais, sobre o processo de contaminação hídrica.

Os inúmeros fatores envolvidos no processo de poluição das águas por agrotóxicos formam um sistema complexo e organizado, dentro do qual as variáveis devem ser hierarquizadas em diferentes níveis, selecionando-se as mais importantes (de maior influência) no referido processo. Estas seleção e hierarquização dependem da compreensão das interdependências dos processos em termos de organização funcional, imbuída da noção espacial de ocorrência dos fenômenos no meio.

Inicialmente é definido o risco, que corresponde ao cruzamento de dados da vulnerabilidade do meio e da ação antrópica espacializados sob forma de unidades de vulnerabilidade e unidades antrópicas. Em seguida é apresentado o método de hierarquização das variáveis, que necessita da delimitação de classes para cada variável e do estabelecimento da hierarquia que deve ser obedecida. Após a apresentação do método de hierarquização, são definidas as variáveis que compõem as unidades de vulnerabilidade e as antrópicas, estabelecendo-se os limites de classes para cada variável; com as variáveis selecionadas e as classes delimitadas, e com a hierarquia estabelecida, elabora-se grades de penalidade. A partir do

cruzamento das cartas de unidades de vulnerabilidade e de unidades antrópicas, obtém-se a carta de riscos. Os procedimentos para obtenção das cartas necessárias seguem as técnicas do geoprocessamento.

3.2 DEFINIÇÃO DO RISCO

No capítulo anterior foi definido:

- que o sistema espacial - a bacia hidrográfica - é formada por unidades espaciais que representam subsistemas com certo funcionamento autônomo;

- que o risco, quanto à contaminação hídrica por agrotóxicos, é definido a partir da vulnerabilidade do meio e da ação antrópica, além da presença de elementos suscetíveis que correspondem aos próprios recursos hídricos e à população que deles se serve.

Integrando esta noção espacial ao conceito de risco, é possível definir unidades de vulnerabilidade e unidades antrópicas.

Diante do fenômeno estudado (contaminação de águas por agrotóxicos), **as unidades de vulnerabilidade** podem ser caracterizadas conforme a capacidade que apresentam para armazenar ou mobilizar os contaminantes mediante alguma ação, seja ela antrópica ou natural (como as precipitações, que correspondem a uma entrada de energia no sistema). A vulnerabilidade aqui considerada diz respeito somente às características intrínsecas ao meio (intrínsecas ao tipo de solo, ao relevo) que possibilitariam uma maior ou menor (i)mobilização de agrotóxicos, e conseqüente contaminação das águas.

Em outras palavras, as unidades de vulnerabilidade vistas como unidades espaciais, diante de atividades ocorrentes ou que venham a se manifestar, sofrem modificações nos seus componentes ou relações, de forma total ou parcial. As modificações dependem de características intrínsecas a cada unidade, sendo que para uma mesma ação as diferentes unidades de vulnerabilidade apresentam reações diferenciadas. Unidades de vulnerabilidade semelhantes, portanto, apresentam a mesma vulnerabilidade mediante a entrada de energia e matéria (como de agrotóxicos, por exemplo), modificando e estabelecendo novos fluxos e relações com o novo componente.

As unidades de vulnerabilidade correspondem, pois, à expressão espacial das características intrínsecas ao meio que engendrariam uma determinada contaminação dos recursos hídricos por agrotóxicos, independente do uso atual do espaço; desta forma apresentam um caráter permanente.

Para a definição de risco de contaminação hídrica por agrotóxicos considera-se, além das características intrínsecas ao meio, a ação do homem que vem efetivamente atuar sobre estas unidades de vulnerabilidade.

Esta ação define as **unidades antrópicas**. Considerando que o homem atua no processo de contaminação através do uso de agrotóxicos e do manejo do solo, as unidades antrópicas correspondem basicamente às diferentes unidades de uso do solo (culturas anuais e permanentes, reflorestamentos, pastagens, mata).

As unidades antrópicas correspondem à expressão espacial da ação do homem no meio através da utilização do solo com fins agropecuários; portanto, possuem um caráter temporário, podendo ser modificado ao longo dos anos.

A combinação das unidades de vulnerabilidade e das unidades antrópicas resulta no risco de contaminação hídrica por agrotóxicos, o que pode ser visualizado na figura 9 que mostra a relação do risco global com os níveis de vulnerabilidade do meio e da ação do homem.

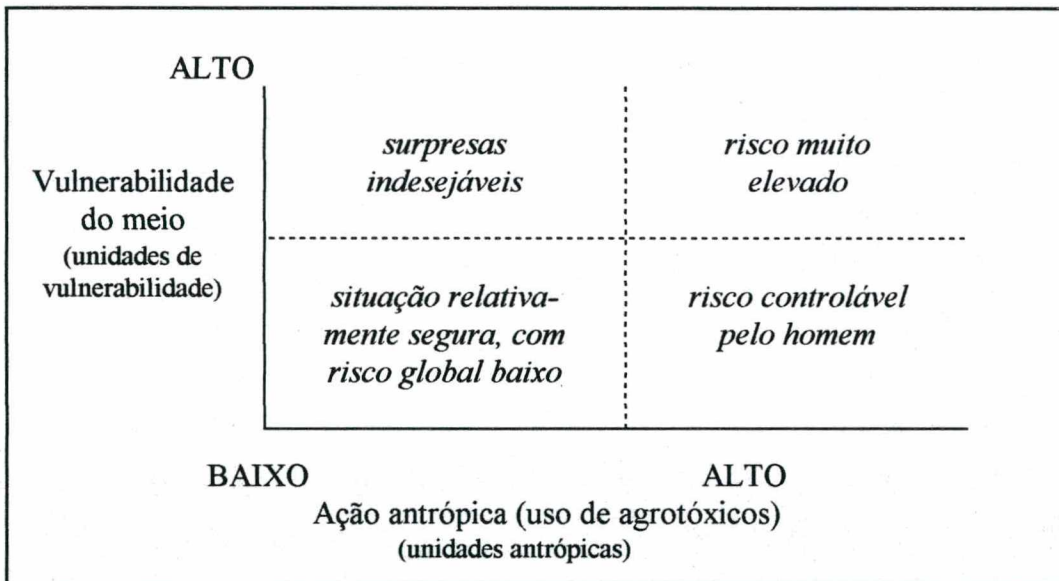


FIGURA 9: Avaliação de risco a partir da vulnerabilidade do meio e da ação antrópica.⁴¹

A noção de diferentes níveis de risco, obtidos a partir de graus diferenciados da participação do meio (vulnerabilidade) e do homem na determinação da contaminação hídrica por

⁴¹ Adaptado de uma palestra proferida por um representante da empresa SEMCO/grupo ERM, de São Paulo, durante o XIII Congresso Latino-Americano de Ciência do Solo, "Solo-Suelo/96", realizado em Águas de Lindóia, SP, de 4 a 8 de agosto de 1996.

agrotóxicos, permite avaliar as possibilidades de prevenção e controle desta contaminação. Isto pode se dar através do planejamento da propriedade, locando culturas onde são aplicados agrotóxicos em áreas que apresentam menor vulnerabilidade, visando obter o menor risco possível.

As unidades de vulnerabilidade e as unidades antrópicas são espacializadas dentro da bacia hidrográfica, formando, respectivamente, a carta de vulnerabilidade e a carta de ação antrópica.

O cruzamento da carta de vulnerabilidade com a carta de ação antrópica resulta na carta final de riscos. A carta de riscos é formada, portanto, por unidades de risco que são as unidades que efetivamente deverão revelar onde estão localizadas as áreas que apresentam maior ou menor risco de contaminação hídrica por agrotóxicos (figura 10).

Neste sentido, as unidades de risco são, sob a ótica sistêmica, subsistemas com características de funcionalidade e organização próprias ligadas a fatores diversos, como por exemplo, tipo de solo, relevo e prática agrícola.

Para avaliar os riscos, portanto, devem ser elaboradas a carta de vulnerabilidade e a carta de ação antrópica, e quanto menor a escala de representação destas, menos detalhado será o resultado, ou seja, para se obter unidades de risco precisas, a escala de trabalho deve ser a maior possível, principalmente para que sejam identificadas e diferenciadas as parcelas de uso agrícola. Neste sentido, a microbacia hidrográfica (área inferior a 200 km²)⁴² mostra-se como o espaço elementar apropriado para avaliação dos riscos de contaminação hídrica por agrotóxicos.

Para o desenvolvimento desta proposta de avaliação de riscos, portanto, será considerada a escala 1:50.000 como a mais adequada, compatível com a generalização pretendida e as observações necessárias. Além disso, deve-se considerar o material normalmente disponível, que raramente traz dados, ao nível de microbacias hidrográficas, com precisão maior que 1:50.000.

⁴² Segundo ROCHA (1991).

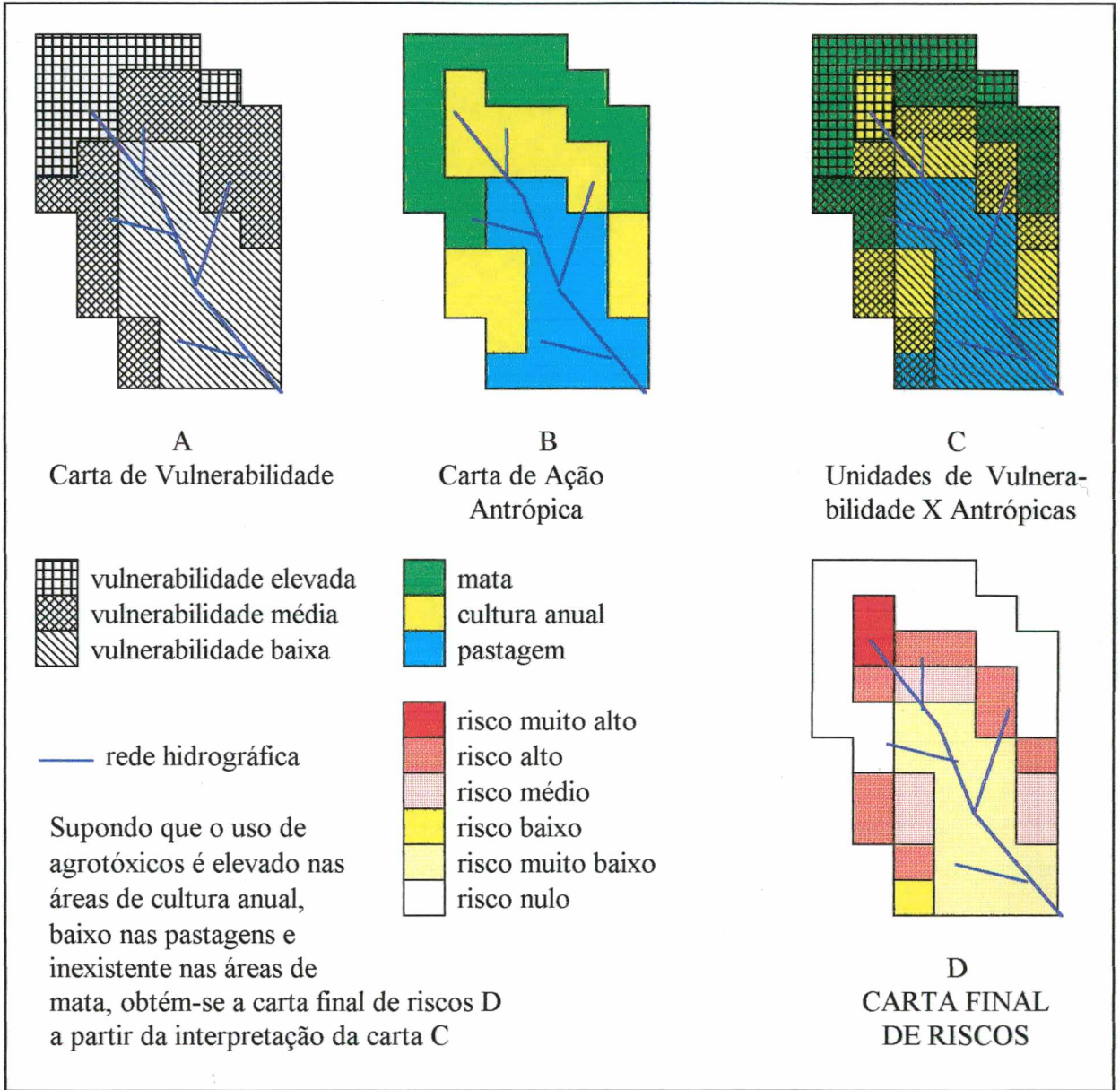


FIGURA 10: Modelo esquemático teórico da obtenção da carta final de riscos D (formada por unidades de risco) a partir da carta de vulnerabilidade A (formada por unidades de vulnerabilidade) e da carta de ação antrópica B (formada por unidades antrópicas).

3.3 MÉTODO DE HIERARQUIZAÇÃO DAS VARIÁVEIS

Existem numerosos métodos que visam hierarquizar fatores em diferentes estudos. Os mais correntes são os métodos de ponderação, subdivididos em: aditivos (a nota final corresponde à soma das notas atribuídas aos diferentes fatores considerados); multiplicativos (a nota final é produto das notas atribuídas aos fatores); e combinação dos dois precedentes (SIMON, 1995a).

Há ainda os métodos de *ranking*, divididos em dois grupos: método por bonificação, onde a nota atribuída é tanto maior quanto mais positivo é julgado o fator diante do fenômeno estudado; método por penalização, onde, ao contrário do anterior, a nota é tanto maior quanto maior for a influência negativa do fator em julgamento, ou seja, o intenso uso de agrotóxicos receberia uma nota elevada pois, de grande influência no processo de poluição, implica em aspectos de contaminação considerados negativos para o meio ambiente. Neste trabalho será utilizado um método de *ranking*, por penalização, adaptado do método SIRIS utilizado por SIMON (1995).

Segundo este método, as variáveis inicialmente selecionadas e colocadas por ordem de importância possibilitam a hierarquização e notificação lógica de cada unidade de vulnerabilidade e cada unidade antrópica, resultando na avaliação das unidades de risco. Obtém-se no final uma carta de classificação das unidades por risco, indicando não riscos absolutos, mas sim riscos relativos qualitativos, ou seja, uma unidade de risco com valor 100 apresenta maiores riscos de contaminação que outra com valor 50, mas não 2 vezes maior.

Uma das partes mais complexas corresponde à definição dos limites das classes de cada variável, para então, em seguida, ser utilizado sistema lógico multivariável de classificação que permita a notificação das unidades.

Para os limites de classe das variáveis, deve-se definir valores compreendidos nas classes que representam risco baixo (b), risco mediano (m), risco alto (a), podendo-se ainda incluir uma classe risco elevado (e), uma vez que, segundo SIMON (1995a), os resultados esperados devem ser melhorados (no sentido de melhor representarem a realidade) através da utilização de um maior número de variáveis a serem consideradas, e não tanto por um rigorismo numérico.

O sistema de penalização considera circunstâncias agravantes de inúmeras variáveis interagindo "negativamente" (causando maior contaminação) no meio, obedecendo a hierarquia pré-estabelecida.

Toma-se como exemplo o quadro 2, onde a variável x1 é hierarquicamente superior à x2.

QUADRO 2: Princípio do sistema de auto-penalização

x1	x2	total
b = 0	b = 0	0
	m = 1	1
	a = 2	2
m = 4	b = 0	4
	m = 2	6
	a = 4	8
a = 8	b = 0	8
	m = 3	11
	a = 6	14

Inicia-se atribuindo um valor para “m” da coluna x2, por exemplo, o valor 1. Partindo-se da coluna x2, adiciona-se o valor 1 a “m” sempre que x1 (coluna hierarquicamente imediatamente superior) muda de classe. Ao se chegar no último valor de “m” da coluna x2, acrescenta-se o valor 1, determinando-se o valor de “m” inicial da coluna x1.

O valor “a”, em uma mesma coluna, corresponde a “m.2”.

O valor “b” corresponde a zero.

O valor total corresponde à soma dos valores em uma mesma linha.

Quando existem duas variáveis em um mesmo nível hierárquico, com três classes cada uma, obtém-se novos valores, “ma” e “2a”, conforme pode ser visto no quadro 3.

QUADRO 3: Obtenção de 5 classes para duas variáveis de um mesmo nível hierárquico (valores atribuídos às classes em magenta, considerando o valor de $m = 1$)

x1	x2	b 0	m 1	a 2
↓	↓	b 0	m 1	a 2
		m 1	2m 2	ma 3
		a 2	ma 3	2a 4

A inclusão de mais variáveis para um mesmo nível é possível através da formação de inúmeras combinações que devem obedecer a estrutura hierárquica do sistema em estudo.

Assim, deve-se aplicar uma grade de penalidade para as unidades de vulnerabilidade e outra para as unidades antrópicas, resultando em um valor para cada unidade de risco componente da bacia hidrográfica.

Quanto à etapa de delimitação das classes b , m e a para cada variável, esta repousa sobre pesquisas bibliográficas. Contudo, deve-se considerar que a maior parte dos estudos sobre contaminação hídrica por agrotóxicos tem sido realizados em condições outras que não as tropicais; há necessidade, portanto, de reconhecer o contexto no qual se deseja avaliar os riscos

de contaminação, tentando adaptar estudos já desenvolvidos às condições onde o método de avaliação deve ser aplicado. Avaliar os riscos de contaminação hídrica por agrotóxicos, portanto, vincula-se ao reconhecimento de um contexto de ocorrência do processo de contaminação, sendo que as variáveis e seus respectivos limites de classe devem ser adaptados e hierarquizados conforme o local onde o modelo é aplicado.

3.4 UNIDADES DE RISCO

Neste item são descritas as variáveis que definem as unidades de vulnerabilidade e as unidades antrópicas, estabelecendo-se os limites de classe de cada variável, bem como a hierarquia entre as variáveis. A combinação de ambas as unidades, ocorrentes em um mesmo espaço, cada uma com seu respectivo valor, define as unidades de risco.

O sistema estudado é a microbacia hidrográfica, com no máximo 200 km², composta por unidades espaciais. As variáveis escolhidas, portanto, devem ser condizentes e mensuráveis nesta escala. Por isso, variáveis climáticas (como pluviosidade e intensidade das chuvas) não são representadas cartograficamente, não entrando na análise como discriminatórias.

A escala de estudo (1:50.000) não permite, da mesma forma, identificar práticas agrícolas ao nível de propriedade rural que possam diminuir os riscos de escoamento superficial ou erosão do solo (práticas de conservação da água e do solo, como construção de terraços, de cordões vegetados, utilização de cobertura verde).

Variáveis climáticas e as práticas agrícolas utilizadas para uma mesma cultura são consideradas homogêneas para toda a área de estudo, devendo servir de suporte para a interpretação dos dados finais obtidos na carta de riscos de contaminação hídrica.

3.4.1 Unidades de Vulnerabilidade

Com base no processo de contaminação hídrica por agrotóxicos e em estudos realizados, as variáveis consideradas para a definição das unidades de vulnerabilidade são: distância do local de aplicação ao curso d'água mais próximo; declividade; tipo de solo.

3.4.1.1 Variáveis consideradas e delimitação das classes

A) Distância ao curso d'água

Esta variável está diretamente associada ao percurso do agrotóxico, do local de aplicação ao curso d'água permanente mais próximo, sendo maior a probabilidade de contaminação quanto menor for a distância.

Os limites de cada classe são propostos arbitrariamente no quadro 5, uma vez que se desconhece, para as condições tropicais e subtropicais, trabalhos específicos a respeito da distância entre local de aplicação e curso d'água coletor.

B) Declividade

A declividade do terreno influencia diretamente a distribuição da água, na superfície do solo, entre parte infiltrada e parte escoada superficialmente. A declividade possibilita o desenvolvimento de processos erosivos, pois condiciona a energia cinética transferida da precipitação aos fluxos d'água superficiais, referindo-se à atuação da componente lateral no escoamento, junto à força gravitacional; quanto maior a declividade, maior esta componente, menor o volume infiltrado e maior o escoamento superficial. Neste sentido, esta variável diz respeito principalmente à possibilidade de contaminação dos recursos hídricos superficiais.

Os limites de classe são definidos no quadro 5, tomando-se por base as classes de declividade definidas por BELTRAME (1994) e por UBERTI et al (1991) no sistema de classificação de aptidão de uso das terras adaptado às condições de Santa Catarina, onde estas classes estão relacionadas à suscetibilidade à erosão em função da declividade da área.

C) Tipo de solo

Várias são as características do solo que influenciam o comportamento dos agrotóxicos no meio, seja através da determinação do tipo de reações que podem ocorrer entre as partículas deste e os agrotóxicos, seja pelas características que afetam a infiltração e percolação da água no solo ou a sua suscetibilidade à erosão.

Quanto ao solo, portanto, são avaliados:

- *o teor de matéria orgânica*, em função da sua importância quanto às reações de adsorção entre esta e os agrotóxicos; neste sentido, quanto maior o teor de matéria orgânica (particularmente no horizonte superficial), menor a disponibilidade dos agrotóxicos e, conseqüentemente, menor o risco de contaminação das águas superficiais e lençóis freáticos;

- a *infiltração e a percolação da água ao longo perfil pedológico*⁴³, que afetam, juntamente com a declividade, a proporção de água infiltrada e a proporção escoada superficialmente. A diferenciação dos solos quanto à infiltração e à percolação é feita considerando-se características gerais do perfil do solo, sendo as de maior interesse as que dizem respeito:

- à textura do solo: em geral, quanto mais grosseira a textura, maior a infiltração, acentuando os processos convectivos no interior do solo e a lixiviação de agrotóxicos disponíveis, aumentando a possibilidade de contaminação dos lençóis freáticos, principalmente quando os níveis de matéria orgânica do solo são baixos; por outro lado, quanto maior a proporção granulométrica de argila e silte, maior o escoamento superficial e a possibilidade de erosão desses materiais finos, ocorrendo frequentemente o selamento superficial, diminuindo a taxa de infiltração da água no solo (SIMON, 1995a; BAUME, 1996a);

- à presença de gradiente textural, que implica numa redução da velocidade de percolação da água ao longo do perfil em função da diminuição da permeabilidade no horizonte textural, diminuindo assim a taxa de infiltração, favorecendo então o escoamento superficial;

- ao desenvolvimento do solo, pois solos pouco desenvolvidos, como o glei, solos litólicos ou areias quartzosas, favorecem os processos de contaminação hídrica por agrotóxicos (quadro 4a).

- a *erodibilidade*, que expressa a suscetibilidade do solo à erosão, pois, sob iguais condições de declividade, cobertura vegetal e intensidade de precipitação, algumas classes de solos são mais facilmente erodidas que outras; quanto maior a possibilidade de erosão, maior a possibilidade de contaminação das águas superficiais por agrotóxicos adsorvidos aos materiais sólidos removidos. A erodibilidade do solo corresponde ao fator K utilizado na Equação Universal de Perdas de Solo⁴⁴ (WISCHMEYER et al⁴⁵, citados por PUNDEK, 1994), sendo que

⁴³ Perfil pedológico é a seção vertical do solo que, partindo da superfície, aprofunda-se até onde atua o intemperismo, mostrando, na maioria das vezes, vários horizontes. Os horizontes correspondem a camadas do solo, aproximadamente paralelas à sua superfície, diferenciados quanto à textura, à cor, à estrutura, à atividade biológica (VIEIRA & VIEIRA, 1983).

⁴⁴ A perda de solos é expressa pela equação: $A = R.K.L.S.C.P$, onde A: perda de solo ($t.ha^{-1}.ano^{-1}$), R: fator chuva (erosividade), K: fator solo (erodibilidade), L: fator comprimento de rampa, S: fator declividade, C: fator uso e manejo do solo, P: fator práticas conservacionistas de suporte. A equação não é utilizada integralmente neste trabalho porque envolve, ao mesmo tempo, fatores naturais (incluindo erosividade das chuvas, variável aqui considerada não discriminatória) e a ação antrópica (fatores C e P). No entanto, a equação contribui para reflexões sobre os fatores que afetam a erosão e, conseqüentemente, a possibilidade de contaminação hídrica por agrotóxicos.

⁴⁵ WISCHMEYER, W. H.; JOHNSON, C. B.; CROSS, B. V. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. *Journal of Soil and Water Conservation*, Ankeny, IA, v.26, n.5, p.189-193, sept./oct. 1971.

os valores para cada classe de solo são encontrados em literatura especializada em estudos sobre erosão.

Considerando que o coeficiente K é obtido empiricamente (com auxílio de parcelas com 22 metros de comprimento e 9% de declive, preparadas morro abaixo e mantidas permanentemente sem cobertura vegetal ou rugosidade superficial, segundo PUNDEK, 1994) e que os resultados (valores de erodibilidade para diferentes tipos de solo) estão associados às características do solo, pode-se pressupor que, indiretamente, solos que apresentam maior erodibilidade propiciam maior escoamento superficial, portanto maior erosão; ou seja, de certa forma, solos que favorecem o escoamento superficial também sofrem mais erosão. Neste sentido, é possível avaliar, qualitativamente, quais solos propiciam maior escoamento superficial através do qual agrotóxicos solubilizados são transportados até as águas superficiais (quadro 4a).

Observações específicas, porém, devem ser feitas em relação aos solos pouco desenvolvidos. No caso das areias quartzosas, apesar da erodibilidade estar delimitada na classe de risco médio ("m", quadro 4a), estas favorecem, pela textura grosseira, a lixiviação de compostos no solo, incluindo agrotóxicos, contaminando lençóis freáticos; portanto, quanto à classificação no quadro 4a (que não considera o teor de matéria orgânica), areias quartzosas correspondem ao risco "a" (alto). Em função da possível proximidade do lençol freático, no caso de areais quartzosas hidromórficas, o nível passa a ser elevado ("e"). A mesma proximidade do lençol freático é considerada no caso de solos do tipo glei, que são hidromórficos, classificando-os como risco "e". Os solos litólicos, apesar de serem classificados como "a" quanto à suscetibilidade à erosão, passam a ser classificados como "e" devido ao favorecimento do escoamento superficial, uma vez que são solos rasos, com pouca infiltração d'água.

No quadro 4b é apresentada a separação dos tipos de solo quanto às classes "b", "m", "a" e "e" em função do teor de matéria orgânica do horizonte superficial, ou seja, no quadro 4b as classes originais do quadro 4a são compensadas em função de teor de matéria orgânica do solo, sendo que quanto maior o teor, mais as classes decaem de nível (por exemplo, a areia quartzosa, inicialmente na classe "a", passa para a classe "m" quando apresenta entre 3,5% e 6,5% de matéria orgânica). Isto se deve à importância dada ao teor de matéria orgânica do solo nos estudos sobre a contaminação hídrica por agrotóxicos.

QUADRO 4: Classificação dos solos quanto aos riscos de contaminação hídrica por agrotóxicos:

4a: considerando características de erodibilidade e escoamento superficial da água

Tipo de solo (*)	Classificação de risco (**)	Erodibilidade	
		valor (*)	classe(***)
Com horizonte B latossólico:	b		
latossolo bruno		0,014	b
latossolo bruno intermediário a latossolo roxo		0,015	b
latossolo vermelho-escuro		0,018	b
latossolo vermelho-amarelo		0,018	b
Com horizonte B textural:	m ou a		
terras estruturadas	m		
terra bruna estruturada		0,019	m
terra vermelha-brunada estruturada		0,025	m
terra bruna estruturada intermediária a terra roxa estruturada		0,021	m
terra roxa estruturada		0,023	m
brunizéns	m	0,036	m
podzólicos	a		
podzólico vermelho-amarelo		0,037	a
podzólico bruno-acizentado		0,039	a
Com horizonte B incipiente:	m		
cambissolo bruno		0,035	m
cambissolo		0,036	m
Solos pouco desenvolvidos:	a ou e		
areia quartzosa	a	0,023	m
areia quartzosa hidromórfica	e	-	-
glei		-	-
solos litólicos		0,045	a

* Segundo PUNDEK (1994); principais solos ocorrentes em Santa Catarina

** Classes de risco baixo (b), médio (m), alto (a) ou muito elevado (e)

** limites de classe para erodibilidade: $b < 0,019 \leq m \leq 0,036 < a$

4b: considerando o teor de matéria orgânica do horizonte superficial

Classificação do quadro 4a	Teor de matéria orgânica (%)(*)		
	< 3,5	3,5 a 6,5	> 6,5
b	b	b	b
m	m	b	b
a	a	m	b
e	e	a	m

* Valores baseados em SIMON (1995a), que considera que para teores de matéria orgânica superiores a 6,5%, os agrotóxicos encontram-se imobilizados.

QUADRO 5: Delimitação das classes “b”, “m”, “a” e “e” das variáveis consideradas para a obtenção das unidades de vulnerabilidade

classe	distância ao curso d'água (m)	declividade (%)	solo
b	> 200	< 8	ver quadros 4a e 4b
m	100 a 200	8 a 20	
a	< 100	21 a 45	
e		> 45	

3.4.1.2 Hierarquização e grade de penalidade

Nesta proposta de avaliação de riscos de contaminação de recursos hídricos por agrotóxicos, são considerados dois níveis hierárquicos para determinação das unidades de vulnerabilidade:

1º nível: distância ao curso d'água mais próximo e declividade

2º nível: tipo de solo

Nota-se, portanto, que a importância maior é dada à contaminação de águas superficiais, pois as variáveis consideradas de maior importância (1º nível hierárquico) dizem respeito principalmente à possibilidade dos agrotóxicos atingirem estas águas por escoamento superficial, isto porque, segundo HANN & ZWERMAN (1978), apesar da concentração de agrotóxicos ser maior junto às partículas sólidas que sofrem erosão em comparação à água de escoamento, o volume de água escoada é bem maior que o volume de sólidos removidos, fazendo com que o escoamento superficial seja a principal via de contaminação de recursos hídricos.

A partir desta definição, é possível montar a grade de penalidade para as unidades de vulnerabilidade conforme o método de hierarquização e notificação anteriormente citado (item 3.3).

Considerando que o 1º nível hierárquico possui 2 variáveis, uma com 3 classes e outra com 4 classes, obtém-se 6 classes conforme mostram os quadros abaixo (6 e 6a).

QUADRO 6: Obtenção de 6 classes para o 1º nível hierárquico das unidades de vulnerabilidade.

		declividade			
		b < 8%	m 8 a 20%	a 21 a 45%	e > 45%
distância	b > 200 m	b	m	a	e
	m 100 a 200 m	m	2m = a	ma = e	me = 2a
	a < 100 m	a	ma = e	2a	ae

6a: considerando $b = 0$, $m = 1$, $a = 2.m$, $e = 3.m$ (ou $m + a$)

		declividade			
		b 0 < 8%	m 1 8 a 20%	a 2 21 a 45%	e 3 > 45%
distância	b 0 > 200 m	0	1	2	3
	m 1 100 a 200 m	1	2	3	4
	a 2 < 100 m	2	3	4	5

Definidas as 6 classes do 1º nível hierárquico [$b (=0)$; $m (=1)$; $a (=2)$; $e (=3)$; $2a (=4)$; $ae (=5)$], e com as 4 classes do 2º nível hierárquico, calcula-se a grade de penalidade (quadro 7).

A partir desta grade, é possível identificar duas condições teóricas extremas:

- a de valor 0 (zero), onde todas as variáveis implicam em baixo risco de contaminação (declividade < 8%; distância ao curso d'água > 200m; solo com baixo risco de contaminação);
- a de valor 53, onde todas as variáveis possuem o risco máximo de contaminação (declividade > 45%; distância ao curso d'água < 100m; solo com elevado risco de contaminação).

Os demais valores acusam situações intermediárias entre estes extremos, sendo que quanto maior o valor total da unidade de vulnerabilidade, maiores são os riscos intrínsecos ao

meio, naquele espaço (unidade espacial), que influem na contaminação dos recursos hídricos por agrotóxicos.

QUADRO 7: Grade de penalidade para as unidades de vulnerabilidade.

1º nível hierárquico		2º nível hierárquico		total soma
classe	valor	classe	valor	
b	0	b	0	0
		m	1	1
		a	2	2
		e	3	3
m	7	b	0	7
		m	2	9
		a	4	11
		e	6	13
a	14	b	0	14
		m	3	17
		a	6	20
		e	9	23
e = ma	21	b	0	21
		m	4	25
		a	8	29
		e	12	33
2a = me	28	b	0	28
		m	5	33
		a	10	38
		e	15	43
ea	35	b	0	35
		m	6	41
		a	12	47
		e	18	53

3.4.2 Unidades Antrópicas

Além das características intrínsecas ao meio, há o homem atuando sobre este meio; esta ação é determinante na possibilidade de contaminação através da opção e utilização dos agrotóxicos, cujas características são essenciais no processo de contaminação ambiental. As unidades antrópicas, portanto, visam mostrar, através do uso do solo, os locais onde são aplicados os agrotóxicos. Logo, estas unidades são definidas a partir de uma classificação do uso do solo à qual são associadas informações sobre os produtos utilizados. Estas informações correspondem a coeficientes técnicos para os agrotóxicos que, apesar de criticados devido às condições em que são determinados⁴⁶, fornecem indicações sobre seu comportamento no ambiente através de sua toxidez, sua persistência, sua capacidade de adsorção às partículas do solo, particularmente à matéria orgânica, sua solubilidade.

3.4.2.1 Variáveis consideradas e delimitação das classes

As características dos agrotóxicos consideradas como variáveis para a avaliação de riscos são: Koc, solubilidade, persistência, toxicidade.

A) Koc

O coeficiente de adsorção à matéria orgânica, Koc, representa a afinidade que os agrotóxicos possuem pelas superfícies reativas do solo, principalmente pela matéria orgânica.

B) Solubilidade

A solubilidade expressa a possibilidade de dissolução dos agrotóxicos, seja na água de escoamento superficial, seja na água do solo (podendo então estes compostos sofrerem lixiviação), atingindo, quanto maior a solubilidade, mais rapidamente as águas superficiais ou lençóis freáticos.

C) DT50

A persistência do agrotóxico no ambiente pode ser avaliada segundo sua meia-vida (DT50) que expressa o tempo necessário para a degradação de 50% da quantidade inicial do produto aplicado; produtos com maior meia-vida apresentam maiores riscos de poluírem as águas superficiais e subterrâneas que outros com meia-vida mais curta.

⁴⁶ Conforme pode ser observado em LANGENBACH (1989); SANTA CATARINA (1985b); RIVOIRE (1993).

D) Toxicidade

A toxicidade de um agrotóxico é expressa por sua classe toxicológica, a qual é determinada em função de vários testes laboratoriais⁴⁷, indicando riscos maiores ou menores que o produto apresenta ao ambiente⁴⁸.

A toxicidade corresponde à variável de avaliação da gravidade dos efeitos que podem ser gerados pela exposição aos agrotóxicos, necessária à avaliação de riscos.

Os limites da classe para cada variável são apresentados no quadro 8.

QUADRO 8: Delimitação das classes “b”, “m”, “a” e “e” das variáveis consideradas para a obtenção das unidades antrópicas.

classe	DT50* (dias)	toxicidade (classe toxic.)	solubilidade** (mg/l)	Koc*** (cm ³ /g)
b	< 8	IV	< 10	> 500
m	8 a 30	III	10 a 200	75 a 500
a	> 30	II	> 200	< 75
e	-	I	-	-

* Valores baseados em SIMON (1995a)

** Valores baseados em WAUCHOPE (1978)

*** Valores baseados em HOLLIS citado por SIMON (1995a)

3.4.2.2 Hierarquização e grade de penalidade

Para a elaboração da grade de penalidade das unidades antrópicas, são considerados os seguintes níveis hierárquicos com as respectivas variáveis:

1º nível: DT50 e toxicidade

2º nível: Koc e solubilidade

⁴⁷ A classificação toxicológica do agrotóxico é definida em função da DL₅₀ oral e dérmica para ratos albinos, das lesões oculares e dérmicas provocadas em coelhos albinos e de propriedades carcinogênicas, teratogênicas, mutagênicas e efeitos tóxicos à reprodução de ratos albinos. DL₅₀: dose letal para 50% da população testada, expressa em mg/kg de peso corpóreo (SANTA CATARINA, 1985b).

⁴⁸ A pergunta que persiste é: qual a real relação entre as observações realizadas em laboratório sobre os animais testados e os riscos aos organismos vivos que compõem o ambiente, e, ao final da cadeia trófica, ao homem? Reflexão semelhante pode ser feita no que se refere à persistência do produto, às observações experimentais e à condição natural de degradação.

São consideradas como variáveis de maior importância para avaliação dos riscos de contaminação de recursos hídricos por agrotóxicos a persistência do produto no ambiente e a sua toxicidade (que expressa o “grau” de contaminação, ou seja, o “perigo” decorrente da presença do produto no ambiente). Os valores de Koc e solubilidade estão em níveis hierárquicos inferiores porque, no caso de episódios de chuvas intensas, a contaminação ocorre independentemente destes valores, uma vez que tanto os agrotóxicos dissolvidos quanto os adsorvidos são transportados nestas ocasiões.

Com os limites de classe apresentados no quadro 8, obtém-se 6 classes para o 1º nível hierárquico e 5 classes para o 2º nível, que podem ser visualizadas nas tabelas 9a e 9b, respectivamente.

QUADRO 9: Obtenção das classes de risco para diferentes níveis hierárquicos das unidades antrópicas.

9a: 1º nível hierárquico - 6 classes

		Toxicidade (classe toxicológica)			
		b IV	m III	a II	e I
DT50 (dias)	b < 8	b	m	a	e
	m 8 a 30	m	2m = a	ma = e	me = 2a
	a > 30	a	ma = e	2a	ae

9b: 2º nível hierárquico - 5 classes

		Koc (cm ³ /g)		
		b > 500	m 500 a 75	a < 75
solubilidade (mg/l)	b < 10	b	m	a
	m 10 a 200	m	2m = a	ma = e
	a > 200	a	ma = e	2a

Tomando-se o quadro 9b, por exemplo, observa-se que um agrotóxico com adsorção mediana (“m”) e com uma solubilidade mediana (“m”), apresenta o mesmo risco que outro com adsorção baixa (risco alto “a”) e solubilidade baixa.

Definidas as classes para cada nível hierárquico, calcula-se a grade de penalidade (quadro 10).

Através da grade de penalidade para as unidades antrópicas, observa-se dois casos teóricos extremos:

- agrotóxico com valor 0 (zero), representando o risco mínimo de contaminação: pouca persistência ($DT_{50} < 8$ dias), baixa toxicidade (classe toxicológica V), elevada adsorção à matéria orgânica ($K_{oc} > 500 \text{ cm}^3/\text{g}$) e baixa solubilidade ($< 10 \text{ mg/l}$);

- agrotóxico com valor 59, representando o risco máximo de contaminação: elevada persistência ($DT_{50} > 30$ dias), elevada toxicidade (classe toxicológica I), baixa adsorção à matéria orgânica ($K_{oc} < 75 \text{ cm}^3/\text{g}$) e elevada solubilidade ($> 200 \text{ mg/l}$).

Na atividade agrícola raramente apenas um agrotóxico é utilizado durante o ciclo da cultura. Considerando que a proposta de avaliação de contaminação de recursos hídricos visa computar todos os agrotóxicos utilizados em uma área durante o ano agrícola, faz-se necessário multiplicar o valor obtido para cada agrotóxico pelo número de vezes que este é aplicado, somando-se no final, para obtenção do valor total de cada unidade antrópica, os valores de todos os agrotóxicos aplicados. Portanto, o valor da unidade antrópica corresponde ao somatório de todos os agrotóxicos aplicados na unidade multiplicado pelo número de vezes que cada um foi aplicado:

$$\text{unidade antrópica} = \sum (\text{valor do agrotóxico} \cdot \text{número de aplicações})$$

Para isto, necessita-se conhecer as práticas agrícolas de cada cultura, bem como as rotações de cultura comuns na área de estudo, o que deve ser investigado junto aos produtores rurais.

QUADRO 10: Grade de penalidade para as unidades antrópicas

1º nível hierárquico		2º nível hierárquico		total soma
classe	valor	classe	valor	
b	0	b	0	0
		m	1	1
		a	2	2
		e	3	3
		2a	4	4
m	7	b	0	7
		m	2	9
		a	4	11
		e	6	13
		2a	8	15
a	14	b	0	14
		m	3	17
		a	6	20
		e	9	23
		2a	12	26
e = ma	21	b	0	21
		m	4	25
		a	8	29
		e	12	33
		2a	16	37
2a = me	28	b	0	28
		m	5	33
		a	10	38
		e	15	43
		2a	20	48
ea	35	b	0	35
		m	6	41
		a	12	47
		e	18	53
		2a	24	59

3.4.3 Unidades de risco

As unidades de risco são definidas a partir das unidades de vulnerabilidade e da ação antrópica, sendo identificadas pela expressão:

$V(x)A(y)$ onde: V = vulnerabilidade

x = valor da vulnerabilidade (calculada pela grade de penalidade das unidades de vulnerabilidade)

A = ação antrópica

y = valor da unidade antrópica (calculada pela grade de penalidade das unidades antrópicas)

Para as unidades onde não são aplicados agrotóxicos, o risco corresponde somente à vulnerabilidade do meio, sendo expresso por $V(x)A(0)$.

3.5 CARTOGRAFIA DE RISCOS

Para definição das unidades de risco devem ser elaboradas duas cartas temáticas, uma de unidades de vulnerabilidade, outra de unidades antrópicas, as quais são cruzadas para determinação do risco.

Cada unidade espacial, de vulnerabilidade ou antrópica, tem associado um banco de dados, com os valores respectivos de cada variável analisada e os valores correspondentes das grades de penalização. Além disso deve possuir suas coordenadas geográficas precisas, definidas por vetores resultantes do cruzamento dos PIs referentes a cada variável espacializada.

Para obtenção da carta final de riscos, procede-se conforme segue: (figura 11)

- primeiramente, com base em dados existentes (mapas, relatórios, bibliografia diversa) e com auxílio de trabalho de campo e de foteointerpretação, é elaborado um PI para cada variável⁴⁹ necessária ao estudo, apresentando as classes conforme os limites especificados anteriormente;

- após, os PIs previamente elaborados são repassados para o computador por digitalização ou scannerização com auxílio de programas específicos para estas atividades;

- através de programas adequados (SIG's), os PIs são cruzados, obtendo-se num mapa temático as unidades de vulnerabilidade, e no outro, as unidades antrópicas, sendo que cada unidade de cada mapa temático apresentará seu valor de penalidade correspondente;

⁴⁹ Para as unidades de vulnerabilidade: declividade, distância ao curso d'água mais próximo, tipo de solo; para as unidades antrópicas: carta de uso do solo.

- os dois mapas são então cruzados para obtenção das unidades de risco.

A fim de evitar um número muito elevado de classes tanto no mapa de vulnerabilidade quanto no de ação antrópica, o que resultaria em um número ainda maior de classes de risco (obtidos pela combinação dos diversos valores que as originam), é possível reclassificar os mapas de vulnerabilidade e de ação antrópica; por exemplo, pode-se considerar apenas 3 classes finais de vulnerabilidade: vulnerabilidade baixa, incluindo as unidades com valores entre 0 e 20; vulnerabilidade mediana, incluindo as unidades com valores entre 20 e 40; e vulnerabilidade elevada, incluindo as unidades com valores entre 40 e 53. A necessidade deste agrupamento em novas classes deve ser avaliada por ocasião do desenvolvimento do trabalho de aplicação desta proposta de avaliação de riscos de contaminação hídrica por agrotóxicos.

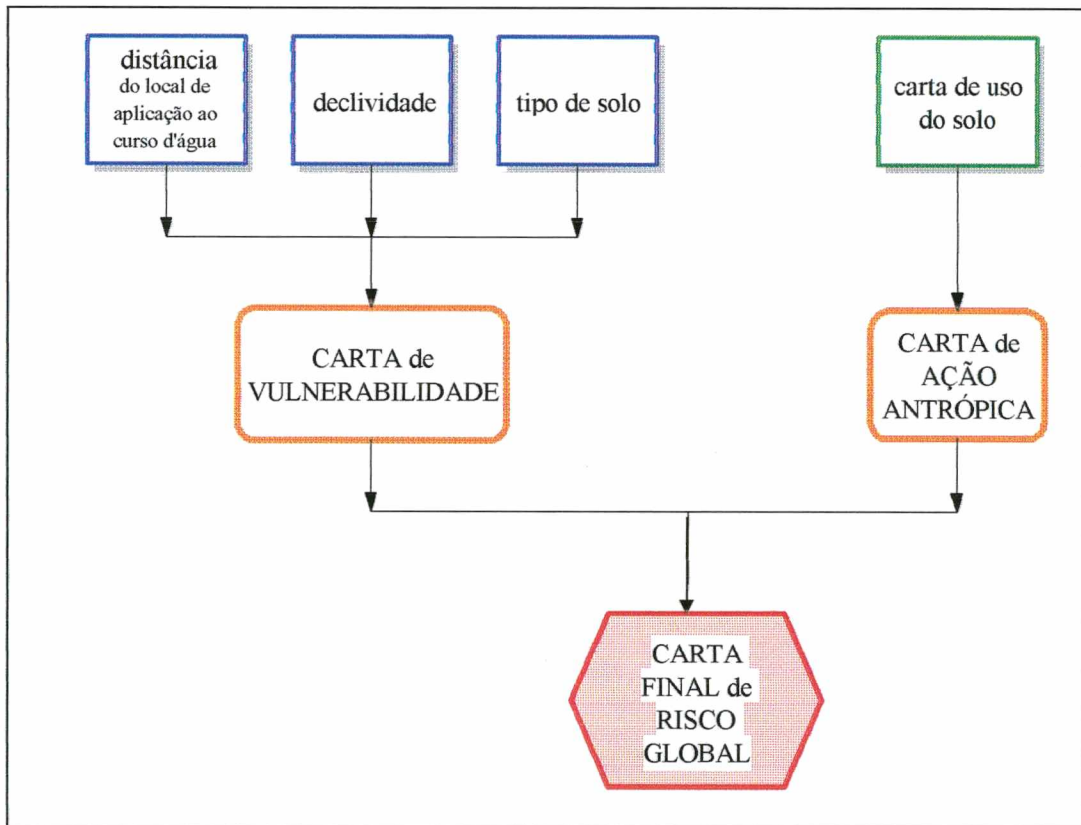


FIGURA 11: A carta final de riscos é obtida a partir do cruzamento das cartas de vulnerabilidade (obtida a partir do cruzamento das cartas de distância do local de aplicação ao curso d'água mais próximo, de declividade e de solos, cada uma representando um PI) e de ação antrópica (elaborada a partir da carta de uso do solo).

Para cada uma das unidades de risco é associada a expressão $V(x)A(y)$, permitindo assim identificar se o risco é definido predominantemente pelo meio (função da vulnerabilidade) ou pela ação antrópica (pelos agrotóxicos utilizados).

Na carta final de riscos, o valor das unidades de risco (risco global) definem as cores de representação da unidade, isto é, as manchas obtidas são representadas em diferentes cores e tonalidades, segundo os diferentes riscos, expressando-os espacialmente.

A carta de riscos deve ser acompanhada de textos interpretativos, onde são considerados aspectos climáticos e sociais obtidos no estudo. Quanto aos aspectos climáticos, devem ser ressaltados a erosividade, a precipitação total, o balanço hídrico para a região, consideradas homogêneas para toda a microbacia.⁵⁰

⁵⁰ O índice de erosividade representa o potencial da chuva para provocar erosão, apresentando uma relação direta com a energia cinética da precipitação e sua intensidade máxima em 30 minutos, calculado para um período de 22 anos (PUNDEK, 1994). A importância das precipitações (intensidade e volume) sobre o processo de contaminação ambiental por agrotóxicos está diretamente ligada à promoção do escoamento superficial e de processos de erosão acelerada. Através do balanço hídrico observam-se os períodos e volume de excedente pluviométrico em um determinado local, indicando os meses onde os fenômenos de infiltração de água no solo ou escoamento superficial podem ser maiores, facilitando o transporte de agrotóxicos até as águas superficiais ou profundas.

CAPÍTULO 4: ESTUDO DE CASO - A MICROBACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO DA GARUVA

4.1. A ÁREA DE ESTUDO

4.1.1. Santa Catarina, região Sul Catarinense e o consumo de agrotóxicos

Em 1984 foram consumidas 125 mil toneladas de agrotóxicos no Brasil, sendo que Santa Catarina utilizou 4,9% deste total (SPADOTTO et al, 1996). Este elevado consumo leva VEIGA et al (1994a, p. 88) a afirmarem que no Estado de Santa Catarina todas as regiões apresentam

"um potencial de poluição dos mananciais por agrotóxicos. Há alguns casos críticos, como o arroz irrigado, o fumo e a olericultura, onde a contaminação é praticamente direta. Nas demais culturas o maior problema consiste na falta de local apropriado para descarte do lixo tóxico e para abastecimento dos pulverizadores, que muitas vezes é feito diretamente nos riachos."

Exemplos disto são ilustrados por reportagens de jornais que falam de intoxicações humanas e de contaminação ambiental devido ao uso de agrotóxicos na região do vale do Itajaí (PINHEIRO, 1995; SANTOS, 1995; BASTOS, 1997).

O Ministério do Trabalho revelou em 1988 que 75% dos agricultores do município de Massaranduba apresentavam resíduos de agrotóxicos no sangue, sendo que para 20% as análises superavam os limites definidos por organizações de saúde (PINHEIRO, 1995). Segundo Elmo Piazza Branco, extensionista da EPAGRI, a cultura do arroz irrigado é a que mais expõe os agricultores aos perigos de intoxicação (SANTOS, 1995). Santos acrescenta que na localidade de Gasparinho, município de Gaspar, quase semanalmente um produtor de arroz necessitava de cuidados médicos por causa do contato com agrotóxicos.

BASTOS (1997) afirma que "uma epidemia silenciosa provocada pelo indiscriminado uso de agrotóxicos está matando os catarinenses. (...) O ano de 1996 despediu-se com uma trágica estatística a cada mês uma pessoa morre vítima desses produtos", e ressalta (p. 40):

"Os números não traduzem a dimensão da tragédia. Existem casos não detectados devido a falhas no diagnóstico médico e nas notificações. A falta de estatísticas precisas decorre também dos efeitos cumulativos no organismo. Algumas doenças surgem com o passar dos anos."

Além disso, a autora cita que “um dos efeitos colaterais dos venenos é a depressão”, associando casos de suicídios com o uso de agrotóxicos (principalmente os aplicados em lavouras de fumo) nas regiões de Rio do Sul, Chapecó e São Miguel D'Oeste, e relata casos de mortes no Alto Vale do Itajaí.

A região sul catarinense não foge a esta realidade. Ocupando uma área de aproximadamente 9500 km², o sul do Estado é caracterizado historicamente pela presença da indústria carbonífera e demais atividades que esta favoreceu, bem como pela importante produção agropecuária, destacando-se na produção de arroz, fumo, mandioca e banana. Nos últimos anos, a produção de arroz foi de aproximadamente 327 mil toneladas por safra, e de fumo, 60 mil toneladas (INSTITUTO CEPA, 1997). Isto tem levado a região a se tornar foco de atenção quanto à poluição ambiental por agrotóxicos.

Segundo SANTOS (1992), em trabalho realizado pela FATMA sobre os aspectos ambientais do sistema lagunar Santo Antônio, Imaruí e Mirim, são ressaltados os agrotóxicos como poluentes encontrados, amplamente utilizados nas lavouras da região, os quais depositam-se principalmente na zona superficial do solo, sendo que o principal mecanismo de contaminação da água é a erosão das terras agrícolas. A região de Congonhas, no Banhado da Estiva dos Pregos, em Tubarão, apresenta altas concentrações de níquel, cobre, alumínio, cobalto, ferro, manganês e mercúrio, o que pode estar associado ao intenso cultivo de arroz e utilização de agrotóxicos no local.

Em 1994 o fornecimento de água pela Casan no município de Imbituba foi suspenso por mais de 24 horas. A medida foi tomada depois que exames realizados na água utilizada pela população, que é proveniente do rio Duna, indicaram índices 12 vezes maiores de agrotóxicos do que é permitido por lei, sendo que nas margens do rio existem muitas plantações de arroz que podem ter causado a contaminação (DIÁRIO CATARINENSE, 1994a e 1994b).

Em 1995, entrevistas com agricultores no município de Gravatal⁵¹ revelaram inúmeros casos de intoxicação por Tordon (herbicida) utilizado nas pastagens. Os casos eram frequentes logo após chuvas, que carreavam o agrotóxico até mananciais de onde era captada água para consumo residencial.

⁵¹ Trabalho de campo realizado em outubro de 1995 para elaboração do diagnóstico preliminar da qualidade ambiental de Gravatal, junto às disciplinas de "Análise da Qualidade Ambiental" e "Geoprocessamento" oferecidas pelo curso de mestrado em Geografia/CFH/UFSC.

Uma estimativa baseada nas áreas de cultivo, produtos utilizados (identificados por entrevistas com agricultores e técnicos de empresas fumageiras) e recomendações de dosagem do rótulo das embalagens mostra que na região Sul do Estado foram consumidos em 1992 aproximadamente 460 toneladas de agrotóxicos na lavoura do arroz irrigado e 450 toneladas na cultura do fumo (HADLICH, 1995). Considerando que aproximadamente 5% do total aplicado atingiria as águas superficiais por escoamento superficial e erosão e 1% chegaria aos lençóis freáticos por lixiviação, obter-se-ia o dado de 27 toneladas de agrotóxicos utilizados na cultura do fumo contaminando recursos hídricos. No arroz irrigado esta proporção certamente é maior, uma vez que os produtos são aplicados diretamente na água; no caso do preparo do solo, são utilizados agrotóxicos que são “despejados” juntamente com água de irrigação diretamente nos cursos d’água após o término do preparo.

Deve-se considerar que estes produtos são despejados no ambiente em pouco tempo - durante o ciclo das culturas, entre 3 e 4 meses - e num espaço limitado - as áreas de intenso uso agrícola - ocorrendo concentração ou diluição de agrotóxicos na parte jusante das bacias hidrográficas, segundo as características climáticas, hidrológicas e de uso do solo locais.

Um estudo preliminar da qualidade ambiental em Sombrio⁵² realizado em 1994 mostrou a problemática local envolvendo a qualidade da água no município e o comprometimento dos recursos hídricos devido à elevada utilização de agrotóxicos, principalmente nas lavouras de fumo e de arroz irrigado (confirmando o exposto por PREFEITURA MUNICIPAL DE SOMBRIO, 1993).

Neste município cerca de 90% dos agricultores plantam fumo e extensas áreas de várzeas (incluindo áreas em torno da Lagoa de Sombrio) são ocupadas pela cultura do arroz irrigado; o uso de agrotóxicos é muito intenso, e raras famílias não utilizam esses produtos. Segundo o Censo Agropecuário de 1985, em 92% dos 1.594 estabelecimentos rurais recenseados em Sombrio em 1985 eram utilizados agrotóxicos, seja para a produção animal ou vegetal (INSTITUTO CEPA, 1997).

Um levantamento (acompanhado de um questionário) sobre a taxa de colinesterase no sangue junto a produtores rurais de duas comunidades do município, Sanga Negra e Morro do Cipó, foi realizado em 1992 pela EPAGRI, mostrando uma intoxicação, em maior ou menor grau,

⁵² Em novembro de 1994 foi realizado um diagnóstico ambiental preliminar dos meios rural e urbano no município de Sombrio junto à disciplina de "Análise da Qualidade Ambiental", oferecida pelo curso de mestrado em Geografia/Depto. de Geociências/CFH/UFSC; SCHEIBE & PELLERIN, 1996.

de 46% dos 142 agricultores cujo sangue foi analisado. Praticamente todos os entrevistados já tiveram sintomas de intoxicação, como dor de cabeça, tonturas e mal estar. Alguns citaram sintomas mais graves, como abalos musculares, vômitos, salivação e perda de apetite, sendo que 8% já foram hospitalizados. Apesar de 90% dos agricultores afirmarem ser perigoso trabalhar com agrotóxicos e ser necessário utilizar medidas de segurança e de proteção, 74% deles não conhece receituário agrônomo, 60% não lê o rótulo das embalagens, 89% não respeita o período de carência dos produtos e poucos tomam as precauções preconizadas para a aplicação de agrotóxicos (quadro 11) (EPAGRI/SOMBRIO, 1992).

QUADRO 11: Medidas de segurança e proteção utilizadas por 143 agricultores entrevistados em Sombrio (fonte: EPAGRI/SOMBRIO, 1992).

medida de segurança	nº de produtores	% dos entrevistados
nenhuma	29	20
observa direção do vento	62	43
usa botas	30	21
usa calça e camisa de manga comprida	19	13
lava as mãos antes de comer ou fumar	95	66
toma banho após o contato	57	40
troca e lava a roupa após o contato	66	46

Em Sombrio, preocupações quanto ao uso de agrotóxicos dizem respeito não somente à saúde dos agricultores, mas também à contaminação da Lagoa do Sombrio, sendo que o plantio de arroz irrigado em alguns pontos próximos à lagoa tem sido apontado como uma das causas desta poluição e consequente morte de moluscos, crustáceos e peixes, comprometendo atividades de subsistência e lazer de várias famílias.

A participação da agricultura nesta contaminação, porém, não pode ser resumida às lavouras de arroz locais. O processo de contaminação hídrica por agrotóxicos é difuso, e se dá principalmente através do escoamento superficial e erosão das terras agrícolas. Estes processos são favorecidos pela ausência de práticas de conservação do solo observada no município, o que é confirmado pelo Plano de Desenvolvimento Rural de Sombrio (PREFEITURA MUNICIPAL DE SOMBRIO, 1993). Em 1985 apenas 93 estabelecimentos rurais em Sombrio utilizavam alguma prática conservacionista na produção agrícola (INSTITUTO CEPA, 1997). Esta situação tem se

modificado, mesmo que lentamente, em função da ação do Governo do Estado através do Programa Microbacias que incentiva o produtor rural a trabalhar com práticas de conservação, e à ação das próprias empresas fumageiras que têm igualmente levado algumas dessas práticas para a produção do fumo.

No caso do arroz irrigado, além da utilização de agrotóxicos diretamente na água de irrigação, o próprio preparo do solo para semeadura possibilita a condução de agrotóxicos adsorvidos às partículas de argila para os rios, pois este preparo é feito com uma lâmina de água (cerca de 1.000 m³/ha) que é liberada após a formação da lama (ALTHOFF & KLEVESTON, 1996). Cabe salientar que análises feitas sobre fotos aéreas e imagens de satélite mostram claramente o assoreamento da lagoa, provocado quase que exclusivamente por sedimentos trazidos pelo rio da Laje, principal curso d'água de Sombrio, cujas nascentes situam-se nos municípios de Santa Rosa do Sul e Jacinto Machado.

Certamente não são apenas as águas da lagoa que estão comprometidas. A água distribuída pela CASAN, captada no rio da Laje logo a montante do ponto onde este desemboca na lagoa, apresenta muitos sedimentos em suspensão mesmo após tratamento⁵³, e juntamente com estes sedimentos, moléculas de agrotóxicos ou derivados adsorvidas ou simplesmente solubilizadas. Em função da má qualidade da água da CASAN (que alimenta somente parte da área urbana), grande parte da população utiliza água de ponteira, possivelmente contaminada quimicamente por agrotóxicos, particularmente no meio rural, em função do transporte vertical que estes compostos sofrem no solo.

Os problemas acima abordados relativos à qualidade da água no município de Sombrio, Extremo Sul de Santa Catarina, justificam a escolha da área objeto deste estudo de caso, que será a microbacia hidrográfica do Córrego da Garuva, um dos dois principais tributários do rio da Laje, que desemboca na Lagoa do Sombrio (figuras 12 e 13).

⁵³ Segundo depoimentos de moradores, "Tem dia que a água é barrenta. Se colocar um copo d'água de noite na pia, no outro dia de manhã tem meio centímetro de barro no fundo".

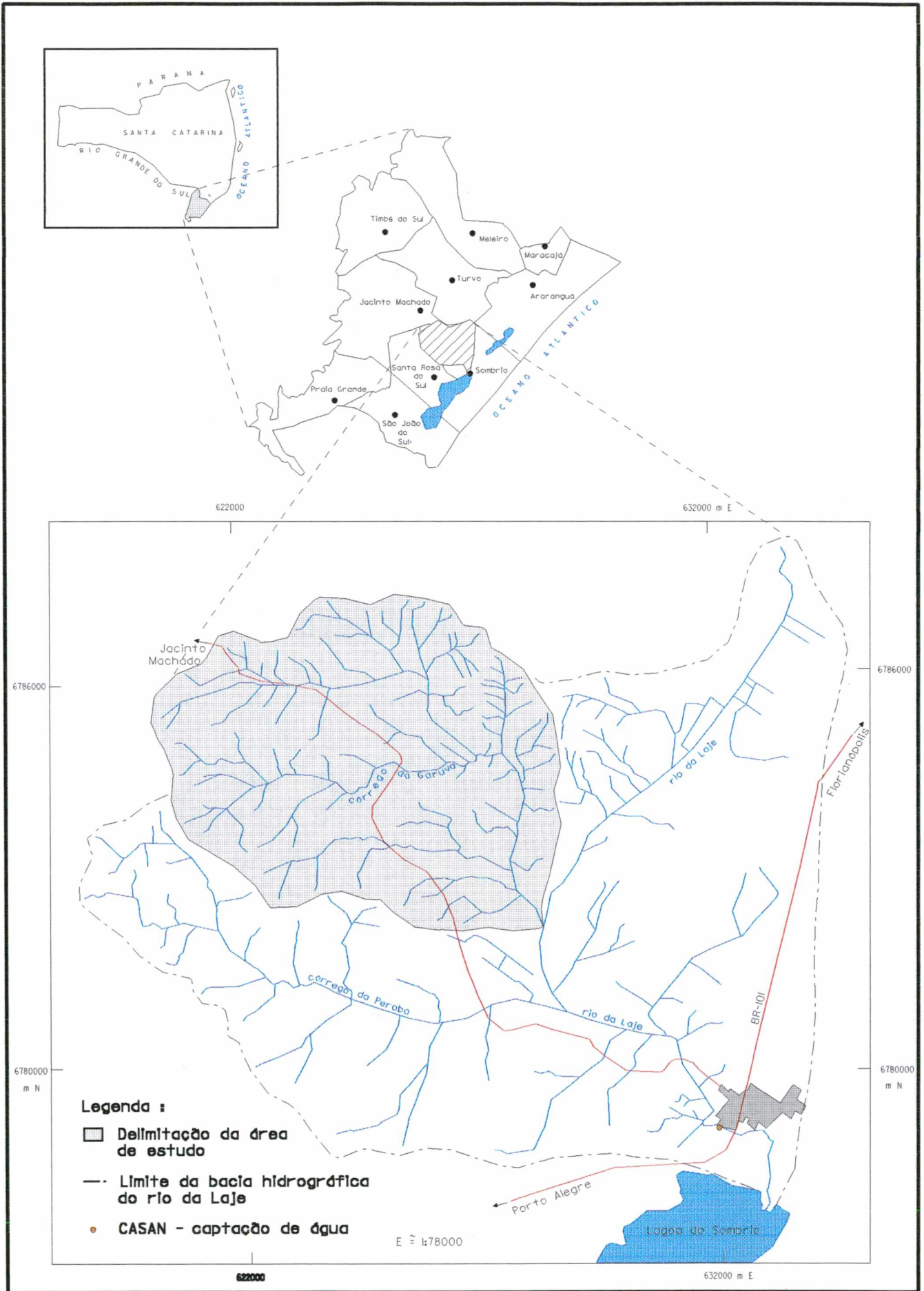


FIGURA 12: Localização da microbacia hidrográfica do córrego Garuva, município de Sombrio, Extremo Sul de Santa Catarina



FIGURA 13: Carta topográfica da microbacia hidrográfica do Córrego Garuva, Sombrio.

4.1.2 Sombrio e a microbacia hidrográfica do Córrego da Garuva

Sombrio possui uma área de 302,3 km², e uma população total residente de cerca de 22.300 habitantes, sendo que um terço desta habita a área rural do município (INSTITUTO CEPA, 1997).

O quadro 12 apresenta a produção agrícola de Sombrio e sua situação dentro da microrregião geográfica de Araranguá.

QUADRO 12: Área plantada (área) e quantidade produzida (qtt) das principais culturas: em Sombrio, na microrregião geográfica de Araranguá, e participação da produção de Sombrio na microrregião (média dos dados de 1994, 1995 e 1996; fonte: INSTITUTO CEPA, 1997)⁵⁴.

Cultura	Sombrio		Microrreg. Araranguá		particip. Sombrio (% da produção)
	área (ha)	qtt (ton)	área (ha)	qtt (ton)	
arroz (em casca)	1.120	5.200	39.500	188.000	2,8
banana*	300	1.800	8.400	5.260	34,2
feijão (em grão)	250	225	5.000	2.000	11,2
fumo (em folha)	830	1.560	9.000	18.000	8,7
mandioca**	850	12.750	5.300	67.500	18,9
milho (em grão)	950	2.000	14.000	42.000	4,8

* área destinada à colheita; quantidade produzida: mil cachos.

** área destinada à colheita.

Observa-se a importante participação de Sombrio na produção regional de banana e mandioca; quanto à área ocupada predominam as culturas do arroz irrigado, milho e fumo⁵⁵, e mandioca.

Estas culturas não são distribuídas uniformemente no município. A leste, junto ao Oceano, onde recentemente foi desmembrado de Sombrio o município de Balneário Gaivota, ocorrem sobretudo vegetação secundária, reflorestamentos de pinus e eucaliptos, pastagens e vegetação pioneira marinha, sobre areias marinhas ou dunárias. A área agrícola concentra-se nas partes norte, nordeste e oeste do município, sendo toda a bacia hidrográfica do rio da Laje intensamente cultivada (SCHEIBE & PELLERIN, 1996).

Sombrio⁵⁶ apresenta temperatura médias máxima em janeiro e fevereiro (22,8°C), e mínima em julho (14,1°C). A precipitação média anual está em torno de 1.520 mm, sendo que as chuvas mais importantes ocorrem no outono-inverno. O efeito orográfico regional indica maiores

⁵⁴ Este quadro permite obter uma visão geral da situação agrícola do município na região; porém, as áreas de plantio apresentadas são questionáveis, pois apenas na microbacia hidrográfica do Córrego Garuva, quase toda localizada em Sombrio, tem-se cerca de 1.200 hectares de fumo, valor este obtido por uma interpretação visual de uma imagem de satélite e confirmado pelo Eng^o Agr^o Carlos Mendes do Escritório Local da EPAGRI de Sombrio.

⁵⁵ É prática comum no município o plantio de milho ou feijão nas mesmas áreas de fumo, após sua colheita.

⁵⁶ Cabe lembrar que Santa Rosa do Sul emancipou-se de Sombrio em 1988; portanto, os dados climáticos referentes a Sombrio incluem, até 1988, a área que atualmente corresponde a Santa Rosa do Sul.

precipitações em direção ao interior do município, onde é importante a produção de culturas anuais.

Chuvas intensas ocorrem durante todo o ano, porém as maiores precipitações e os maiores índices de erosividade ocorrem nos meses de julho e agosto, quando o solo encontra-se descoberto (preparado para o plantio de fumo) ou pouco coberto (no início do desenvolvimento do fumo a campo), além de novembro e março. Índices de erosividade média ocorrem em outubro, dezembro e janeiro, sendo os mais baixos de abril a junho e em setembro (VEIGA et al, 1992; VEIGA et al, 1994b) (quadro 13).

QUADRO 13: Precipitação média mensal, índices de erosividade, excedente hídrico e ciclo das culturas de arroz irrigado e fumo na região de Sombrio.

Mês	precipitação (mm)	erosividade**	excedente hídrico(mm)*	produção de fumo	produção de arroz irrigado
maio	122,4	7,8	71,5	produção mudas	
junho	110,4	8,2	72,7		
julho	146,3	12,0	110,4	plantio a campo	
agosto	180,8	19,2	138,7		
setembro	103,5	7,3	52,0		preparo do solo
outubro	115,7	9,2	46,4		plantio
novembro	160,6	13,7	76,4	colheita	
dezembro	122,8	9,9	13,8		
janeiro	120,6	9,1	0,7		
fevereiro	110,7	10,3	6,9		
março	145,9	18,1	48,8		colheita
abril	80,5	5,7	12,4		

* Dados de precipitação e excedente hídrico: ORSELLI & SILVA (1988).

** Dados de erosividade das chuvas: VEIGA et al (1994)

O balanço hídrico (calculado pelo sistema de Thornthwait & Matter conforme estimativa de ORSELLI & SILVA, 1988) mostra um excedente superior a 70 mm de maio a agosto e em novembro. Apesar do município, segundo os dados médios, não apresentar déficit hídrico durante o ano, ocorre uma sensível diminuição do excedente nos meses de dezembro, janeiro, fevereiro e abril. Esta diminuição tem sido fator limitante no desenvolvimento da cultura do arroz irrigado na região devido à redução da vazão dos rios no verão.

A bacia hidrográfica do rio da Laje possui uma área de aproximadamente 141,5 km², sendo que 100 km² situam-se em Sombrio e o restante nos municípios de Santa Rosa do Sul e, apenas algumas nascentes, em Jacinto Machado. A área de maior interesse situa-se na parte oeste dessa bacia, mais precisamente na microbacia hidrográfica do Córrego Garuva. Esta microbacia é o objeto de estudo de avaliação dos riscos de contaminação hídrica por agrotóxicos, e possui uma área de 46,2 km², o que corresponde a um terço da bacia hidrográfica do rio da Laje, ocupando a parte noroeste desta bacia.

4.2 METODOLOGIA

Conforme explicitado no capítulo anterior, os riscos de contaminação hídrica por agrotóxicos são obtidos a partir do cruzamento de dados das unidades de vulnerabilidade e unidades antrópicas, cada qual definida por variáveis específicas: distância ao curso d'água mais próximo, declividade e tipo de solo para as unidades de vulnerabilidade, e uso do solo para as unidades antrópicas. O resultado, cartográfico, é obtido através de um SIG (Sistema de Informações Geográficas).

Para a elaboração da carta de riscos de contaminação hídrica por agrotóxicos na microbacia hidrográfica do Córrego Garuva, portanto, foram seguidas as etapas envolvidas na utilização de um SIG, que correspondem a (SANO et al, 1993; LOPES ASSAD, 1995; SILVA et al, 1993):

- definição e elaboração das cartas e entrada dos dados: corresponde à seleção de dados, imagens, e elaboração dos planos de informação (PI's), com as referências geográficas precisamente determinadas a fim de permitir cruzamentos posteriores; a entrada de dados corresponde à digitalização dos mapas em mesa digitalizadora ou scannerização;

- análise geográfica: obtenção de novos planos a partir dos existentes através da construção de um conjunto de regras para cruzar os PI's mediante operações lógicas (soma, subtração, multiplicação ou divisão) entre as classes de interesse;

- saída: sob a forma de gráficos e mapas.

O trabalho foi realizado na escala 1:50.000, uma vez que o material de base para elaboração das cartas relativas às variáveis necessárias encontrava-se nesta escala. Os trabalhos

foram desenvolvidos com auxílio dos programas Microstation (CAD)⁵⁷ e IDRISI (SIG) por estarem disponíveis no Laboratório de Geoprocessamento do Departamento de Geociências da Universidade Federal de Santa Catarina.

4.2.1 Definição e elaboração das cartas e entrada dos dados

Após o trabalho de reconhecimento da área, foi realizado um estudo detalhado, buscando maiores informações através de várias saídas a campo, material bibliográfico diverso, análise de cartas planialtimétricas, de fotografias aéreas, de imagens de satélite e de entrevistas com agricultores e técnicos da área agrícola que trabalham na região, a fim de obter as variáveis necessárias à definição das unidades de vulnerabilidade e unidades antrópicas.

4.2.1.1 Unidades de vulnerabilidade

As variáveis (sob forma de cartas) foram obtidas da seguinte forma:

A) Declividade da vertentes

Esta variável foi obtida a partir das curvas de nível das cartas planialtimétricas do IBGE, espaçadas de 20 metros, na escala 1:50.000 (Folhas SOMBRIO - MI 2956/2 - e PRAIA GRANDE - MI 2956/1); as curvas de nível foram digitalizadas no laboratório de Geoprocessamento com auxílio do programa Microstation. Em seguida, estas curvas sob formato vetorial foram transferidas para outro programa, o IDRISI, onde foram traduzidas para o formato raster, sendo associado o valor de altitude com a curva respectiva. Através de comandos específicos do IDRISI⁵⁸, foi elaborada a carta de declividade com os intervalos de classes definidos no quadro 5 (capítulo 3, p. 79), gerando o PI declividade (figura 14).

A figura 14 mostra que mais de 50% da área⁵⁹ da microbacia hidrográfica possui um relevo que, no que se refere unicamente à declividade, apresentaria baixo risco de contaminação hídrica por agrotóxicos: 28 km² tem declividade inferior a 8%. Esta área corresponde basicamente

⁵⁷ Um CAD (Computer Aided Design), como o Microstation, consiste em um programa destinado a traduzir as linhas de uma figura ou mapa para o formato vetorial, com o auxílio de um mouse conectado a uma mesa digitalizadora. Estas linhas são armazenadas no programa para serem utilizadas como produto da cartografia digital ou para serem convertidas para dentro de um SIG.

⁵⁸ Foi aplicada primeiramente a função INTERCON sobre a imagem das curvas de nível, gerando um modelo digital de terreno da microbacia; em seguida, o mapa de declividade foi obtido com auxílio da função SURFACE, opção SLOPE; com uma reclassificação (comando RECLASS) foram delimitados os intervalos desejados, resultando no PI declividade.

⁵⁹ Todas as áreas foram calculadas através da função AREA do programa IDRISI.

à extensa planície fluvial, incluindo áreas de relevo plano (0 a 3% de declividade) e suave ondulado (3% a 8%).

Com declividade entre 8% e 45%, que corresponde às áreas de relevo ondulado e forte ondulado (riscos mediano e alto, respectivamente), tem-se 37,5% da área da microbacia, que corresponde a 16 km²; estas áreas situam-se nas partes leste e oeste, junto às zonas mais elevadas. O relevo montanhoso ou escarpado ocupa 4,8% da área da microbacia, situando-se principalmente na parte oeste.

São visíveis, na carta, pequenas áreas de declividade incorreta formada por traços lineares isolados na parte de menor declividade. Isto decorre da extrapolação incorreta do próprio programa.

B) Distância da zona de aplicação até o rio coletor

A rede de drenagem da microbacia hidrográfica foi digitalizada (com auxílio do programa Microstation) com base nas cartas planialtimétricas do IBGE acima citadas. Assim como para as curvas de nível, as linhas vetoriais representando os rios foram importadas para o programa IDRISI, onde foram transformadas em imagem (raster); a partir desta imagem, foram utilizados comandos específicos⁶⁰ para obtenção da distância aos cursos d'água, resultando no PI distância (figura 15).

⁶⁰ O comando DISTANCE do IDRISI produz mapas de faixas de distância a partir do elemento alvo; com uma reclassificação (RECLASS) foram selecionadas as distâncias escolhidas (0 a 100 m, 100 m a 200 m, e acima de 200 m).

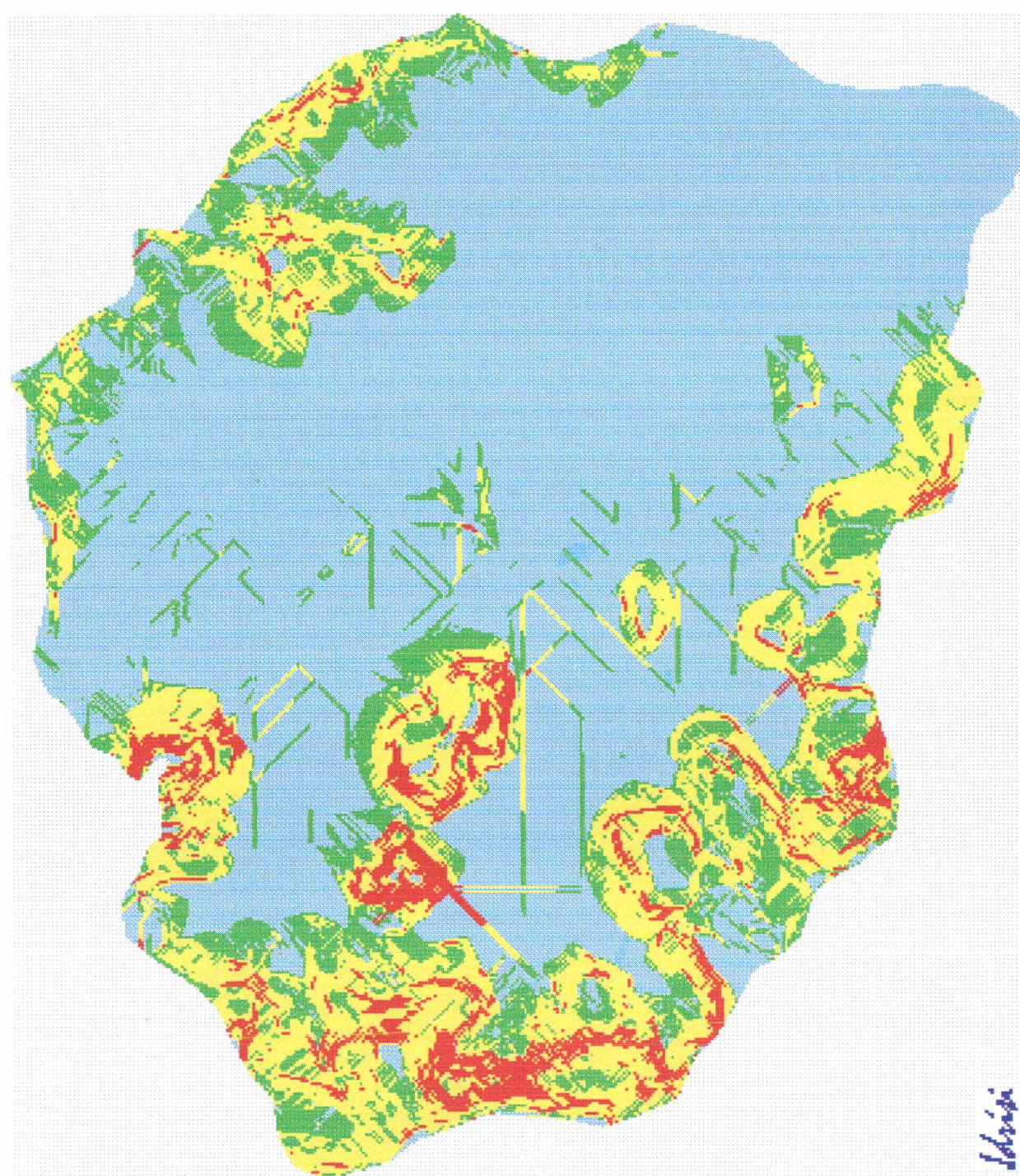


FIGURA 14: Carta de declividade (PI declividade).

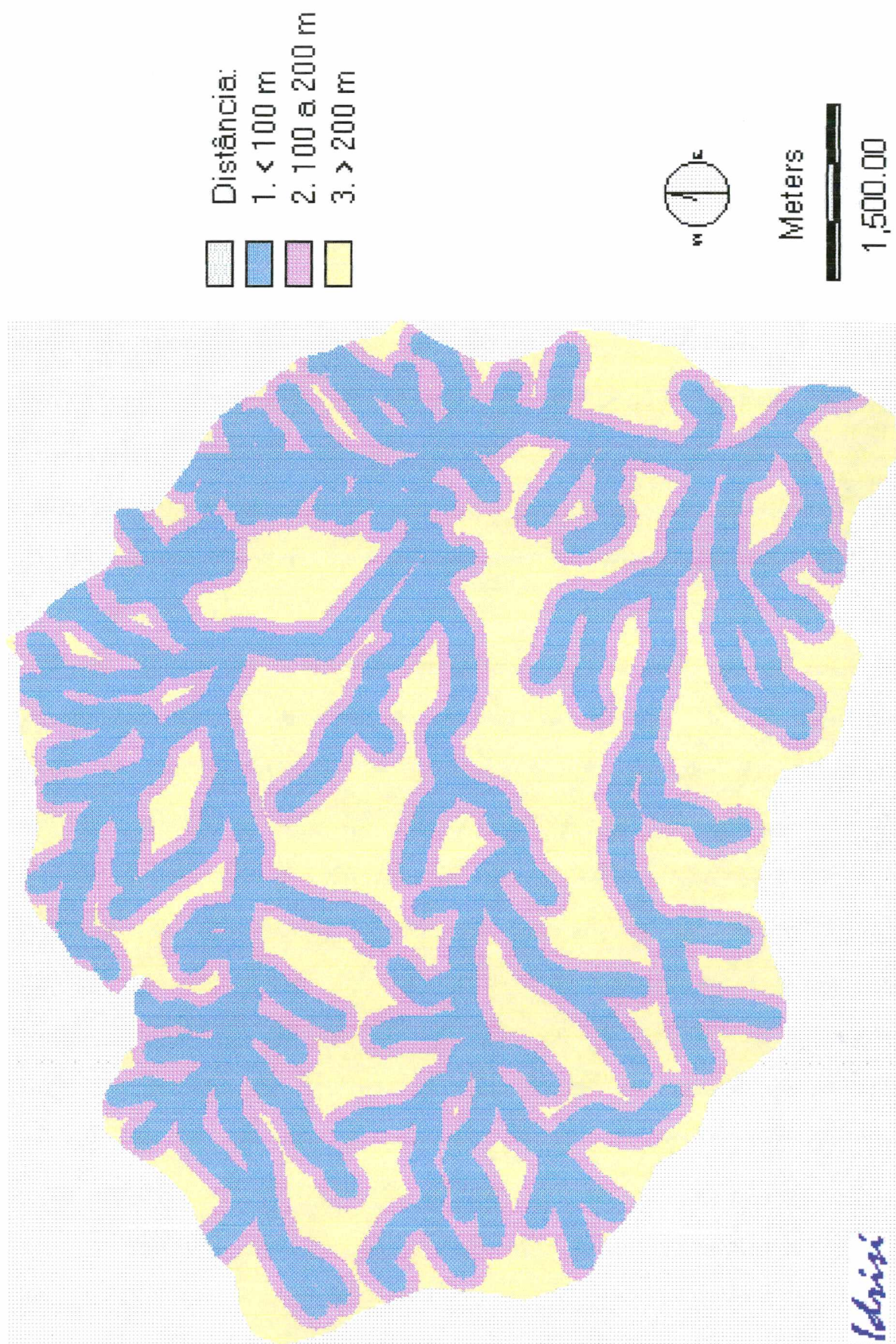


FIGURA 15: Carta de distância ao curso d'água (PI distância).

A distância da rede hidrográfica representada na escala 1:50.000, mostra que 43% da área total da microbacia situa-se próximo a algum curso d'água (a menos de 100 m de distância), ou seja, 19,8 km² apresentam alto risco de contaminação hídrica por agrotóxicos. Isto torna-se mais evidente nos extremos da microbacia, onde a rede de drenagem torna-se mais densa (notadamente no quadrante nordeste); nas áreas mais planas a densidade de drenagem é menor, e a proporção de área de baixo risco (distância maior que 200 m) aumenta visivelmente. Considerando este fator para toda a microbacia, em 29% da área o risco seria mediano (entre 100 m e 200 m) e nos outros 28% o risco seria baixo.

C) Solos

As informações necessárias sobre os tipos de solos encontrados na microbacia foram obtidas a partir da carta de solos do levantamento semi-detalhado de solos do sul de Santa Catarina, realizado na escala 1:50.000 (CONVÊNIO UFSM - SUDESUL - SECRETARIA DE AGRICULTURA DO ESTADO DE SANTA CATARINA, 1974), relatórios técnicos (CONVÊNIO..., 1974; MINISTÉRIO DO INTERIOR, 1978) e checagem a campo⁶¹ para correção de algumas manchas de solo, gerando um mapa corrigido de solos.

A carta de solos apresentada na figura 16 foi obtida por digitalização do mapa corrigido, desenhado sobre papel indeformável, devidamente georreferenciado segundo as Coordenadas Transversas de Mercator (UTM).

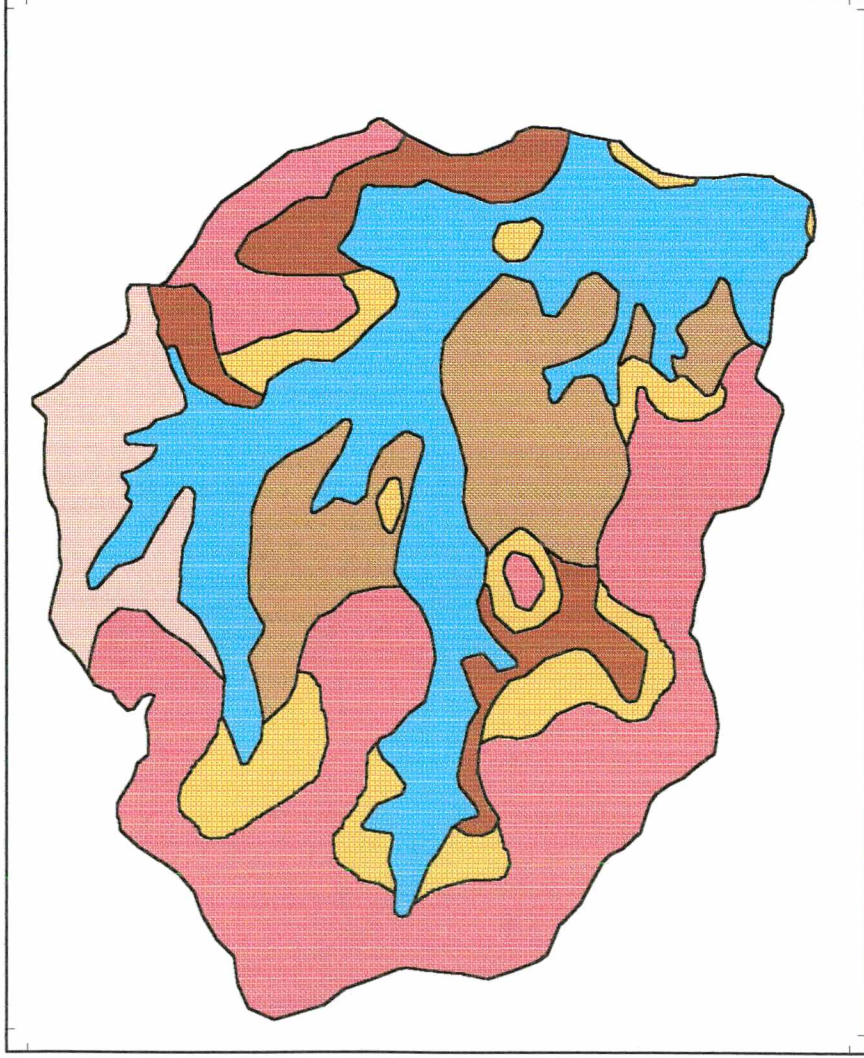
Os diferentes tipos de solos (figura 16) foram classificados segundo o nível de risco apresentado conforme o quadro 4 (capítulo 3, p. 78), baseado nas características de erodibilidade, desenvolvimento do perfil e teor de matéria orgânica do horizonte superficial; foi obtido assim o plano de informação (PI) solos (figura 17).

A área de baixo risco de contaminação (em função do tipo de solo) está pois situada principalmente na parte oeste da microbacia; inclui também uma pequena área a leste, totalizando 15,3 km² de Terra Roxa Estruturada. Conforme a descrição do perfil e análises químicas apresentadas nos relatórios técnicos do levantamento semi-detalhado de solos, esta unidade de mapeamento (Sanga da Areia) apresenta baixo teor de matéria orgânica no horizonte superior (1,9%).

⁶¹ Na checagem a campo foram observados principalmente, com auxílio de trado ou perfis ao longo das estradas, a extensão da área de glei e a presença de solo podzólico (unidade de mapeamento Molha Côco) em algumas áreas de microbacia hidrográfica.







MAPA DE SOLOS

620000 m E 6790000 m N



6782000 m N

620000 m E 630000 m E

-  Terra Roxa Estruturada distrófica, medianamente profunda, argilosa, bem drenada, relevo forte ondulado; substrato de basalto (Unidade Sanga da Areia)
-  Podzólico vermelho - Escuro distrófico, profundo, textura média, fortemente drenado, relevo forte ondulado; substrato de arenito (Unidade Molha Côco)
-  Cambissolo distrófico, medianamente profunda, franco-argiloso, bem drenado, relevo ondulado; substrato argilito-silito (Unidade Maracanã)
-  Cambissolo dlico, profundo, franco-argiloso a argiloso, bem drenado, relevo suave ondulado; substrato argilito-silito (Unidade Sapiranga)
-  Cambissolo distrófico, medianamente profunda, textura média, bem drenado, relevo suave ondulado e ondulado; substrato de sedimentos recentes com influência de siltitos (Unidade Turvo)
-  Glei pouco húmico distrófico, argiloso, mal drenado, relevo plano; substrato de sedimentos recentes com influência do basalto (Unidade Poco da Lontra)



PROJECAO UNIVERSAL TRANSVERSA DE MERCATOR

JACINTO MACHADO M-2939/3	TURVO M-2939/4
ÁREA DEFAUZE M-2936/1	ÁREA DEFAUZE M-2936/2

Digitização: Cisele M. Hadlich
Edição: Adriano S. Figueira

FIGURA 16: Mapa de solos da microbacia hidrográfica do Córrego Garuva

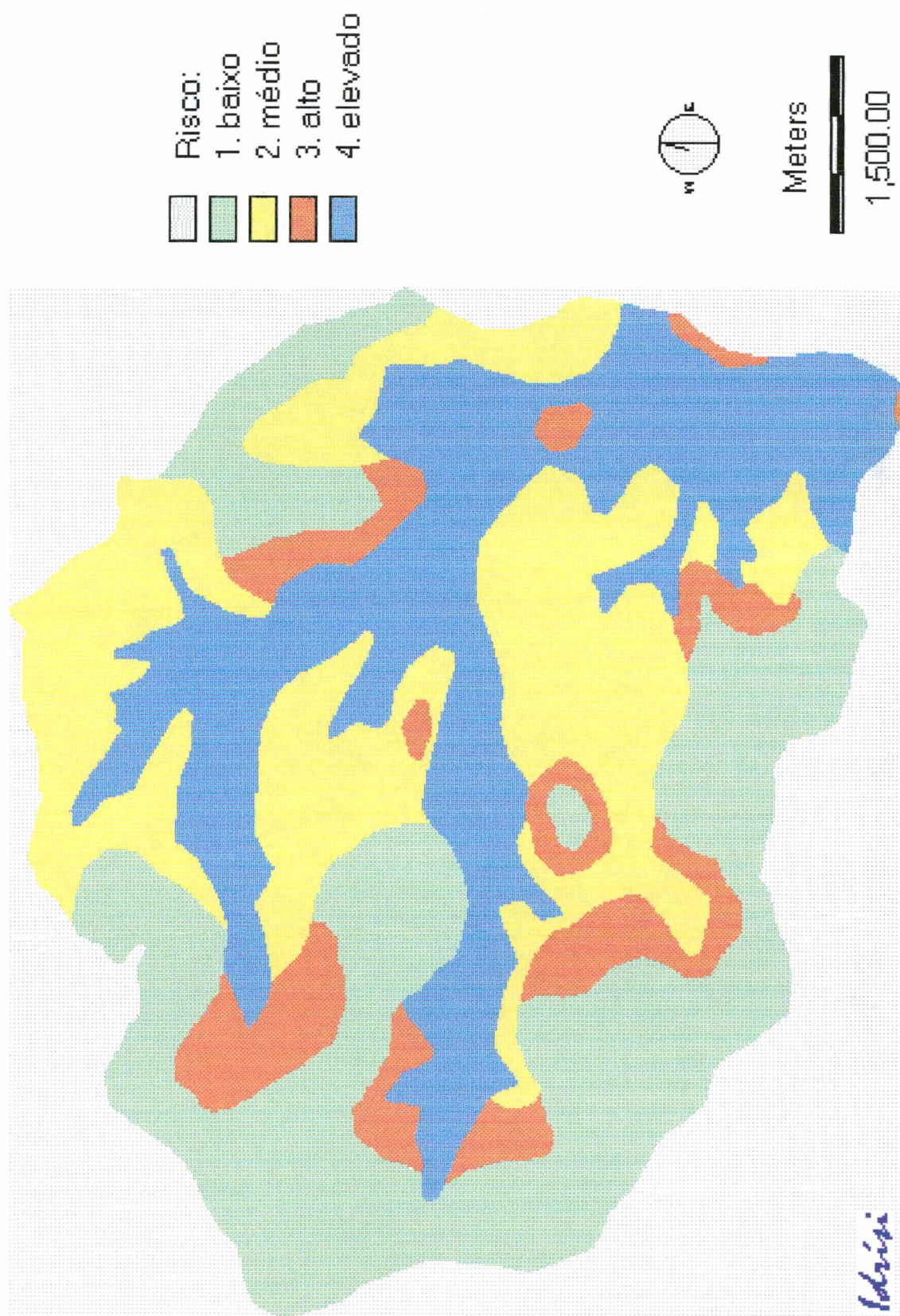


FIGURA 17: Carta de classes de solos (PI solos).

A área de risco mediano, totalizando 13,1 km², corresponde à área de cambissolos, incluindo as unidades de mapeamento Sapiroanga, Maracanã e Turvo; corresponde à parte de transição entre a área hidromórfica de fundo de vale (solo glei, com 12,9 km²) e a Terra Roxa Estruturada. Os cambissolos possuem teor de matéria orgânica inferior a 2,5% no horizonte superior. O solo glei, com teor de matéria orgânica inferior a 3,5%, apresenta elevado risco de contaminação dos recursos hídricos por apresentar lençol freático próximo à superfície (segundo relatórios técnicos, a profundidade máxima do lençol é de 50 cm).

O risco alto é representado pelo solo podzólico (unidade de mapeamento Molha Côco, 4,9 km²), com teor de matéria orgânica no horizonte superior de 1,0%.

4.2.1.2 Unidades antrópicas

As unidades antrópicas (uso do solo) foram obtidas a partir de uma interpretação visual de uma imagem de satélite Spot de abril de 1996, adquirida pelo Laboratório de Geoprocessamento, modo multiespectral, canais XS1, XS2 e XS3 (correspondentes aos comprimentos de onda 0,5 a 0,59 µm, 0,61 a 0,68 µm e 0,79 a 0,89 µm, respectivamente) (ROSA, 1995; NOVO, 1995). A interpretação foi acompanhada de uma supervisão a campo.

Foram feitas correções geométrica e atmosférica da imagem Spot original. Em seguida, com auxílio do programa IDRISI, foram feitas composições coloridas, sendo que nenhuma delas apresentou uma diferenciação dos objetos (diferentes tipos de uso do solo) suficiente que permitisse uma classificação supervisionada. Exemplo disso é a semelhança das baixas reflexões apresentadas pelos locais com sombra (particularmente nas encostas íngremes voltadas para o sul) e das áreas úmidas. Em função disto, foi escolhida a composição colorida 2,1,3 (no sistema BGR - "blue, green, red") impressa em papel na escala aproximada de 1:20.000⁶², para fazer uma interpretação visual, com checagem a campo, para determinação do uso do solo.⁶³ A figura 18 apresenta esta composição colorida na escala aproximada de 1:50.000.

⁶² Objetivando uma diferenciação mais nítida e facilitada das manchas de uso do solo, a escala da imagem utilizada como base para a interpretação (1:20.000) foi maior que a escala de trabalho (1:50.000).

⁶³ As composições coloridas foram feitas com vários tipos de equalização (STRETCH) e diferentes graus de saturação, sendo que a que apresentou melhor resultado (CC 2,1,3) foi gerada com STRETCH LINEAR com saturação de 1%.

Imagem SPOT - abril/96 (composição colorida 2,1,3)

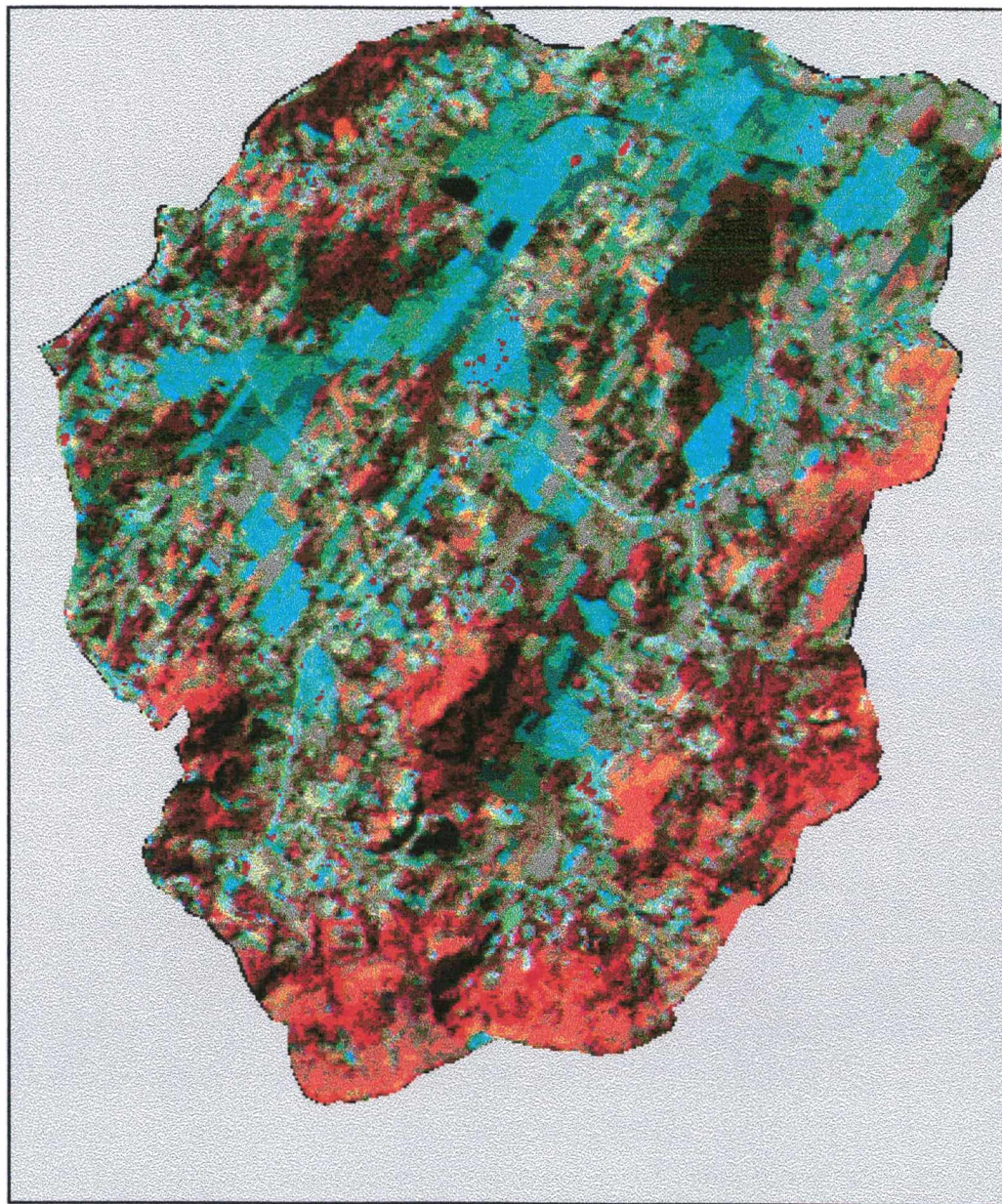


FIGURA 18: Imagem Spot (abril/96) da microbacia hidrográfica do Córrego Garuva (composição colorida 2,1,3).

A partir desta imagem, e em função da escala de trabalho (1:50.000), foram identificados 5 tipos de uso do solo na microbacia: cultivo de arroz irrigado, pastagem, cultura anual, mata + reflorestamento e cultivo de bananeira. Não foi possível diferenciar áreas de plantio de mandioca e de maracujá, normalmente restritas.

A interpretação do uso do solo, desenhada em papel indeformável a partir da composição colorida, georreferenciada, foi digitalizada com auxílio do Microstation, gerando a carta de uso do solo (figura 19). Esta carta foi importada posteriormente para o IDRISI.

O mapa de uso do solo confirma o exposto no início do capítulo, na apresentação da área da microbacia hidrográfica. No fundo do vale situam-se as lavouras de arroz irrigado, sobre solo glei. Nesta posição da paisagem ocorrem ainda pastagens e algumas manchas de mata, já exploradas pelo extrativismo vegetal. As matas e reflorestamentos, assim como as pastagens, são igualmente encontradas nas demais áreas da microbacia.

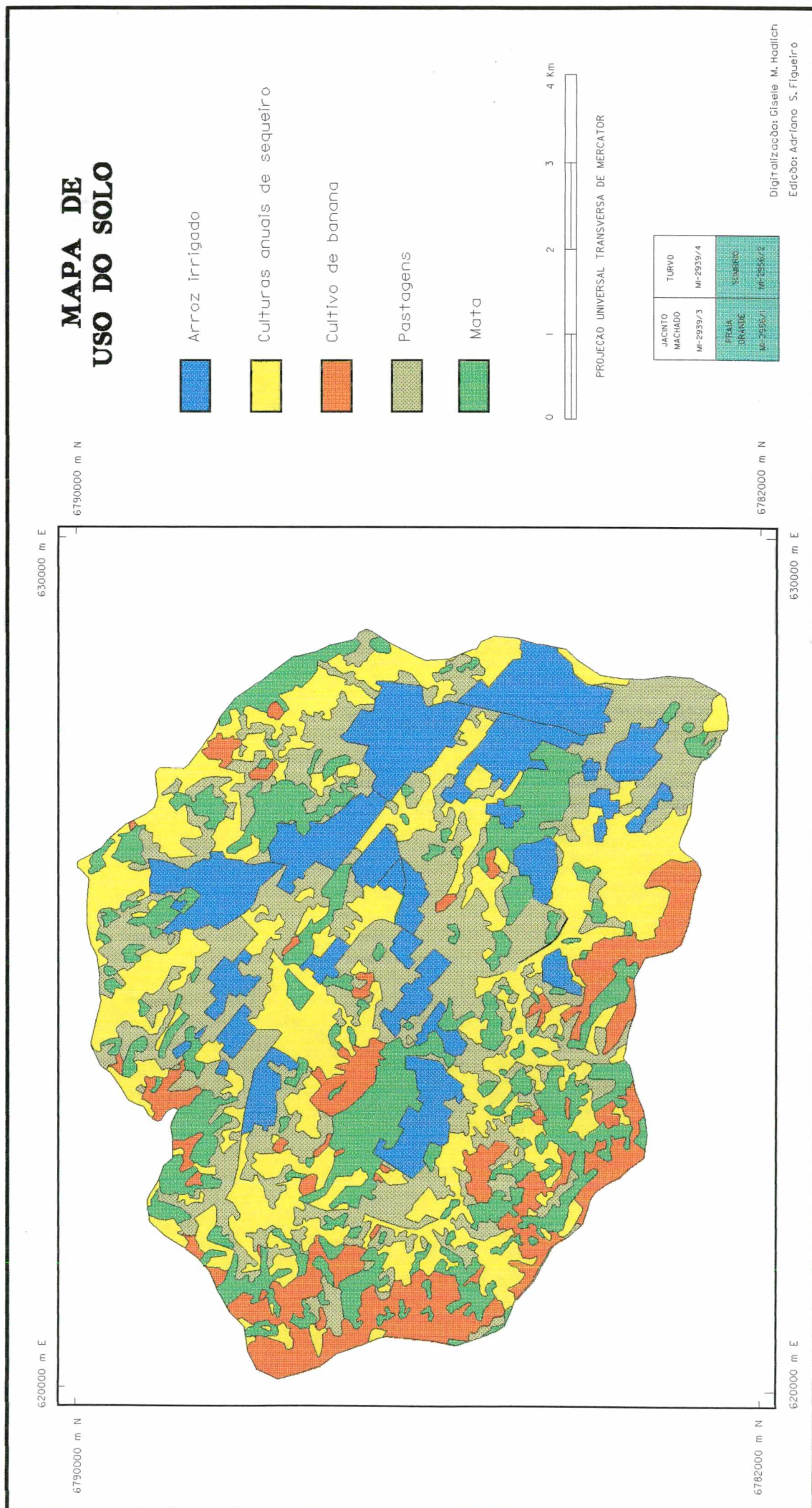
Na zona situada entre as encostas mais íngremes e o fundo do vale hidromórfico, sobre os cambissolos, predominam culturas anuais, representadas principalmente pelo fumo; o milho e o feijão são normalmente cultivados nestas mesmas áreas, após a colheita do fumo. Estas são também encontradas nas encostas.

A cultura da banana ocupa quase que exclusivamente encostas de basalto e arenito, situando-se predominantemente na parte oeste da microbacia. Esta cultura é plantada nestas encostas a fim de evitar a ocorrência de geada nos bananais, uma vez que a cultura é suscetível à geada.

O quadro 14 apresenta os diferentes tipos de uso do solo e a área respectiva ocupada.

Além da carta de uso do solo, é necessário conhecer os agrotóxicos que são utilizados em cada cultura. Estes dados foram obtidos através de entrevistas com agricultores da microbacia em estudo, bem como juntamente à EPAGRI (Escritório Local de Sombrio, através do extensionista) e a técnicos de empresas fumageiras que atuam na área.

Conforme colocado anteriormente, as práticas agrícolas, incluindo o uso de agrotóxicos, são consideradas homogêneas para toda a área de estudo. Buscou-se, portanto, retratar o comportamento médio dos agricultores frente ao uso de agrotóxicos, ou seja, considerar para todas as áreas com mesma ocupação, igual utilização de agrotóxicos representada pelos produtos que a maioria dos agricultores utiliza.



Digitização: Úisele M. Hadlich
Edição: Adriano S. Figueiro

FIGURA 19: Carta de uso do solo da microbacia hidrográfica do córrego Garuva (PI solo)

QUADRO 14: Área ocupada pelos diferentes tipos de uso do solo na microbacia hidrográfica do Córrego Garuva.

uso do solo	área (hectares)	% da área total
pastagem	1.224	26,4
arroz irrigado	793	17,2
cultura anual	1.241	26,9
cultivo de banana	516	11,2
mata + reflorestamento	846	18,3
total	4.620	100

Uma vez identificados os agrotóxicos utilizados, os dados necessários (Koc, solubilidade, DT50 e toxicidade) foram obtidos em bibliografias específicas (ANDREI, 1996; WORTHING & WALKE, 1987; MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, 1988; MINISTÉRIO DA SAÚDE, s.d.; DELMAS, 1993). Todos os dados referentes aos agrotóxicos constam nos resultados apresentados adiante, neste capítulo.

4.2.2 Análise geográfica

Com os PI's elaborados, passa-se ao cruzamento dos dados através de um SGI; neste trabalho foi utilizado o IDRISI. Neste programa, apenas dois mapas são cruzados, ou seja, não é possível cruzar vários mapas concomitantemente⁶⁴. Portanto, a ordem dos cruzamentos foi:

1º) PI declividade x PI distância

2º) 1º cruzamento x PI solos —————> Carta de VULNERABILIDADE

3º) Carta de vulnerabilidade x PI uso do solo —> Carta de RISCOS

Para cada cruzamento, quando necessário, foi feita uma reclassificação a fim de eliminar pequenos erros de sobreposição; por exemplo, o limite de um PI de base, na classe 0 (zero), pode ser cruzado com as classes 1 e 2 de outro PI que estejam muito próximas do limite, tornando necessário reclassificar estas novas classes 0 x 1 e 0 x 2 para classe 0 x 0. Além disto, a reclassificação foi realizada quando o número de classes resultante do cruzamento era muito grande, o que será explicitado nos resultados.

⁶⁴ Para o cruzamento dos mapas foi utilizada a função CROSSTAB com a opção "cross-classification image".

4.2.3 Saída

O resultado final obtido é expresso na forma de uma carta de riscos de contaminação hídrica por agrotóxicos, na escala 1:50.000. Esta escala pode ser aumentada a fim de facilitar a visualização das diferentes classes de risco, mas deve-se lembrar que o grau de precisão não será superior a 1:50.000.

O risco é expresso pelo índice $V(x)A(y)$, conforme descrito no capítulo 3.

Além da carta conjunta de riscos, são apresentados os riscos atuais por cultura, isto é, para cada tipo de uso do solo é feita uma carta de riscos visando mostrar claramente, para cada uso, quais as áreas que apresentam atualmente maiores riscos.

Além da carta de riscos, são apresentados como resultados a carta de vulnerabilidade (formado pelas unidades de vulnerabilidade) a fim de mostrar quais as áreas da microbacia que apresentam maior risco intrínseco de contaminação, independente do uso atual, e a carta de uso do solo (composta pelas unidades antrópicas), indicando, juntamente com tabelas dos agrotóxicos utilizados em cada cultura, a distribuição da aplicação destes produtos.

A figura 20 mostra a metodologia geral obedecida no desenvolvimento desta avaliação de riscos.

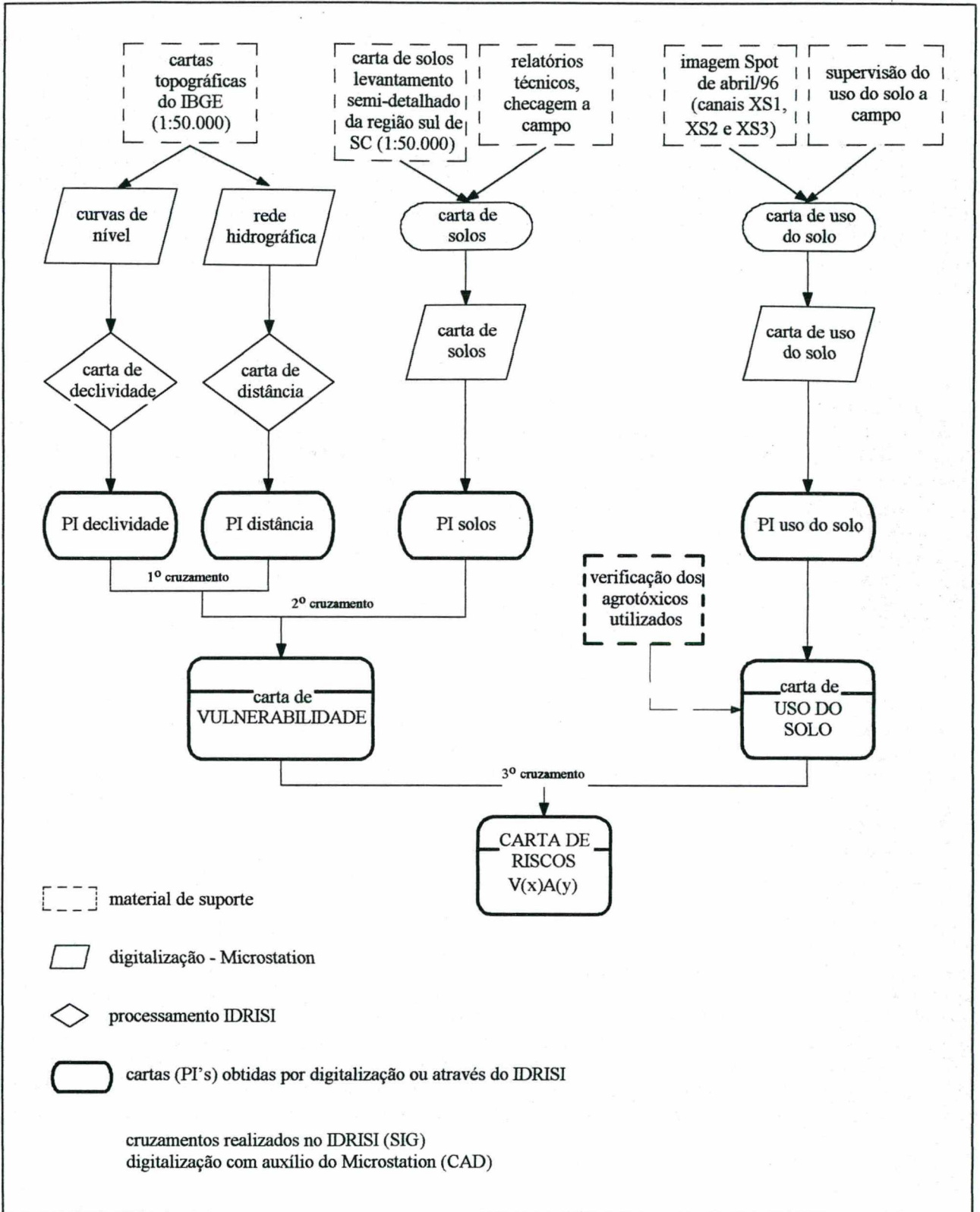


FIGURA 20: Metodologia geral aplicada na avaliação de riscos de contaminação hídrica por agrotóxicos na microbacia hidrográfica do Córrego Garuva.

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1 Aspectos físicos e de uso do solo

Através de trabalhos anteriores (SCHEIBE & PELLERIN, 1996), visitas a campo e da observação dos PI's elaborados (principalmente o de solos, o de uso do solo e o PI de declividade), é possível fazer uma análise prévia de alguns aspectos físicos e de uso do solo na microbacia.

Na área de estudo pode-se diferenciar três conjuntos geológico-pedológicos:

- uma zona de morros com vertentes íngremes nas partes oeste e sudoeste, ultrapassando 200 metros (em alguns pontos bem a oeste, 300 metros) de altitude. Solo do tipo Terra Roxa Estruturada (unidade de mapeamento Sanga da Areia) desenvolve-se nos topos e nas encostas de basalto (basalto cretáceo da formação Serra Geral). Em alguns locais, no terço inferior das vertentes, sob influência do arenito (arenito jurássico-cretáceo de Botucatu), desenvolve-se solo podzólico (unidade Molha Côco); este mesmo tipo de solo é encontrado em alguns morrotes isolados, sobre o arenito, em outras áreas da microbacia. As vertentes de arenito são as mais íngremes e podem apresentar paredões verticais;

- áreas de colinas sobre siltitos permianos (datando do fim do paleozóico, formação Rio do Rasto), a oeste e a noroeste da comunidade de Maracanã e na comunidade de Cotovelo, formando um relevo suave ondulado a fortemente ondulado, com algumas vertentes apresentando ravinas. Predominam, sobre este substrato, os cambissolos (unidades de mapeamento Maracanã, Turvo e Sapiroanga);

- vale com fundo plano, formando uma larga planície aluvial até 40 metros de altitude, composto de sedimentos arenosos datando do holoceno, com influência do basalto; sobre estes sedimentos e sob presença constante do lençol freático, ocorrem solos hidromórficos tipo glei (unidade Poço da Lontra).

Resultados obtidos pela EPAGRI⁶⁵, observações a campo e a carta de uso do solo (figura 19) evidenciam a estreita relação existente entre o meio físico natural e a ocupação do solo em todo o município. Nos topos e nas encostas basálticas, incluindo áreas que seriam de preservação permanente, ocorrem vegetação secundária, bananais ou reflorestamentos de

eucaliptos. Na parte baixa destas vertentes predominam as culturas temporárias, principalmente o fumo e o milho, e, com menor expressão, a mandioca e o feijão, ou mesmo pastagens.

Sobre as áreas de cambissolos predominam igualmente lavouras anuais. Recentemente foi introduzida a cultura do maracujá, também cultivado nas partes mais baixas das encostas.

Os reflorestamentos de eucalipto aparecem em função da necessidade de lenha para estufa dos fumicultores, sendo encontrados em encostas mais ou menos íngremes.

As planícies aluviais são cultivadas com arroz irrigado (sobre solo glei), ou permanecem o ano todo com pastagens ou vegetação secundária, incluindo a presença de muitos coqueiros, como testemunhas da mata pretérita.

Percorrendo-se a microbacia, percebe-se que poucas são as práticas de conservação do solo quando se trata de lavouras temporárias. Poucos agricultores plantam em curva de nível; uma porção maior implanta adubação verde no verão ou no inverno. Durante o levantamento de campo realizado em 1994⁶⁶ vários fumicultores colocaram suas observações quanto à degradação do solo, à perda do horizonte superficial e à diminuição da produtividade das culturas nos anos recentes, muitas vezes mediante o aumento da fertilização química. Alguns produtores utilizam adubação orgânica. A atividade agropecuária intensiva é pouco desenvolvida em todo o município.

O quadro 15 apresenta a relação entre as classes de declividade e o uso de solo na microbacia do Córrego Garuva.

QUADRO 15: Áreas (em hectares) dos diferentes tipos de uso do solo em diferentes classes de declividade⁶⁷

declividade (%)	pastagem	arroz irrigado	cultura anual de sequeiro	cultura da banana	mata + reflorestam.
< 8	914,1	793	730,3	57,7	334,6
8 a 20	155,4	0	275,5	104,3	147,0
20 a 45	132,7	0	210,5	267,0	278,3
> 45	21,8	0	24,7	87,0	86,1

⁶⁵ Estes resultados referem-se aos obtidos em 1992, em um questionário que acompanhou um levantamento sobre a taxa de colinesterase no sangue dos agricultores no interior do município de Sombrio (EPAGRI/SOMBRIO, 1992).

⁶⁶ Levantamento realizado pelas equipes das disciplinas de Análise da Qualidade Ambiental e de Sensoriamento Remoto/mestrado em Geografia/CFH/UFSC entre 17 e 20/10/94.

⁶⁷ Áreas obtidas a partir do cruzamento do PI solo com o PI declividade no programa IDRISI.

Exceto para a cultura da banana, que ocupa principalmente as encostas com declividade superior a 20%, os outros usos predominam em relevo plano ou suave ondulado, mesmo porque 28 km² da microbacia possui relevo com menos de 8% de declividade.

Cabe salientar que 210 hectares de culturas anuais de sequeiro (destacando-se o fumo) situam-se em áreas de declividade entre 20% e 45%, ou seja, relevo forte ondulado. Nesta declividade, segundo UBERTI et al (1991), situa-se a classe de aptidão de uso das terras número 3, que corresponde a terras com alto risco de degradação e limitações fortes para culturas anuais, aptidão regular para fruticultura e boa aptidão para pastagens e reflorestamento. Declividade maior apresenta maiores restrições.

O uso do solo, principalmente com o fumo como cultura anual (além do arroz irrigado que também utiliza muitos agrotóxicos), aliado às poucas práticas conservacionistas, levam a supor a existência de áreas de elevado risco de contaminação hídrica por agrotóxicos na microbacia, o que deve ser avaliado através da vulnerabilidade do meio e da carta de uso do solo.

4.3.2 Carta de Vulnerabilidade do Meio

A carta de vulnerabilidade foi elaborada por dois cruzamentos: PI declividade x PI distância, e 1º cruzamento x PI solos.

4.3.2.1 - 1º cruzamento: *declividade x distância*

Com auxílio do programa IDRISI foram cruzadas as cartas de declividade e de distância ao curso d'água, variáveis estas correspondentes ao primeiro nível hierárquico estabelecido na carta de vulnerabilidade.

Este cruzamento, apresentado na figura 21, resulta em 13 classes, conforme mostra a legenda. Nesta legenda, o primeiro valor de cada classe corresponde à classe de declividade - 1, 2, 3 ou 4 - os quais podem ser traduzidos pelos limites de classe "b" (baixo), "m" (médio), "a" (alto) e "e" (elevado), respectivamente; o segundo valor corresponde às classes de distância: 1 para risco "a", 2 para "m" e 3 para "b".

A combinação destes limites de classe fornece novas classes para o primeiro nível hierárquico: "b", "m", "a", "e", "2a" e "ea" (conforme quadro 6, capítulo 3, p. 80). A obtenção destas novas classes permite uma reclassificação do cruzamento, resultando na figura 22. Esta reclassificação elimina a classe 1 (0 | 0), jogando-a para a classe 0.

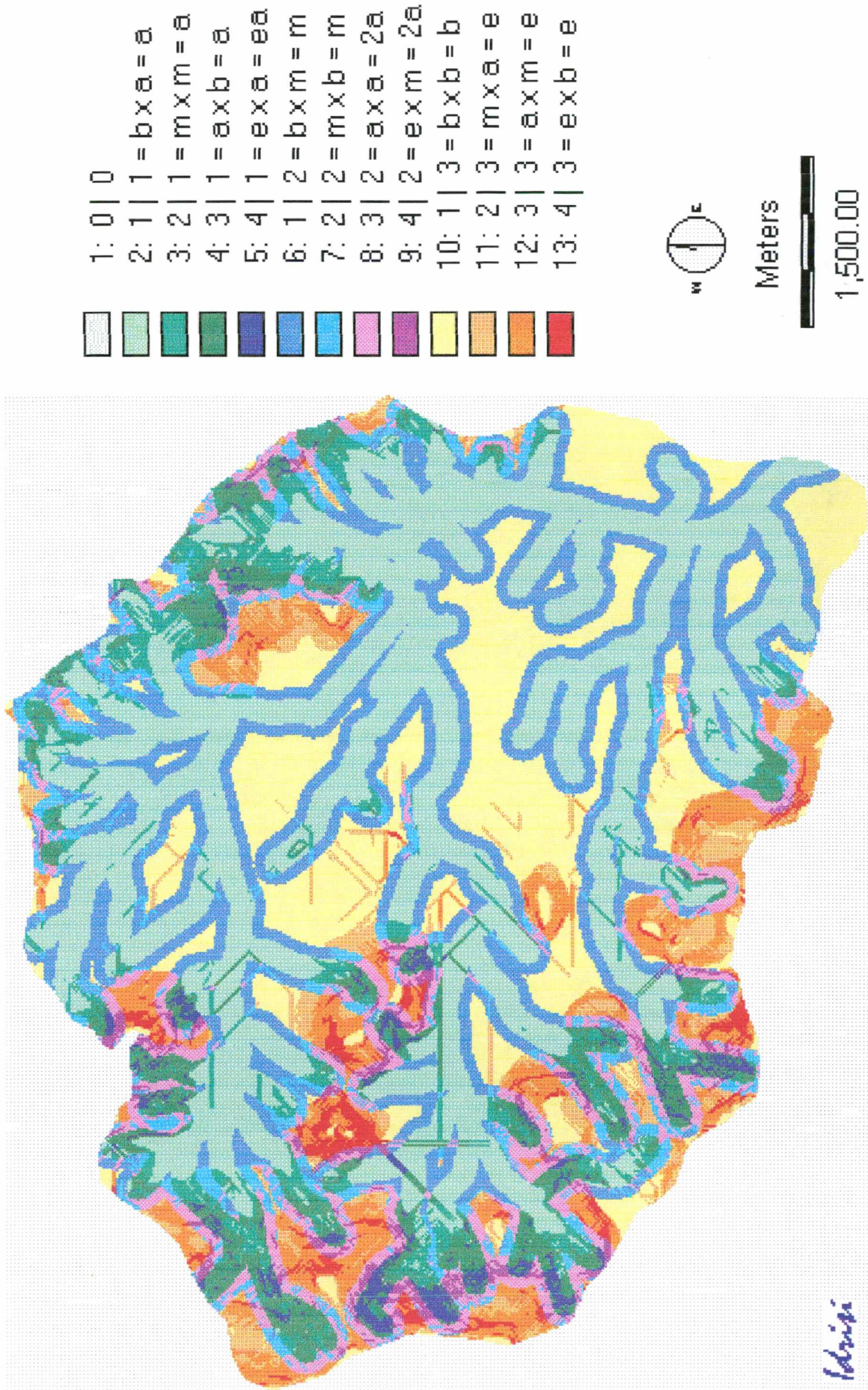


FIGURA 21: Cruzamento do PI declividade x PI distância e formação das 6 classes do 1º nível hierárquico (b, m, a, e, 2a, ea).

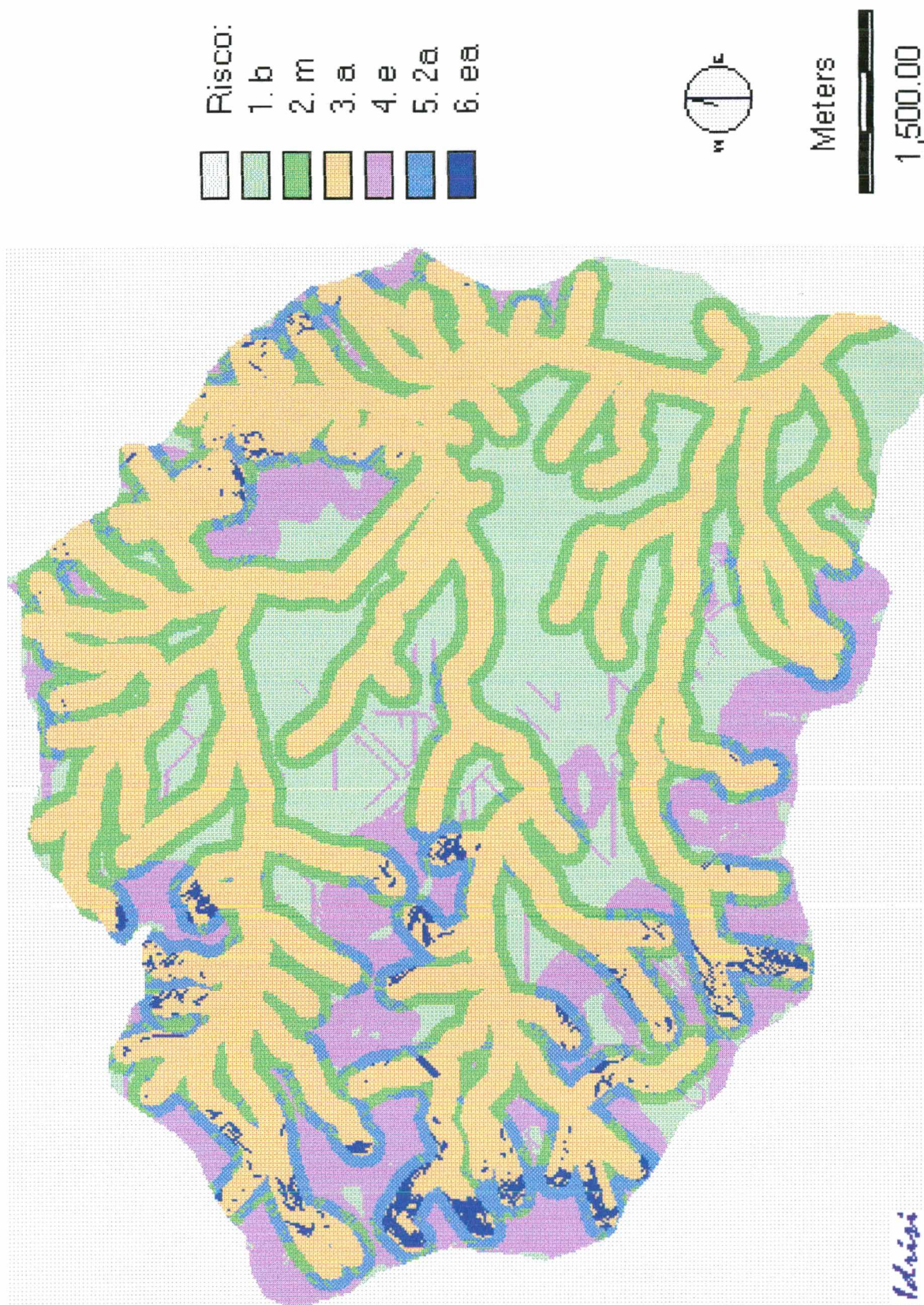


FIGURA 22: Reclassificação da figura 21 (PI declividade x PI distância) para 6 classes do 1º nível hierárquico.

Na figura 21 é possível distinguir espacialmente as áreas menos vulneráveis (classe “b”) e áreas de vulnerabilidade maior (classe “ea”) para o primeiro nível hierárquico: nas áreas de declividade superior a 45% próximo aos cursos d’água (distância inferior a 100 metros). Neste sentido, as áreas de menor vulnerabilidade são as de baixa declividade (inferior a 8%) e distância superior a 200 metros até o curso d’água.

4.3.2.2 - 2º cruzamento: 1º cruzamento x solos

O primeiro cruzamento, representando o primeiro nível hierárquico, é cruzado com o PI solos, resultando em 33 classes. Através de uma reclassificação, obteve-se a carta de vulnerabilidade com 19 classes (figura 23).

Esta reclassificação foi necessária porque:

- 9 classes continham o valor 0 (zero), resultante do cruzamento de alguns pixels com um valor qualquer de uma carta com outros de valor 0 na outra carta; estas classes formam-se nos limites da bacia hidrográfica, quando, por uma pequena diferença na digitalização, os limites não coincidem perfeitamente;

- 3 classes correspondiam à presença de solo glei em elevada declividade (maior que 20%), o que não ocorre naturalmente; estas classes, ao serem isoladas para perfeita visualização, mostraram sua ocorrência no fundo do vale em função dos pequenos erros existentes nas carta de declividade que foram repassados para o resultado do primeiro cruzamento. Assim, estas classes incorretas foram reclassificadas para a classe vizinha que as circundava (segundo avaliação visual) e que apresentava declividade menor;

- 2 classes, totalizando apenas 2,3 hectares na microbacia (0,05% da área total), eram representadas por alguns pontos isolados e dispersos na carta, correspondendo ao cruzamento de elevada declividade, proximidade dos rios e solos do tipo cambissolo ou podzólico. Estas classes, negligenciáveis quanto à área que ocupam e que dificilmente correspondem à realidade - cambissolos e podzólico em áreas montanhosas ou escarpadas -, foram agrupadas com a classe inferior, ou seja, que engloba áreas declivosas, próximas aos cursos d’água e com Terra Roxa Estruturada.

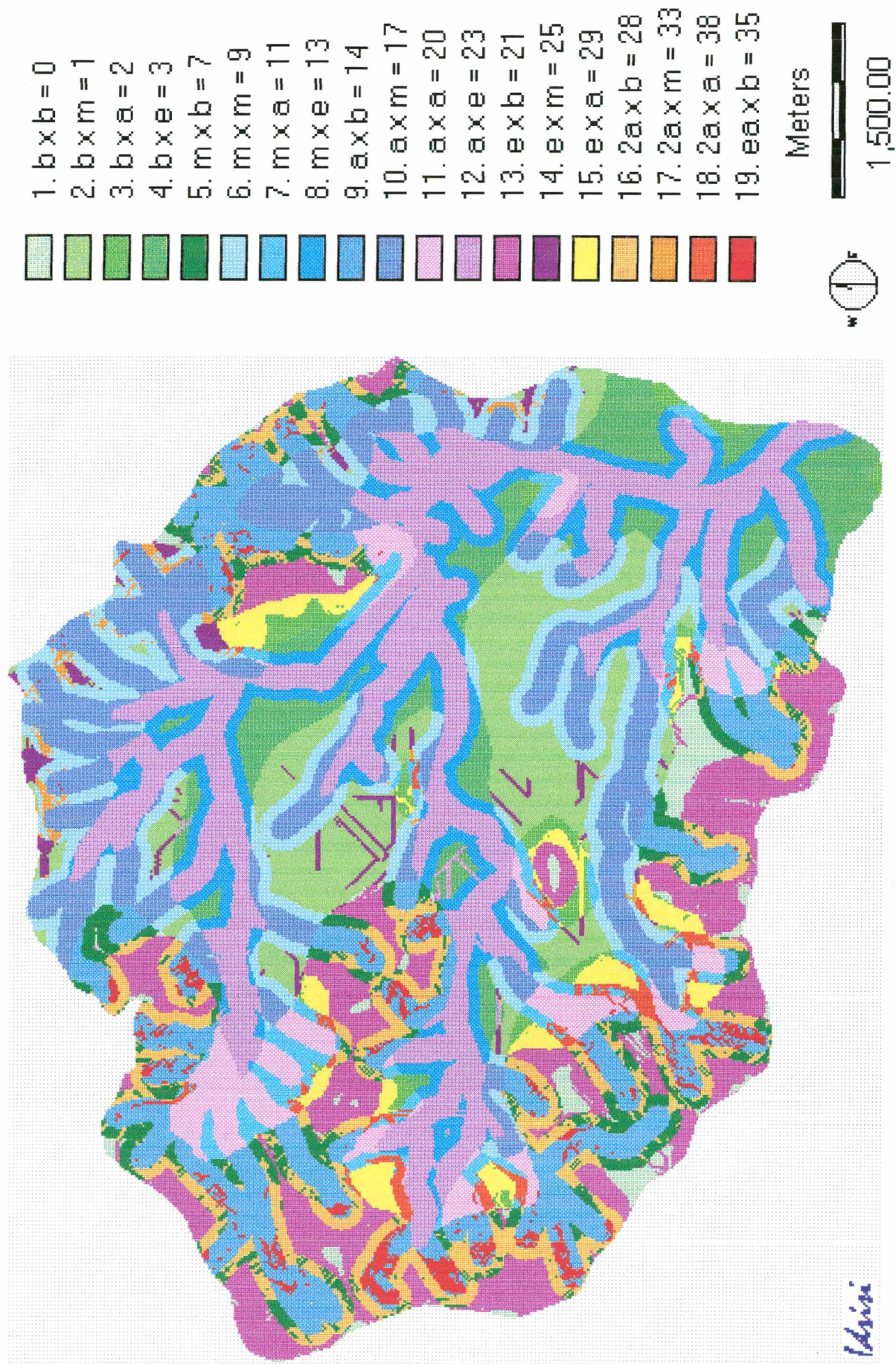


FIGURA 23: Obtenção das classes de vulnerabilidade ($n \times m$, onde $n = 1^\circ$ nível hierárquico, e $m = 2^\circ$ nível hierárquico).

4.3.2.3 A carta de vulnerabilidade

A carta de vulnerabilidade, apresentada na figura 23, permite a valoração de cada classe conforme a grade de penalidade das unidades de vulnerabilidade (quadro 7, capítulo 3, p. 81). Portanto, esta valoração, apresentada na legenda da figura 23, é obtida percorrendo a grade, sendo que a primeira letra da legenda corresponde ao primeiro nível hierárquico, e a segunda letra, ao segundo nível.

As duas situações extremas encontradas na microbacia do Córrego Garuva correspondem aos valores 0 e 38:

- 0 (zero): corresponde às áreas de declividade inferior a 8%, distância ao curso d'água superior a 200 metros e solo do tipo Terra Roxa Estruturada; estas áreas situam-se nas partes baixas das encostas de basalto ou no topo de morros;

- 38: corresponde às áreas de alta declividade (entre 20% e 45%) próximas aos cursos d'água (distância menor que 100 m) ou àquelas com elevada declividade (maior que 45%) a uma distância mediana dos cursos d'água (entre 100 m e 200 m) e com solo podzólico, localizado na parte inferior das encostas basálticas; em se tratando de solo podzólico, a situação mais provável é a de declividade entre 20% e 45% uma vez que acima desta este tipo de solo não foi mapeado.

Todas as situações possíveis, com as respectivas áreas, são apresentadas no quadro 16.

A fim de diminuir o número final de classes de vulnerabilidade (uma vez que esta carta terá que ser cruzada com o uso do solo, gerando inúmeras classes de risco), estas foram reclassificadas segundo os valores obtidos na grade de penalidade.

Após vários ensaios, optou-se por uma carta de vulnerabilidade com 6 classes, sendo que cada uma representa no mínimo 2,5% da área de estudo; elegendo um número maior de classes, as respectivas áreas seriam muito pequenas, e com um número menor informações seriam perdidas devido a um maior agrupamento das classes originais. Os valores da grade de penalidade referentes a cada uma das 6 classes constam no quadro 16. A carta de vulnerabilidade do meio com 6 classes é apresentada na figura 24.

QUADRO 16: Características das classes obtidas na carta de vulnerabilidade do meio à contaminação hídrica por agrotóxicos para a microbacia do Córrego Garuva. As diferentes cores representam as 6 classes finais da carta de vulnerabilidade do meio.

classe número	valor	área (ha)	declividade (%)	distância (m)	solo
1	0	83,45	< 8	> 200	Terra Roxa Estruturada
2	1	339,92			Cambissolos
3	2	59,00			Podzólico
4	3	225,63			Glei
5	7	181,64	< 8 ou 8 a 20	100 a 200	Terra Roxa Estruturada
6	9	378,07		Cambissolos	
7	11	105,30		> 200	Podzólico
8	13	316,75		Glei	
9	14	478,17	< 8 ou 8 a 20 ou 20 a 45	< 100	Terra Roxa Estruturada
10	17	524,31		Cambissolos	
11	20	174,17		100 a 200	Podzólico
12	23	747,50		> 200	Glei
13	21	422,77	8 a 20 ou 20 a 45 ou	< 100	Terra Roxa Estruturada
14	25	46,90		100 a 200	Cambissolos
15	29	106,38		> 200	Podzólico
16	28	290,22	20 a 45 ou	< 100	Terra Roxa Estruturada
17	33	21,13		Cambissolos	
18	38	40,55		> 45	100 a 200
19	35	73,82	> 45	< 100	Terra Roxa Estruturada

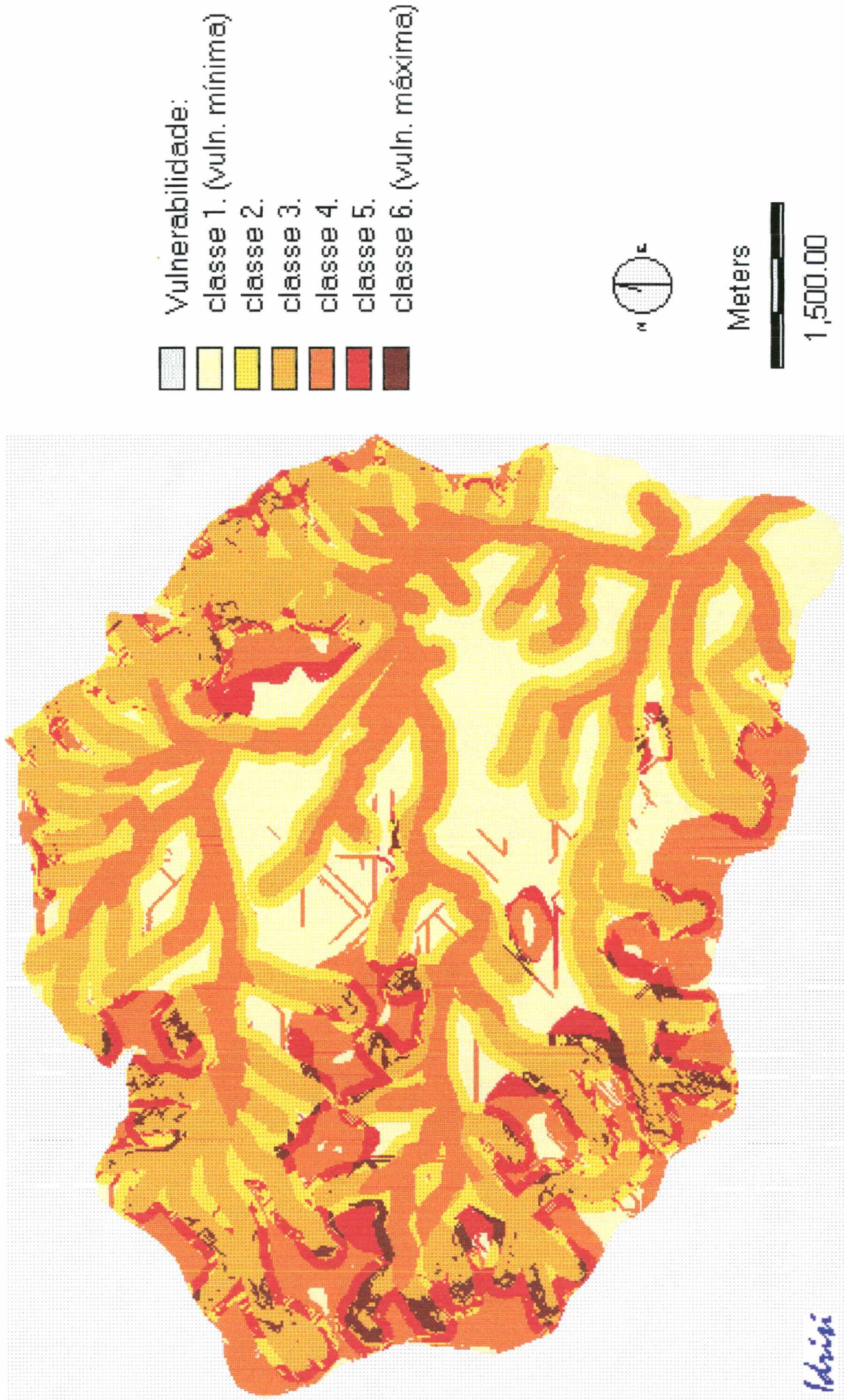


FIGURA 24: Seis classes de vulnerabilidade obtidas a partir de uma reclassificação da figura 23.

4.3.2.4 Classes de vulnerabilidade do meio à contaminação hídrica por agrotóxicos

Para auxiliar na análise da vulnerabilidade do meio, foi elaborado o quadro 17, que apresenta a proporção de cada tipo de solo ocorrente em diferentes declividades e em diferentes distâncias até o curso d'água⁶⁸.

QUADRO 17: Tipos de solo encontrados em diferentes áreas de declividade e em diferentes situações de distância ao curso d'água.

			Terra Roxa Estruturada	Cambissolo	Podzólico	Glei
Declividade	< 8%	área (ha)	225,74	1055,06	250,71	1289,88
		%	16,7	80,5	51,5	100
	8 - 20%	área (ha)	369,88	194,70	107,50	-
		%	24,2	14,8	22,1	-
20 - 45%	área (ha)	703,76	61,44	112,09	-	
	%	46,1	4,7	23,0	-	
> 45%	área (ha)	198,30	-	16,62	-	
	%	13,0	-	3,4	-	
Distância	< 100 m	área (ha)	549,60	525,19	175,69	747,50
		%	36	40,1	36,1	58,0
	100-200m	área (ha)	471,86	399,20	145,85	316,75
	%	30,9	30,4	29,9	24,5	
> 200 m	área (ha)	506,22	386,81	165,38	225,63	
	%	33,1	29,5	34,0	17,5	
área total		(ha)	1527,68	1311,2	486,92	1289,88

Através deste quadro percebe-se que toda a área de glei encontra-se em relevo plano ou suave ondulado, sendo que 58% estão situados a uma distância inferior a 100 metros dos cursos d'água, e apenas 17,5% a uma distância superior a 200 metros.

Grande área de cambissolos também encontra-se nesta situação de relevo: 1055 ha, ou seja, 80,5% de toda a área ocupada por estes solos (unidades de mapeamento Maracanã, Turvo e Sapiranga). O restante da área ocupada por estes solos situa-se principalmente em relevo ondulado.

⁶⁸ Para elaboração do quadro, inicialmente foram cruzados PI solo com PI declividade e PI solo com PI distância; em seguida foram verificadas as áreas de cada classe resultante.

O solo podzólico apresenta 51,5% de sua área em declividade inferior a 8%. A outra metade da área distribui-se igualmente em relevo ondulado e forte ondulado.

A Terra Roxa Estruturada predomina nas áreas de 8% a 45% de declividade (totalizando 70,3% da área, 1.074 ha), e 13% da sua área localiza-se em relevo forte ondulado, pois está situada nas encostas dos morros mais elevados.

Exceto para o glei, os outros solos apresentam aproximadamente 1/3 de sua área próximo aos cursos d'água (distância inferior a 100 metros), 1/3 a uma distância mediana (entre 100 e 200 metros) e 1/3 a uma distância maior que 200 metros.

A carta de vulnerabilidade do meio à contaminação hídrica por agrotóxicos da microbacia hidrográfica do Córrego Garuva mostra 6 áreas de vulnerabilidade distintas (figura 24):

a) Classe 1

A primeira classe da carta apresenta o menor índice de vulnerabilidade condicionado pela declividade inferior a 8% e pela grande distância entre os locais pertencentes à classe e os cursos d'água, independentemente do tipo de solo que se encontra no local (isto ocorre porque o tipo de solo encontra-se no 2º nível hierárquico, e não no primeiro).

A área ocupada por esta classe de vulnerabilidade é de 708 hectares, ou seja, 15,4% da área total da microbacia; é representada principalmente pela larga planície entre os morros elevados.

Quarenta e oito por cento (48%) desta classe ocorre sobre cambissolos e 32% sobre glei, totalizando 80% da área da classe; são os solos que efetivamente predominam no relevo plano ou suave ondulado.

b) Classe 2

A segunda classe, obtida a partir das classes com valor de vulnerabilidade entre 7 e 13 (segundo a grade de penalidade) e com 982 hectares, é determinada pela baixa declividade e distância mediana até o curso d'água (100 a 200 m), ou por um relevo ondulado (8% a 20% de declividade) e distância maior que 200 metros até o curso d'água, independentemente do tipo de solo.

Conforme pode ser observado na carta, a classe de vulnerabilidade 2 é menos importante na parte oeste da microbacia (onde predominam classes de maior vulnerabilidade).

Trezentos e dezessete hectares (317 ha) desta classe são representados por manchas de glei situadas a uma distância entre 100 e 200 metros do curso d'água mais próximo e com relevo plano ou suave ondulado (uma vez que não há glei em declividade superior a 8% - quadro 16), o que representa um terço de toda a área contida nesta classe. Proporção maior (38,5%) da classe ocorre sobre cambissolos.

c) Classe 3

A classe 3 abrange os valores de vulnerabilidade de 14 a 20, e corresponde a 1176,7 hectares, ou seja, 25,5% da área total da microbacia hidrográfica do Córrego Garuva.

Esta classe abrange áreas de pouca declividade (inferior a 8%) e próximas aos cursos d'água, ou com declividade entre 8% e 20% a uma distância mediana dos rios (entre 100 e 200 metros), ou ainda áreas com relevo forte ondulado (entre 20% e 45% de declividade) distantes mais de 200 metros dos cursos d'água. O tipo de solo passa a ser determinante nesta classe de vulnerabilidade, sendo que são compreendidas apenas áreas com as características descritas e solos do tipo Terra Roxa Estruturada, cambissolos ou podzólico; áreas com glei, que apresenta elevado risco de contaminação, não fazem parte desta classe.

Na classe 3 estão incluídas as maiores áreas dos solos acima citados: 478 hectares de Terra Roxa Estruturada, 524 hectares de cambissolos (o que representa 40% da área total deste tipo de solo), e 174 hectares de podzólico. A classe predomina, portanto, próximo ou nas encostas de basalto.

d) Classe 4

Na classe 4 (valores de vulnerabilidade entre 21 e 27), com 1217,2 hectares, estão incluídas: as manchas de glei próximas aos cursos d'água (a menos de 100 metros); manchas de Terra Roxa Estruturada e de cambissolos igualmente próximas, mas com declividade entre 8% e 20%, ou com declividade entre 20% e 45% e entre 100 e 200 metros distantes dos rios; áreas de Terra Roxa Estruturada com declividade superior (acima de 45%) mas distantes dos cursos d'água (uma vez que não ocorrem cambissolos nesta declividade - quadro 16).

O glei ocupa a maior parte da área da classe, 748 hectares, sendo seguido, em importância de área, pela Terra Roxa Estruturada: 423 hectares; os cambissolos ocupam apenas 3,9%, isto é, 47 hectares. Portanto, a classe ocorre principalmente junto a cursos d'água na planície aluvial e na zona oeste da microbacia, onde predomina a Terra Roxa Estruturada.

e) Classe 5

A quinta classe, de vulnerabilidade bastante elevada (valores entre 28 e 34 segundo a grade de penalidade, sendo que na microbacia o valor máximo obtido foi 38), ocupa 417,7 hectares, 9% da área da microbacia hidrográfica.

Nesta classe estão incluídas áreas:

- de solo podzólico com relevo ondulado, próximas aos cursos d'água, ou com relevo forte ondulado a uma distância mediana destes cursos (entre 100 e 200 metros); teoricamente incluem-se áreas com declividade acima de 45%, porém uma proporção muito pequena de podzólico encontra-se nesta situação (conforme mostra o quadro 16), tornando-a negligenciável;

- de Terra Roxa Estruturada, com declividade entre 20% e 45%, próximas aos cursos d'água, ou com declividade superior a 45% mas distantes mais de 200 metros dos rios; este tipo de solo nestas condições ocupa 69,5% da área total da classe, o que corresponde a 290,2 hectares;

- de cambissolos, que ocupam 46,9 hectares da classe (5%), com relevo forte ondulado e próximas aos rios.

Conforme se observa na carta de vulnerabilidade (figura 23), esta classe predomina na parte oeste da microbacia, ocorrendo algumas manchas a nordeste, próximas às cabeceiras dos rios, indicando a necessidade de proteção destas áreas evitando a implantação de culturas nas quais sejam aplicados agrotóxicos durante o ciclo.

Pequenas manchas dispersas na planície não correspondem à realidade, pois foram formadas a partir das linhas incorretas de declividade encontradas na carta de declividade (figura 13).

f) Classe 6

A classe 6, que mostra no espaço as áreas de maior vulnerabilidade, ocupa 2,5% da área da microbacia hidrográfica em estudo.

Inclui áreas muito pequenas de solo podzólico com declividade superior a 45% (pois apenas 16,6 hectares deste solo correm neste relevo) e com distância mediana até os cursos d'água, ou áreas deste solo com declividade entre 20% e 45% e próximas aos rios; predomina, no entanto, com 73,8 hectares, a Terra Roxa Estruturada com declividade superior a 45% e próximas aos cursos d'água.

Trata-se basicamente das nascentes dos pequenos córregos que levam à formação do Córrego Garuva, situados principalmente junto aos morros mais elevados, nas encostas de basalto na parte oeste da microbacia. Nestas áreas deve ser evitada ao máximo a implantação de culturas que utilizem agrotóxicos, mesmo que sejam permanentes, como a cultura da banana.

Uma síntese das características de cada classe de vulnerabilidade é apresentada no quadro 18.

QUADRO 18: Principais características das 6 classes que compõem a carta de vulnerabilidade do meio à contaminação hídrica por agrotóxicos na microbacia hidrográfica do Córrego Garuva.

classe	valores de vulnerabilidade	área (ha)	% da microbacia	declividade (%)	distância (m)	solo	observações
1	0 a 6	708,0	15,3	< 8	> 200	todos	predomina nas áreas de glei e cambissolo
2	7 a 13	981,8	21,3	< 8 ou 8 a 20	100 a 200 e > 200	todos	ocorre principalmente nas áreas de glei e ao norte, nos cambissolos, mas aumenta a proporção das áreas de Terra Roxa Estruturada e podzólico (em relação à classe 1)
3	14 a 20	1176,7	25,5	< 8 ou 8 a 20 ou 20 a 45	< 100 100 a 200 e > 200	Terra Roxa Estr. Cambissolos Podzólico	ocorre em toda a microbacia, onde estão presentes estes tipos de solo
4	21 a 27	1217,2	26,4	< 8 8 a 20 ou 20 a 45 ou > 45	< 100 e < 100 100 a 200 e > 200	Glei Terra Roxa Estr. Cambissolos	corresponde à parte de fundo de vale hidromórfico próximo aos cursos d'água e a áreas com Terra Roxa Estruturada (a área de cambissolos é ínfima)
5	28 a 34	417,7	9,0	8 a 20 ou 20 a 45 ou > 45	< 100 100 a 200 e > 200	Podzólico	ocorre principalmente junto aos morros elevados, na parte oeste da microbacia; predomina na classe a Terra Roxa Estruturada, seguida do podzólico (a área de cambissolos é mínima)
6	35 a 41	114,4	2,5	20 a 45 ou > 45	< 100 100 a 200 e > 45	Terra Roxa Estr. Cambissolos Podzólico Terra Roxa Estr.	corresponde principalmente às nascentes de pequenos córregos que formam o córrego Garuva, na área de morros elevados

4.3.3 Carta de Ação Antrópica

A carta de ação antrópica, formada pelas unidades antrópicas expressas espacialmente através do uso do solo, foi elaborada a partir de uma interpretação de imagem de satélite, conforme visto anteriormente. Esta interpretação resultou na figura 19 (p. 110).

Torna-se necessário, então, verificar quais os agrotóxicos utilizados em cada classe de uso do solo: culturas anuais de sequeiro, arroz irrigado, cultivo da banana. Nas áreas de mata + reflorestamento e nas pastagens não é considerado o uso de agrotóxico, pois apenas alguns produtores rurais utilizam herbicidas nas pastagens⁶⁹.

4.3.3.1 Agrotóxicos utilizados

Os agrotóxicos utilizados, com seus respectivos dados necessários, constam no quadro 18, que inclui produtos não incluídos na valoração das unidades antrópicas.

a) *Culturas anuais de sequeiro*

A principal cultura anual de sequeiro é o fumo, sendo cultivado por praticamente todos os produtores rurais da microbacia do Córrego Garuva, predominando em áreas de relevo pouco acentuado: dos 1.241 hectares de cultura anual, 730 hectares possuem menos de 8% de declividade, enquanto 235 hectares estão em áreas com mais de 20% de declividade.

O preparo dos canteiros inicia em meados de maio. As mudas de fumo são produzidas em canteiros de 50m², sendo o solo adubado e em seguida esterilizado com Brometo de Metila, antes da sementeira (figura 25, A e B).

O transplante para a área definitiva é realizado cerca de 60 dias após a sementeira; a colheita inicia em outubro/novembro, durando cerca de 60 dias (neste período são realizadas de 8 a 10 “apanhadas” (colheitas), normalmente uma por semana).

Cada canteiro produz entre 7 mil e 10 mil mudas, sendo que 1 hectare de plantio definitivo possui 16.666 mil plantas (SOUZA CRUZ, 199_). O fumo, após a colheita, é secado em estufa, e a referência de quantidade produzida é em “estufas” (ou seja, o agricultor planta 1 estufa, ou 2 estufas, etc). Cada estufa equivale a 2 hectares, o que necessita da produção de 5 canteiros de mudas, ou seja, para 2 hectares de fumo tem-se 250 m² da canteiro. Portanto, para os

⁶⁹ Poucos agricultores utilizam herbicida nas pastagens uma vez por ano: o produto de nome comercial Tordon 2,4-D (nome técnico: picloran sal trietilonamina, ou 2,4-D sal trietilonamina).

1.241 hectares de fumo na lavoura são preparados 15,5 hectares de canteiros, ou ainda, para cada hectare de fumo, tem-se 125 m² de canteiro.



A. Produtores de fumo recolhendo o plástico que recobria os canteiros após a aplicação do Brometo de Metila.



B. Latas de Brometo de Metila utilizadas e deixadas a campo por vários dias.

FIGURA 25: Esterilização dos canteiros de fumo com Brometo de Metila na microbacia hidrográfica do Córrego Garuva, comunidade de Garuva Alta (maio/96)

Vários são os agrotóxicos utilizados nesta cultura, seja no canteiro, seja na lavoura (SOUZA CRUZ, 199_), conforme pode ser observado no quadro 19. Após a colheita, é aplicado Round-up na área. O valor de penalidade das unidades antrópicas com cultivo de fumo é apresentado no quadro 20.

No canteiro, o produto que possui maior valor de penalidade é o Brometo de Metila, porém em função do maior número de vezes de aplicação dos outros agrotóxicos, estes apresentam maior risco, totalizando, por canteiro, o valor de 289/50 m². Para a lavoura, o valor é 194/ha, resultado obtido em função do elevado número de aplicações do inseticida Orthene.

Nas áreas de plantio de fumo, após a colheita deste, são plantados principalmente milho ou adubação verde (mucuna ou crotalária); alguns produtores plantam feijão (figura 26). Em nenhuma destas culturas são utilizados agrotóxicos. Como adubação verde de inverno, predomina o cultivo da aveia.



FIGURA 26: Plantio de feijão e de milho sobre a resteva do fumo; ao fundo, plantio de eucalipto (microbacia do Córrego Garuva, comunidade de Garuva, maio/96)

QUADRO 19: Agrotóxicos utilizados em diferentes culturas e respectivos valores antrópicos (segundo grade de penalidade - quadro 10, capítulo 3)

nome técnico	nome comercial	classe toxic.	DT50 (dias)	Koc	solubilidade (mg/l, 20°C)	categoria	quantidade aplicada/ano	grade penalidade	valor grade
FUMO canteiro									
brometo de metila	Bromex, Bromo Fersol, Bromo Flora	I	55	22	13.400	inseticida, fungicida e nematocida fumigante	3 latas de 450g/50m ²	ae 2a	24
thiabendazole	Tecto 600 PM	IV	403	2.500	50 (25°C)	fungicida	5 x 15g/50m ²	a m	17
mancozeb	Dithane, Manzate800	III	70	>2.000	6	fungicida	5 x 15g/50m ²	e b	21
acefato	Orthene 750 BR	III	3	2	650.000	inseticida e acaricida	5 x 15g/50m ²	m 2a	15
FUMO lavoura									
acefato	Orthene 750 BR	III	3	2	650.000	inseticida	10 x 750g/ha	m 2a	15
flumetralin	Prime-Plus BR	II	20	10.000	0,1	Regulador de crescimento (antibrotante)	1 x 3 l/ha	e b	21
glifosate	Round-up	IV	47	320	12.000	herbicida	1 x 4 l/ha	a e	23
ARROZ IRRIGADO									
glifosate	Round-up	IV	47	320	12.000	herbicida	1 x 4 l/ha	a e	23
carbofuran	Furadan 350 SC	I	50	22	700	inseticida nematocida	1 x 1,5 l/ha	ae 2a	59
lambdacyhalotrin	Karate	II	30	180.000	0,005	inseticida	1 x 150 ml/ha	e b	21
oxadiazon	Ronstar 250 BR	II	60	3.200	0,7	herbicida	1 x 4 l/ha	2a b	28
pirazosulfuron-etil	Sirius 250 SC	IV	?	?	?	herbicida	1 x 70 ml/ha	?	?
metsulfuron-methyl	Ally	III	30	35	9.500	herbicida	1 x 3,3 g/ha	a 2a	26
quinclorac	Facet PM	III	?	?	?	herbicida	1 x 750 g/ha	?	?
clomazone	Gamit	II	24	300	1.100	herbicida	1 x 1,4 l/ha	e e	33

(continua)

QUADRO 19 (continuação)

nome técnico	nome comercial	classe toxic.	DT50 (dias)	Koc	solubilidade (mg/l, 20°C)	categoria	quantidade aplicada/ano	grade penalidade	valor grade
BANANA									
propiconazole	Tilt CE	III	110	650	110	fungicida	10 x 0.4 l/ha	e m	25
óleo mineral	Assist	IV	?	?	?	inseticida acaricida adjuvante	10 x 8 l/ha	?	-
thiophanate methyl	Cercobin 500SC	IV	10G	1.830E	3.5	fungicida	0.5 l/ha	-	-
glifosate	Round-up	IV	47	320	12.000	herbicida	2 x 4l/ha	a e	23

QUADRO 20: Valores totais das unidades antrópicas. O valor sombreado corresponde ao valor dos agrotóxicos multiplicado pela área onde são aplicados. Valores de pastagem e de mata + reflorestamento: 0 (zero).

nome técnico	quantidade aplicada/ano	valor grade (quadro 18)	valor total
FUMO canteiro	(em 50m ²)		
brometo de metila	1 x 3 latas de 450g	24	24
thiabendazole	5 x 15g	17	85
mancozeb	5 x 15g	21	105
acefato	5 x 15g	15	75
- sub-total			289/50m ²
FUMO lavoura	(em 1 ha)		
acefato	10 x 750g	15	150
flumetralin	1 x 3 l	21	21
glifosate	1 x 4 l	23	23
- sub-total			194/ha
valor total para o FUMO		289/canteiro +	194/ha
ARROZ canais e taipas	(em 1 ha)		
glifosate	1 x 4 l	23	23
- sub-total			23/ha
ARROZ quadras	(em 1 ha)		
carbofuran	1 x 1,5 l	59	59
lambdacyhalotrin	1 x 150 ml	21	21
oxadiazon	1 x 4 l	28	28
metsulfuron-methyl	1 x 3,3 g	26	26
clomazone	1 x 1,4 l	33	33
- sub-total			213/ha
valor total para o ARROZ		23/ha taipa e canal +	213/ha quadra
BANANA	(em 1 ha)		
propiconazole	10 x 0,4 l/ha	25	250
glifosate	2 x 4 l/ha	23	46
- valor total para a BANANA			296/ha

b) Arroz irrigado

A cultura do arroz irrigado ocupa 793 hectares na microbacia hidrográfica do Córrego Garuva, concentrando-se na área central menos declivosa (figura 27), sobre solos do tipo glei (643 ha) e cambissolos (150 ha)⁷⁰.

O plantio do arroz pré-germinado, em áreas sistematizadas, ocorre entre 15 de outubro e 15 de novembro (período recomendado pela EPAGRI, 199_), sendo a colheita principalmente em fevereiro e março (segundo a cultivar utilizada).

Nesta cultura são utilizados principalmente herbicidas, aplicados através do sistema de "benzedura manual". A benzedura do arroz consiste na aplicação do produto quase puro (misturado com pouca água) diretamente na água de irrigação, através de pulverizador costal dotado de bicos cônicos (ANDREI, 1996) ou do qual é retirado o bico pulverizador a fim de que o agrotóxico seja distribuído sob forma de jato, atingindo a lâmina de água que dilui o produto em toda a área da quadra da arroz. Outra forma de aplicar os agrotóxicos, menos utilizada na microbacia em estudo, é através do gotejamento, onde o produto é gotejado junto à entrada de água na quadra de arroz.

Os principais agrotóxicos comerciais utilizados são o Furadan, o Sirius e o Karatê; pode-se considerar que em 50% da área utiliza-se ainda o herbicida Facet, e em 50%, o Gamit. Na avaliação de riscos, devido à falta de informações sobre DT50 e Koc do Facet, foi calculado o valor de penalidade apenas do Gamit. A mesma indisponibilidade de dados ocorre com o Sirius; portanto, apesar de utilizado em proporção menor (em substituição ao Sirius), serão consideradas as características do Ally na avaliação (quadro 19). Dos produtos citados, o que apresenta maior risco de contaminação é o Furadan, cujo valor (59) corresponde ao valor máximo da grade de penalidade (quadro 10), pois é muito tóxico, apresenta baixa adsorção, elevada solubilidade e alta persistência no ambiente. Os demais agrotóxicos possuem valores mais baixos, variando entre 21 e 33.

O Ronstar é aplicado em pré-plantio, com uma lâmina de água que permanece entre 7 e 10 dias na quadra, sendo esta água liberada cerca de 4 dias antes do plantio do arroz pré-germinado (EPAGRI, 199_). Isto deve ser considerado na análise de riscos, pois apesar do Ronstar apresentar valor 28 (quadro 19), a lâmina d'água é solta nos córregos com o produto (que possui alta persistência), contaminando diretamente os cursos d'água.

Além destes, é utilizado o glifosate nos canais de irrigação; considera-se que 10% da área de arroz irrigado corresponde a canais de irrigação, de drenagem e taipas entre as quadras⁷¹, o que representa 79 hectares. A área real de plantio de arroz, portanto, corresponde a 714 hectares (793 ha totais - 73 ha de canais e taipas).

O quadro 20 apresenta o cálculo das unidades antrópicas, mostrando o valor das unidades correspondentes às áreas de cultivo de arroz irrigado, que se distribuem na planície aluvial, subdividindo-se na área das taipas e nas quadras.



FIGURA 27: Na microbacia hidrográfica do Córrego Garuva, o arroz é cultivado nas áreas de planície, sistematizadas, e a cultura da banana ocupa as encostas (abril/96)

c) Cultivo da bananeira

Dos 516 hectares ocupados pela cultura da banana, 476 hectares estão implantados sobre Terra Roxa Estruturada; os 40 hectares restantes dividem-se sobre solos podzólico e cambissolo. Quanto à declividade, 69% da cultura está implantada em áreas de declividade superior a 20% (figuras 27 e 28).

⁷⁰ Os dados de uso do solo x tipo de solo e de uso do solo x declividade foram obtidos através do cruzamento dos respectivos PI's no programa IDRISI.

⁷¹ Comunicação oral do Engenheiro Agrônomo do Escritório Local da EPAGRI de Turvo, Renato Pescador, que atua na região na área de sistematização de terras para cultivo de arroz irrigado. Os valores podem variar de 8% a 25% da área de cultivo, segundo o tipo de taipa (permanente ou não, sendo que as não permanentes tendem a ser maiores) e a área e sistematização das quadras (com relevo menos plano, o tamanho das quadras é menor, aumentando a proporção de área perdida para plantio).

Nesta cultura, é utilizado principalmente o fungicida Tilt com óleo mineral. As aplicações são mais frequentes no verão, de 21 em 21 dias, diminuindo a frequência no inverno, fazendo-se em média 10 aplicações anuais. Alguns produtores utilizam o Cercobin em substituição ao Tilt.

O herbicida Round-up é utilizado duas vezes por ano, conforme mostra o quadro 19.

Os valores de penalidade das unidades antrópicas, relativos às áreas de cultivo de banana, constam do quadro 20, onde se obtém o valor de 296/ha.

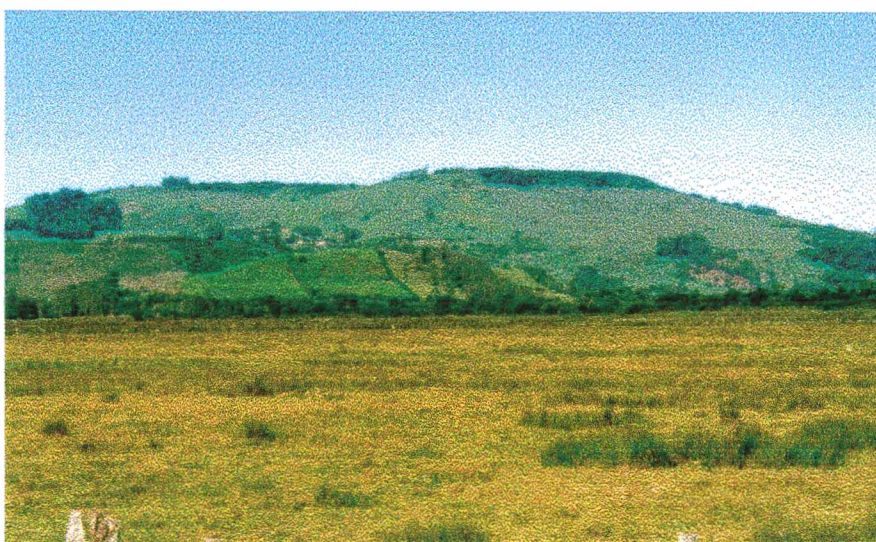


FIGURA 28: Morro cultivado com banana; no fundo do vale, além do arroz irrigado, ocorrem pastagens (abril/96).

4.3.3.2 Considerações sobre o “risco antrópico”

Os valores das unidades antrópicas apresentados no quadro 20 não podem ser interpretados sem que sejam considerados os ciclos das culturas. Apesar do risco apresentado pelo uso dos agrotóxicos não findar com o final dos ciclos, pois os produtos permanecem no solo e na água, o risco de contaminação é maior no período em que são aplicados devido à sua persistência no ambiente e ao maior risco de transporte com as primeiras precipitações após a aplicação. Neste sentido, não é possível comparar diretamente o valor 213/ha referente às quadras da cultura do arroz irrigado com o valor 296/ha da cultura da banana.

Em função do acima exposto, foi elaborado o quadro 21 que visa auxiliar a interpretação dos valores obtidos.

QUADRO 21: Valores das unidades antrópicas, ciclo de cada cultura e área de ocorrência na microbacia hidrográfica

cultura		valor antrópico	área (ha)	ciclo (meses)
fumo	canteiros	289	15,5	2
	lavouras	194	1.241	5
arroz irrigado	taipas e canais	23	73	
	quadras	213	714	4 - 5
banana		296	516	12

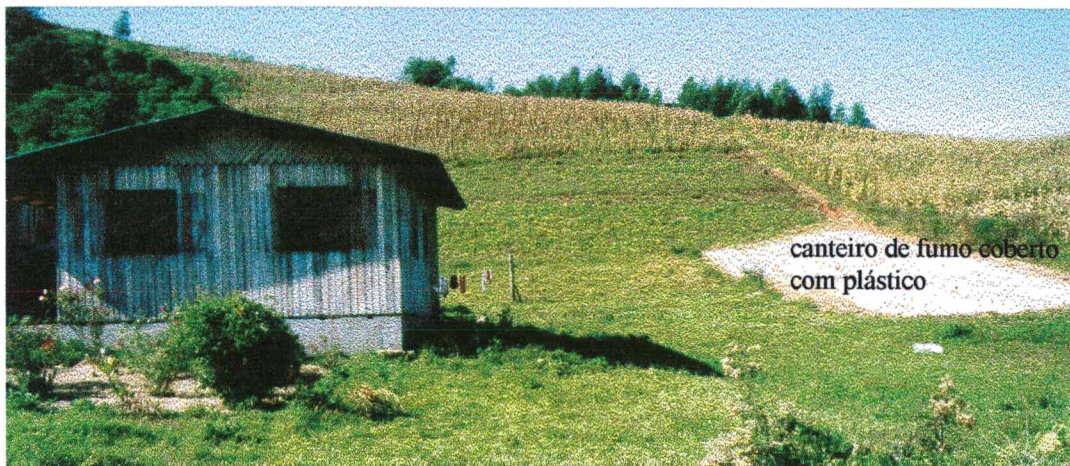
Outra observação diz respeito ao valor das unidades antrópicas a às respectivas áreas, onde devem ser analisadas a área total de ocorrência de cada cultura e sua distribuição na microbacia hidrográfica. O quadro 21 mostra as áreas para cada unidade antrópica. Não é possível multiplicar o valor da unidade pela área para se obter um valor geral para toda a microbacia, pois os valores antrópicos não são absolutos, e sim relativos.

Contudo, verifica-se que o valor por hectare, 296, para a cultura da banana representa o risco distribuído ao longo de todo o ano, o que difere em muito das demais culturas que utilizam agrotóxicos (arroz irrigado e fumo), cujo ciclo é de alguns meses. Além disso, a área de cultivo de banana é menor que a do arroz irrigado e do fumo, indicando que, apesar do elevado valor obtido, o risco de contaminação ao longo do ano é menor que o das outras duas culturas, porém de caráter mais permanente. Já o fumo e o arroz irrigado apresentam risco concentrado nos períodos de maio a janeiro e outubro a março, respectivamente.

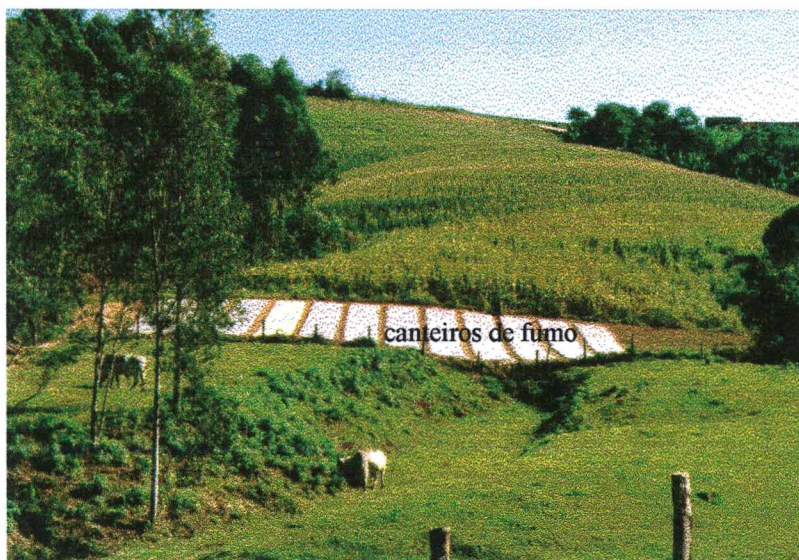
Quanto ao fumo, o maior valor obtido é nos canteiros que totalizam apenas 15,5 hectares na microbacia. No entanto, estes canteiros distribuem-se em toda a microbacia, e situam-se normalmente próximos às residências dos agricultores, ou nas encostas, próximo a nascentes (figuras 29 A e B); além disso, o risco antrópico ocorre em um curto espaço de tempo: 2 meses, período de produção de mudas.

Já o período de lavoura é mais longo, 5 meses do plantio ao final da colheita, ou seja, esse risco é menos concentrado ao longo do tempo. No entanto, a área de ocorrência é a maior (comparada com a da cultura da banana e do arroz irrigado), indicando que a cultura do fumo, quanto aos agrotóxicos utilizados, apresenta elevado risco de contaminação dos recursos hídricos.

O mesmo pode ser afirmado sobre a cultura do arroz irrigado, cujo ciclo é de 4 a 5 meses e, apesar de ocupar área menor que a do fumo, apresenta risco relativo maior no que se refere aos agrotóxicos aplicados.



A. Junto às casas dos produtores



B. Nas encostas, muitas vezes próximo a nascentes

FIGURA 29: Localização dos canteiros de fumo (microbacia do Córrego Garuva, comunidade de Maracanã, maio/96).

A figura 30 evidencia as áreas onde são aplicados agrotóxicos, englobando as culturas do fumo, de arroz irrigado e da banana, visivelmente distribuídas por toda a microbacia hidrográfica, totalizando 25,4 km², o que representa pouco mais de 50% da área total de estudo.



FIGURA 30: Distribuição das culturas que utilizam agrotóxicos (fumo, arroz irrigado e banana) na microbacia do Córrego Garuva.

4.3.4 Carta de Riscos de Contaminação Hídrica por Agrotóxicos

Obtém-se a carta de riscos a partir do cruzamento das cartas de vulnerabilidade (figura 24) e da carta de ação antrópica (carta de uso do solo, figura 19). O cruzamento, realizado no programa IDRISI, resultou na figura 31.

Esta figura mostra os 6 níveis de vulnerabilidade (de vulnerabilidade mínima à máxima) combinados com os diferentes tipos de uso do solo: pastagem, arroz irrigado, culturas anuais de sequeiro (fumo), mata + reflorestamento e banana. Para elaboração da carta final de riscos, no entanto, as áreas de mata + reflorestamento e de pastagem podem ser agrupadas, uma vez que nestas unidades antrópicas não são usados agrotóxicos na área de estudo, ou seja, o risco antrópico é 0 (zero).

Fazendo-se, portanto, uma reclassificação deste primeiro cruzamento, obtém-se a figura 32, que corresponde efetivamente à carta final de riscos de contaminação hídrica por agrotóxicos para a microbacia hidrográfica do Córrego Garuva, que compreende 22 classes de risco.

4.3.4.1 As classes de risco de contaminação hídrica por agrotóxicos: figura 31

As primeiras seis classes (1 a 6) mostram as áreas onde o meio apresenta diferentes graus de vulnerabilidade, porém não são utilizados agrotóxicos na área de estudo (valor $A = 0$), pois referem-se às áreas de mata + reflorestamento e de pastagem. A partir do quadro 22, que fornece as áreas para cada classe de risco obtida, calcula-se que quase 60% das áreas que apresentam vulnerabilidade máxima são ocupadas por estes tipos de uso do solo. Para os outros níveis de vulnerabilidade, mata + reflorestamento e pastagens ocupam entre 40% e 50% da área.

Das classes 7 a 10 estão representadas as áreas de cultivo de arroz irrigado, com vulnerabilidade crescente. Segundo o quadro 22, a cultura do arroz irrigado predomina na classe de vulnerabilidade 4 (sendo o valor máximo igual a 6), ou seja, nas áreas de declividade inferior a 8%, mas próximas aos cursos d'água (distância inferior a 100 metros), reforçando o elevado risco destas áreas em função do manejo dos agrotóxicos na cultura e das características físico-químicas dos produtos utilizados.

A cultura do fumo, que apresenta igualmente elevado risco antrópico, ocorre em todas as classes de vulnerabilidade, ocupando 32% e 36% das áreas totais da vulnerabilidade 2 e 3, respectivamente, predominando nestas áreas.

- | | |
|--|-------------------------|
| | 1. V(1) - pastagem |
| | 2. V(2) - pastagem |
| | 3. V(3) - pastagem |
| | 4. V(4) - pastagem |
| | 5. V(5) - pastagem |
| | 6. V(6) - pastagem |
| | 7. V(1) - arroz irrig. |
| | 8. V(2) - arroz irrig. |
| | 9. V(3) - arroz irrig. |
| | 10. V(4) - arroz irrig. |
| | 11. V(1) - cult. anual |
| | 12. V(2) - cult. anual |
| | 13. V(3) - cult. anual |
| | 14. V(4) - cult. anual |
| | 15. V(5) - cult. anual |
| | 16. V(6) - cult. anual |
| | 17. V(1) - mata |
| | 18. V(2) - mata |
| | 19. V(3) - mata |
| | 20. V(4) - mata |
| | 21. V(5) - mata |
| | 22. V(6) - mata |
| | 23. V(1) - banana |
| | 24. V(2) - banana |
| | 25. V(3) - banana |
| | 26. V(4) - banana |
| | 27. V(5) - banana |
| | 28. V(6) - banana |

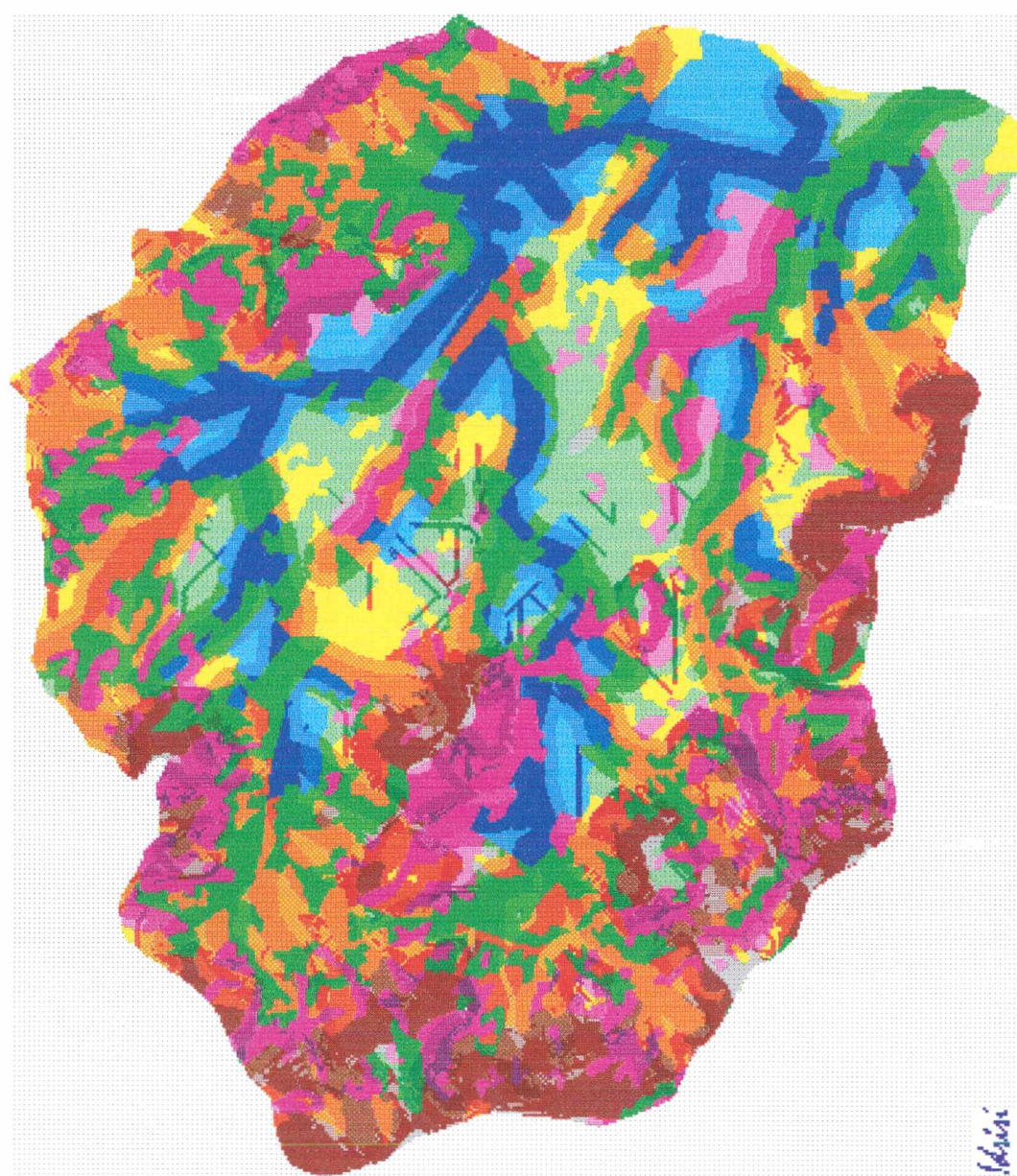


FIGURA 31: Carta de riscos obtida a partir do cruzamento das cartas de vulnerabilidade e de ação antrópica (28 classes).

Classes: 1 a 6 - pastagem e mata + reflorestamento; 7 a 10 - arroz irrigado (23 ref. taipas e canais/213 ref. quadras); 11 a 16 - fumo (289 ref. canteiros/194 ref. lavoura); 17 a 22 - banana.

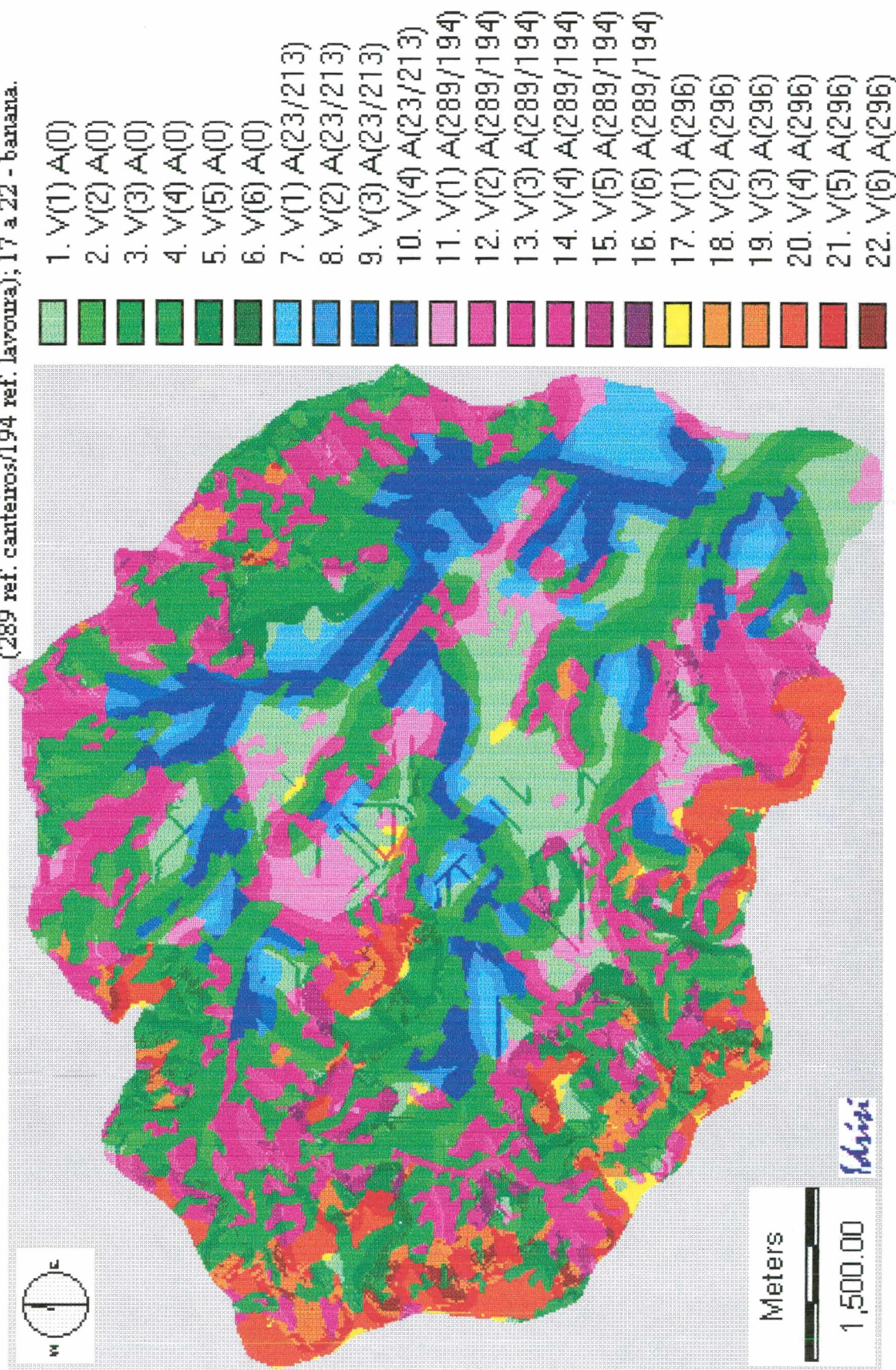


FIGURA 32: Carta de riscos de contaminação hídrica por agrotóxicos da microbacia hidrográfica do Córrego Garuva.

Vinte e um hectares de fumo ocorrem em áreas de vulnerabilidade muito elevada (classe 6), em uma declividade acima de 20% e a menos de 200 metros de distância dos rios. Estas características intrínsecas ao meio, aliadas ao elevado risco antrópico, indicam, sem dúvida, zonas de maior risco de contaminação hídrica por agrotóxicos, normalmente junto às nascentes dos córregos.

QUADRO 22: Áreas referentes às classes de risco de contaminação hídrica por agrotóxicos obtidas na figura 31.

Classe	Uso do solo	Valor V	Valor A	Área (hectares)
1	mata + reflorestamento e pastagem	1	0 (zero)	351
2		2		405
3		3		575
4		4		464
5		5		208
6		6		67
7	arroz irrigado	1	23/213	134
8		2		219
9		3		73
10		4		361
11	fumo	1	289/194	193
12		2		310
13		3		429
14		4		189
15		5		99
16		6		21
17	banana	1	296	29
18		2		47
19		3		99
20		4		202
21		5		112
22		6		27

Quanto ao cultivo da banana, este predomina nas classes de vulnerabilidade 4 e 5. Nas classe de vulnerabilidade 6 há 27 hectares de cultivo de banana, indicando uma contaminação “contínua” ao longo de todo o ano das nascentes dos córregos pelos principais agrotóxicos utilizados, Tilt ou Cercobin (aplicados várias vezes em um ano, principalmente no verão) e Round-up (que é aplicado duas vezes ao ano, mas apresenta altas solubilidade em água e persistência no ambiente).

A figura 33 visa ressaltar as áreas de maior risco de contaminação hídrica por agrotóxicos na microbacia hidrográfica do córrego Garuva. Na classe 1 da carta estão incluídas as áreas onde não são aplicados agrotóxicos, definindo um risco de contaminação nulo; a classe 2, denominada de “risco mediano”, compreende as classes de vulnerabilidade 1 a 4 para as culturas do fumo e da banana e 1 a 2 para a cultura do arroz irrigado. A classe 3 da figura 33 inclui as áreas de risco máximo: vulnerabilidade 5 e 6 para as culturas do fumo e da banana, e 3 e 4 para a do arroz irrigado.

Esta figura mostra que ocorre risco elevado de contaminação em toda a microbacia, chamando a atenção para as áreas de cultivo de arroz irrigado próximas aos cursos d’água.

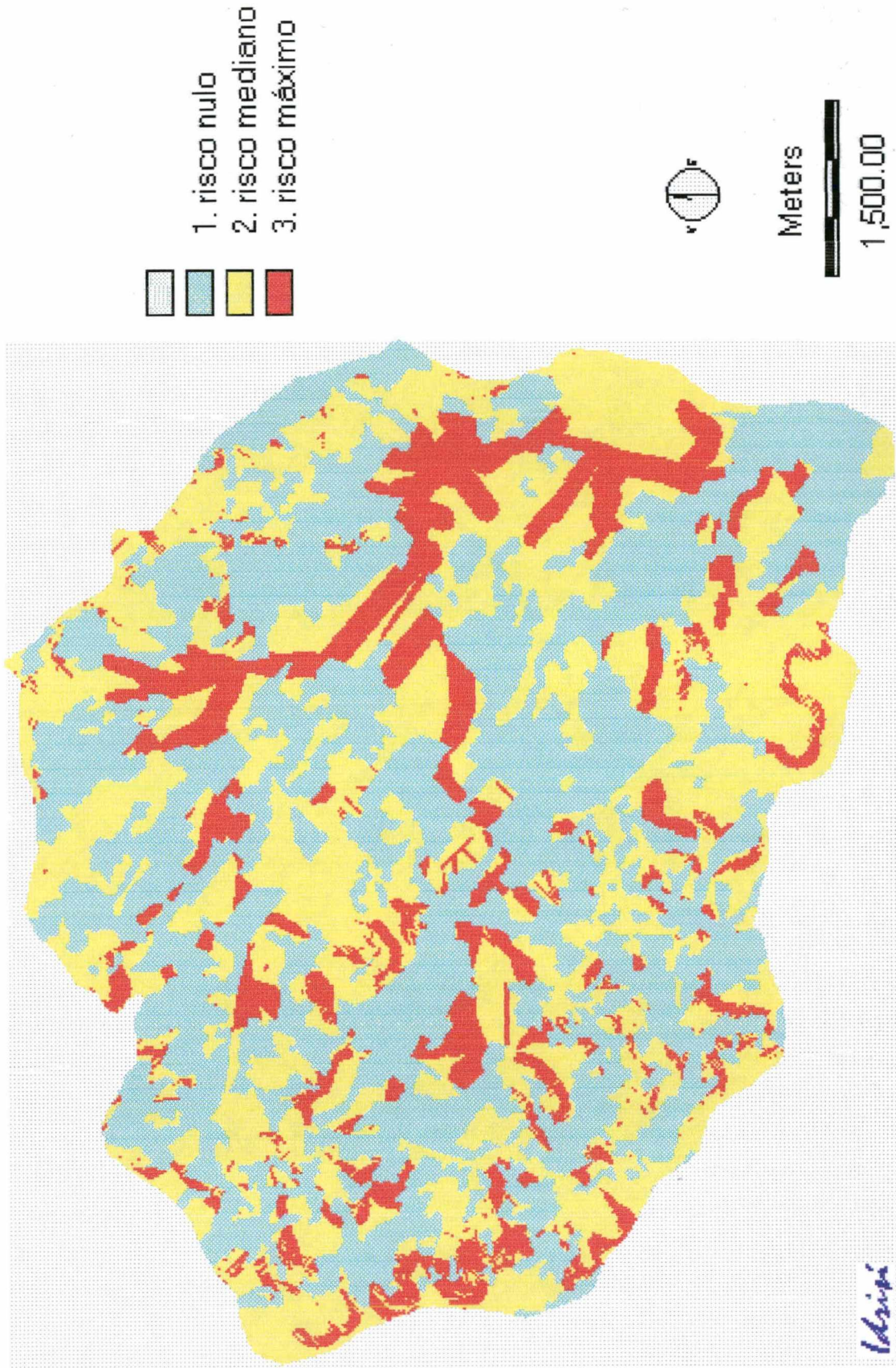


FIGURA 33: Áreas de risco de contaminação hídrica por agrotóxicos nulo, mediano e máximo na microbacia do Córrego Garuva.

4.4 CONCLUSÃO

Ao se considerar o ciclo das culturas que utilizam agrotóxicos, os períodos em que estes são aplicados e a distribuição espacial das culturas, conclui-se que durante todo o ano, em toda a microbacia hidrográfica do Córrego Garuva, existe um elevado risco de contaminação hídrica por agrotóxicos. Isto se deve:

- à distribuição espacial da cultura do fumo, que utiliza produtos com elevado valor antrópico de penalidade em toda a microbacia hidrográfica;

- ao elevado risco antrópico resultante da aplicação de agrotóxicos nos canteiros de fumo, situados em encostas, muitas vezes próximo a nascentes ou próximo a residências de agricultores;

- aos elevados índices de erosividade no início do desenvolvimento da cultura do fumo a campo (lavoura), nos meses de julho e agosto, que propiciam o escoamento superficial e a erosão;

- aos agrotóxicos utilizados na cultura do arroz irrigado, com elevado valor antrópico, sendo que esta cultura predomina próximo aos cursos d'água nas áreas sistematizadas da planície entre os morros elevados;

- ao manejo da cultura do arroz irrigado, onde os agrotóxicos são aplicados diretamente na água de irrigação, a qual é liberada posteriormente diretamente nos cursos d'água;

- à aplicação contínua de agrotóxicos na cultura da banana, situada nos morros onde localizam-se as nascentes dos córregos.

Cabe lembrar que este elevado risco de contaminação hídrica refere-se à aplicação de agrotóxicos nas condições julgadas “apropriadas”, ou seja, usando doses prescritas e utilizando práticas recomendadas. Em outras palavras, mesmo quando utilizados “corretamente”, esses produtos, por serem tóxicos, sempre apresentarão o risco de contaminação ambiental.

Além disso, deve-se considerar que, certamente, vários produtores rurais podem não utilizar apenas as doses prescritas, ou não tomam os cuidados necessários quanto ao abastecimento dos pulverizadores, à lavagem do equipamento e ao destino que deve ser dado às embalagens dos produtos. Ou seja, vários agricultores abastecem e lavam os equipamentos junto às fontes d'água ou diretamente nos córregos, não utilizando a tríplex lavagem na própria lavoura após a aplicação dos agrotóxicos, e deixam as embalagens no campo, sujeitas a atingirem os córregos, contaminando-os diretamente. Este comportamento agrava o quadro de riscos de contaminação em toda a microbacia hidrográfica.

Cabe lembrar, no entanto, que mesmo quando aplicados sob condições apropriadas, em doses prescritas utilizando práticas específicas, ou seja, mesmo quando “utilização corretamente”, estes produtos, por serem tóxicos, sempre apresentarão um risco de contaminação ambiental.

A carta de riscos de contaminação hídrica por agrotóxicos do Córrego Garuva mostra áreas de baixa vulnerabilidade, ainda não ocupadas por culturas que utilizam esses produtos, situadas nas áreas menos declivosas, distantes dos cursos d'água. Em caso de necessidade de expansão das áreas cultivadas, nas quais agrotóxicos são aplicados, é preferível que estas áreas de baixa vulnerabilidade sejam ocupadas, ao invés de áreas que apresentem maior vulnerabilidade à contaminação hídrica.

Por outro lado, o uso de agrotóxicos em áreas de elevada vulnerabilidade, principalmente junto às encostas e nascentes de córregos, deve ser evitado ao máximo. O ideal seria que em áreas que atualmente apresentam elevado risco de contaminação, por apresentarem elevada vulnerabilidade conjugada ao elevado uso de agrotóxicos, o uso do solo fosse alterado, implantando-se nestes locais cultivos que não utilizam estes produtos. Nestas encostas, junto às nascentes e ao longo dos córregos, o reflorestamento seria o mais indicado, transformando estes locais em áreas de proteção ambiental e de uso ou manejo controlado.

Apesar de não se ter dados absolutos, os casos mais críticos parecem ser o do cultivo do arroz irrigado, seguido do fumo, pois ambos os tipos de uso do solo apresentam grandes áreas de ocupação em locais de alta vulnerabilidade do meio à contaminação hídrica por agrotóxicos.

No caso do fumo, o plantio distante dos cursos d'água e em áreas de relevo até 20% de declividade, amenizariam os riscos. Isto deve vir acompanhado da implantação de práticas que reduzam as perdas de água e solo (como plantio direto, plantio em curvas de nível, construção de cordões vegetados), pouco observadas na microbacia do córrego Garuva.

O caso do arroz irrigado é mais complexo. A implantação de uma faixa de preservação permanente ao longo dos cursos d'água não reduziria os riscos de contaminação hídrica por agrotóxicos caso canais de drenagem artificial atravessassem estas áreas, levando a lâmina de água de irrigação, com agrotóxicos dissolvidos ou em suspensão, diretamente até estes cursos. Neste caso, apenas a redução do uso de agrotóxicos ou da área de plantio de arroz irrigado poderia diminuir os riscos.

Quanto aos produtos utilizados, os que apresentam maiores riscos de contaminarem as águas superficiais e lençóis freáticos são:

- o mancozeb, o thiabendazole e o acefato, próximo aos canteiros de fumo devido à grande quantidade em que são utilizados;
- o acefato, em toda a microbacia, largamente utilizado nas lavouras de fumo;
- o carbofuran e o clomazone junto às áreas de arroz irrigado, na planície;
- o oxadizon, especificamente na época de plantio de arroz (meados de outubro a novembro);
- o propiconazole, principalmente junto às áreas de plantio de banana, no verão.

No caso de um levantamento e acompanhamento da qualidade da água, com análise de amostras, portanto, pode-se dar prioridade de determinação a estes agrotóxicos, nos períodos em que são utilizados, principalmente após as primeiras chuvas após as aplicações.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho teve por objetivo apresentar uma proposta metodológica de avaliação dos riscos de contaminação hídrica por agrotóxicos e aplicá-la à microbacia hidrográfica do Córrego Garuva, Sombrio.

A proposta fundamentou-se na visão sistêmica, buscando caracterizar o processo de contaminação como um fenômeno determinado a partir de inúmeros elementos em interação que condicionam os transportes vertical (lixiviação) e horizontal (escoamento superficial e erosão) de agrotóxicos no solo. Neste sentido, o espaço elementar de ocorrência desses transportes, a microbacia hidrográfica, pôde ser caracterizado como um sistema aberto, complexo e dinâmico, onde as variáveis, interagindo em diferentes níveis hierárquicos, determinam um maior ou menor risco de contaminação.

O *risco* foi definido a partir do cruzamento de dados da *vulnerabilidade do meio* - definida, por sua vez, pela declividade, pela distância ao curso d'água e pelo tipo de solo, ou seja, por características intrínsecas ao meio físico, expressas cartograficamente através das unidades de vulnerabilidade - e do *risco antrópico* - que corresponde basicamente à utilização ou não de agrotóxicos nas culturas, e às características físico-químicas dos mesmos (meia-vida, toxicidade, coeficiente de adsorção à matéria orgânica e solubilidade), expresso através de unidades antrópicas correspondentes ao uso do solo.

Quadros de penalidade, elaborados a partir de um método de ranking aplicado sobre as variáveis consideradas e com base em uma hierarquia pré-estabelecida entre elas, permitiram a valoração das unidades de vulnerabilidade e das antrópicas, determinando assim o resultado final, ou seja, permitindo a avaliação de riscos de contaminação hídrica por agrotóxicos.

Esta avaliação de riscos aqui apresentada, com aplicação em uma microbacia hidrográfica do sul do Estado, correspondeu a um primeiro ensaio sobre a espacialização de riscos de contaminação hídrica por agrotóxicos, e foi baseada em generalizações sobre o comportamento dos agrotóxicos no meio ambiente e em trabalhos recentes desenvolvidos em outros países (particularmente na França) nesta área.

Seja devido à escolha das variáveis, seja em função da hierarquia teoricamente estabelecida, seja devido à delimitação das classes para cada variável, ou ainda em função do método de hierarquização, o desenvolvimento desta proposta metodológica está, sem dúvida, imbuído de grande subjetividade.

Esta subjetividade expressa-se, por exemplo, na diferença dos resultados obtidos neste trabalho e os encontrados por SIMON (1995a) no que se refere ao valor de penalidade dos agrotóxicos. Para este autor, as variáveis consideradas foram: dose média de tratamento, área aplicada, solubilidade, meia-vida, velocidade de hidrólise e coeficiente de adsorção à matéria orgânica. Os resultados obtidos por Simon e na presente dissertação, em ordem decrescente dos valores de penalidade, constam no quadro 23 (considerando apenas os agrotóxicos utilizados neste trabalho).

QUADRO 23: Ordem decrescente dos agrotóxicos segundo a grade de penalidade utilizada por SIMON (1995a) e a aplicada nesta dissertação

SIMON (1995a)	Dissertação
glifosate	carbofuran
mancozeb	clomazone
carbofuran	oxadiazon
metsulfuron-methyl	metsulfuron-methyl
clomazone	glifosate
lambdacyhalotrin	mancozeb, lambdacyhalotrin
acefato	thiabendazole
oxadiazon	acefato
thiabendazole	

Estas diferenças tornam claro que, no caso presente, o resultado dependeu principalmente das variáveis utilizadas e da hierarquia estabelecida (já que alguns limites de classe e o método de hierarquização utilizados foram semelhantes). As variáveis e hierarquias utilizadas, por sua vez, dependeram da elaboração do arcabouço teórico-conceitual que serviu de base para a estruturação da metodologia adotada, arcabouço este que consiste em um processo pessoal de interpretação da realidade.

Segundo PENTEADO-ORELLANA (1985),

“Bertalanffy (1950) afirma que distinguir um sistema dentro do universo é um ato mental (abstração) cuja ação procura abstrair o referido sistema da realidade envolvente. O procedimento de abstrair procurando estabelecer os elementos componentes e as

relações existentes depende da capacidade intelectual e da percepção ambiental apresentada pelo pesquisador"

Distinguir um sistema é, então, arbitrário e subjetivo. Em relação a sistemas de classificação, por exemplo, D'AGOSTINI et al (1994) afirmam:

"um sistema de classificação é assim, e antes de tudo, instrumento da subjetividade de valores, organizado segundo critérios e procedimentos objetivos. ... A partir dessas relações [de valores] podem ser adotados ou elaborados conceitos e, a partir desses, organizados sistemas de classificação segundo critérios que são meras percepções do objeto, segundo aqueles conceitos."

A busca e a elaboração teórica de uma visão integrada do ambiente, portanto, refletem a percepção de quem a elabora, fazendo variar as variáveis e o peso que cada uma possui dentro do sistema em estudo, fruto da elaboração de conceitos fundamentais dentro da abordagem do assunto, no caso, a utilização de agrotóxicos versus contaminação hídrica.

Portanto, a fim de que a proposta de avaliação de contaminação hídrica por agrotóxicos aqui apresentada se aproxime cada vez mais da realidade que pretende refletir, torna-se necessário dar continuidade aos trabalhos, através, por exemplo, da coleta e análise de amostras de água, para verificação dos dados teoricamente obtidos.

Se considerarmos que esta proposta corresponde a um *modelo* de distribuição espacial de riscos, dever-se-ia realizar a quarta e quinta etapas de modelagem, sendo que as três primeiras etapas já foram realizadas. Adaptando os "passos principais para análise de um sistema" apresentados por HART (1979), as etapas da modelagem correspondem a:

1. Identificação do sistema que se espera analisar, definindo seus limites, e descrição de sua estrutura e seu funcionamento: o sistema analisado é a contaminação hídrica por agrotóxicos, utilizados na atividade agrícola, em uma microbacia hidrográfica, cujos limites, estrutura e funcionalidade foram apresentadas no segundo capítulo, item 2.3.

2. Construção de um modelo conceitual e preliminar do sistema: o modelo foi construído com base na definição de risco, obtido a partir da vulnerabilidade do meio e da ação antrópica; sua construção corresponde ao capítulo 3 desta dissertação, que explicitou as variáveis e a hierarquia utilizadas, o método de valoração e a obtenção do risco final, com auxílio de técnicas de geoprocessamento.

3. Aplicação do modelo preliminar, com predição de alguns resultados: esta etapa correspondeu à aplicação do modelo na microbacia hidrográfica do Córrego Garuva, apresentada no capítulo 4.

4. Validação do modelo preliminar: a validação desta proposta de avaliação de riscos poderia ser realizada, inicialmente, através da coleta de amostras de água em diversos pontos da(s) área(s) de estudo, a fim de que fossem analisados e quantificados os agrotóxicos ocorrentes; além disso, experimentos a campo poderiam ser implantados, onde fossem pesquisados o transporte vertical e horizontal de agrotóxicos *in situ* em função da declividade do terreno, do tipo de solo, e a quantidade desses produtos atingindo os cursos d'água em determinados pontos. Nestes estudos, são de fundamental importância a análise dos ciclos e manejo das culturas e em especial da época de aplicação dos agrotóxicos, bem como o acompanhamento das primeiras precipitações.

5. Modificação e revalidação do modelo, se necessário: nesta etapa o modelo seria ajustado, incluindo ou retirando variáveis, modificando o peso de cada uma, a fim de que os resultados obtidos teoricamente viessem a ser os mais próximos possíveis da realidade.

A elaboração das duas primeiras etapas levou ao desenvolvimento da terceira. O estudo de caso descrito nesta dissertação mostra elevados riscos de contaminação hídrica por agrotóxicos em toda a microbacia hidrográfica do córrego Garuva, localizando espacialmente áreas com diferentes níveis de risco.

A rápida visualização destes diferentes níveis é favorecida pela expressão cartográfica do resultado. A carta final de riscos integra variáveis diversas, sendo que as informações foram obtidas com auxílio da cartografia digital e do geoprocessamento. Conforme era de se esperar, estas técnicas, em si, permitiram o cruzamento de dados e informações em pouco tempo, mostrando-se efetivamente instrumentos de grande potencial utilitário nos estudos ambientais que requerem análises complexas.

No entanto, conforme conclui FIGUEIRÓ (1997), sua utilização requer um domínio das rotinas que envolvem o uso dos programas, o que não é aprendido rapidamente. Além disso, problemas como a compatibilidade entre CAD e SIG (particularmente no que se refere aos programas Microstation e IDRISI utilizados), as distorções existentes entre as imagens visualizadas na tela e após impressão, o tempo utilizado para preparação dos dados a fim de que sejam cruzados, impõem dificuldades e restrições quanto ao seu uso. A cartografia digital e o

geoprocessamento, portanto, apesar de muito úteis, não se constituem em técnicas de fácil utilização.

Quanto à proposta de avaliação de riscos de contaminação hídrica propriamente dita, alguns pontos merecem observações.

O primeiro ponto diz respeito ao método de hierarquização das variáveis. Este método de construção de grades de penalidade, com inúmeras variáveis e diversas classes que podem ser combinadas, mostrou-se muito interessante para os trabalhos de análise ambiental, particularmente àqueles desenvolvidos sob visão sistêmica, a qual define a necessidade da hierarquização das variáveis selecionadas. Parafraseando o CENTRO DE ESTATÍSTICA E INFORMAÇÕES (1987), a vantagem da utilização deste método, além de hierarquizar, é que ele permite compatibilizar atributos heterogêneos em sua expressão mensurável ou qualitativa: porcentagem de declividade, distância ao curso d'água, tipo de solo, preparando assim o caminho para uma integração.

Um segundo ponto a ser discutido diz respeito à área e à quantidade de agrotóxicos aplicados. Conforme visto, o valor antrópico é qualitativo. Poder-se-ia multiplicar este valor pela área de ocorrência da cultura, porém isto mereceria maiores discussões, particularmente sobre sua validade, pois trata de valores absolutos (área) e relativos (valor antrópico) ao mesmo tempo. No que se refere à quantidade utilizada, por exemplo, aplicar 15 g de acefato em um canteiro de fumo (50 m²) difere de aplicar uma dose de 750g por hectare do mesmo produto na lavoura. A quantidade aplicada no canteiro poderia ser corrigida para um hectare, porém, neste caso, dever-se-ia considerar que a área total de canteiros é bem inferior à de lavoura de fumo. Na verdade, os números podem ser facilmente trabalhados, devendo-se discutir a sua significância.

Utilizar valores arbitrários quanto à área onde são aplicados os agrotóxicos e a dosagem utilizada, conforme feito por SIMON (1995a)¹, não parece ser o mais adequado, pois, em função do que foi colocado sobre a subjetividade, a diminuição dos valores arbitrários é desejável.

Talvez um caminho seria a delimitação indireta das classes. Esta consistiria na determinação dos limites após uma análise preliminar da área de estudo, onde fossem investigados os valores médios da variável considerada, estabelecendo-se, em torno do valor médio, a classe de risco mediano "m"; valores menores e maiores, por sua vez, corresponderiam às classes "b" (risco

¹ SIMON (1995a) utiliza os seguintes limites de classe para as variáveis: a. superfície aplicada (ha): risco baixo < 100.000 < risco mediano < 500.000 < risco alto; b. dose média aplicada (kg/ha): risco baixo < 0,5 < risco mediano < 1,0 < risco alto.

baixo) e “a” (risco alto), respectivamente. No caso das unidades antrópicas, seriam investigadas, por exemplo, as doses médias de agrotóxicos utilizados, e em seguida seriam estabelecidas as classes, integrando esta variável à análise de riscos.

Esta opção, no entanto, vincula-se diretamente ao reconhecimento de um contexto específico da ocorrência dos processos de contaminação hídrica por agrotóxicos, dificultando a transposição dos limites das classes assim determinados para outras áreas de estudo, impossibilitando, portanto, a comparação do grau de contaminação de diferentes microbacias hidrográficas.

Esta proposta não pretende ser universal, e não está fechada. No entanto, pretende poder ser utilizada em outras áreas, pelo menos em uma mesma região, o que se reflete na escolha de variáveis que independem de características locais.

A discussão sobre área de aplicação, sobre dose aplicada, e mesmo uma discussão geral sobre delimitação das classes, resta aberta, sendo esta delimitação, sem dúvida, tão complexa quanto a escolha das variáveis e sua hierarquização, mesmo se, segundo SIMON (1995a), “os resultados esperados devem ser melhorados (no sentido de melhor representarem a realidade) através de um maior número de variáveis a serem consideradas, e não tanto por um rigorismo numérico” (p. 72 desta dissertação).

Quanto à separação da vulnerabilidade do meio e da ação antrópica na determinação dos riscos de contaminação hídrica por agrotóxicos, esta mostrou-se muito interessante, pois possibilita a diferenciação das áreas que apresentam elevado risco em função das suas características intrínsecas e das áreas com elevado risco devido principalmente à ação do homem.

Considerando que as características do meio físico são permanentes, o homem pode atuar de duas formas neste meio: minimizando o risco ou aumentando-o. Ele o minimiza ao utilizar o mínimo de agrotóxicos em uma cultura e ao utilizar práticas de conservação do solo e da água, evitando o escoamento superficial e o desenvolvimento de processos erosivos. Isto é particularmente verdadeiro para áreas onde os solos não apresentam risco elevado (segundo o quadro 4, p. 78), pois nestes solos seria muito difícil minimizar ou mesmo evitar uma contaminação. Por outro lado, o risco será maximizado através da utilização intensa de agrotóxicos e de práticas que favoreçam o escoamento superficial e a erosão, como manter o solo descoberto, por exemplo.

Apesar de não ser objetivo deste trabalho discutir a utilização dos agrotóxicos pelo homem, uma vez que este assunto é muito complexo e foge aos objetivos propostos, cabe

ressaltar que, a fim de diminuir a contaminação dos recursos hídricos por agrotóxicos (e dos riscos impostos a toda a população devido ao uso destes), é fundamental se investir em pesquisa e educação.

Alguns autores indicam a necessidade de investir no desenvolvimento de produtos rapidamente degradáveis, no entanto, segundo bem colocado por HANN & ZWERMANN (1978), uma elevada degradabilidade pode implicar em um aumento de dosagem ou do número de aplicações; produtos mais seletivos são igualmente interessantes, porém, no caso de utilização destes, mais produtos poderão vir a ser usados, para combater um maior número de pragas. O caminho, portanto, parece indicar a biotecnologia como uma solução viável para a diminuição da aplicação de agrotóxicos, através da escolha ou do desenvolvimento de variedades cultivadas mais resistentes e ao mesmo tempo produtivas, bem como de controle biológico. Além disso, conforme apontam HEONG et al (1995) para o caso do arroz irrigado nos países asiáticos, é importante estudar a dinâmica das populações de “pragas” e de inimigos naturais, o nível de dano econômico da cultura, práticas culturais que diminuam a incidência de pragas, de doenças e de plantas invasoras, a época de plantio, associando métodos mecânicos e químicos a novas práticas culturais. Isto serve não apenas para o arroz irrigado, mas para todas as plantas cultivadas.

Os resultados obtido por pesquisas, por sua vez, devem ser repassados ao agricultor, sendo esta, talvez, a parte mais complexa do processo, uma vez que GUIVANT (1995) aponta o desenvolvimento de um pensamento próprio do produtor rural no que se refere à utilização de agrotóxicos e ao “controle” do processo produtivo e da natureza. A viabilização da modificação de tal pensamento mostra-se ainda mais complexa quando se pensa no interesse das empresas produtoras de “defensivos agrícolas” e na “máfia dos agrotóxicos no Brasil”, segundo PINHEIRO et al (1993).

Diante desta situação, pode-se afirmar que, com os interesses econômicos em jogo, poucas alterações quanto à diminuição da utilização de agrotóxicos são vislumbradas. Avanços práticos, como a produção de mudas de fumo através do sistema de “floating” (produção em bandejas flutuantes com substrato específico, em tanques com solução nutritiva), onde o uso de agrotóxicos é reduzido, são ainda muito pequenos diante da imensidão da atividade agrícola e do uso de agrotóxicos. Este uso, sem dúvida, tende a persistir por décadas, daí o interesse em se desenvolver metodologias que tratem da contaminação ambiental por estes produtos, que possam servir de base não apenas para o acompanhamento e monitoramento da qualidade dos recursos hídricos, mas que possam igualmente servir de instrumento de discussão sobre a validade da

utilização destes compostos na agricultura moderna, participando de um lento processo de modificação da situação atual.

Além disso, se não pudermos fugir ao uso dos agrotóxicos, uma vez que estes estão atrelados aos processos de produção modernos, metodologias de avaliação de riscos de contaminação, que mostrem a distribuição espacial destes riscos, podem auxiliar na reorganização do uso do espaço rural, visando minimizar os efeitos indesejáveis do uso destes produtos, conjugando da melhor forma possível a ação do homem com a vulnerabilidade do meio.

A aplicação destas metodologias em espaços regionais auxiliaria, por exemplo, no desenvolvimento de trabalhos em áreas de maior risco de contaminação, podendo servir como um elemento na priorização da ação do Governo no manejo, recuperação e conservação do solo e da água, que se dá, em Santa Catarina, através do projeto Microbacias Hidrográficas/BIRD.

BIBLIOGRAFIA

- ALTHOFF, D. A., KLEVESTON, R. Sólidos suspensos e perda de nutrientes no preparo do solo para arroz irrigado. **Agrop. catarinense**, Florianópolis, v. 9, n. 2, p. 44-46, jun. 1996.
- ALVES, A. Usos e abusos. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v. 4, n. 22, p. 49-52, jan/fev. 1986.
- ANDREI, E. (ed.) **Compêndio de defensivos agrícolas**. 5 ed. (rev., atual.). São Paulo: Organizações Andrei, 1996. 506 p.
- ASSAD, E. D., SANO, E. E., MEIRELLES, M. L., MOREIRA, L. Estruturação de dados geoambientais no contexto de microbacia hidrográfica. In: ASSAD, E. D., SANO, E. E. (ed.) **Sistema de informações geográficas**, aplicações na agricultura. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, p. 89-108. 1993. 274 p.
- ASSOCIAÇÃO NACIONAL DOS DEFENSIVOS AGRÍCOLAS. **III curso sobre toxicologia de defensivos agrícolas**. s.l.: ANDEF, 1984. 150 p.
- AVERY, T. E., BERLIN, G. L. **Fundamentals of remote sensing and airphoto interpretation**. New York: Macmillan Publishing Company, 1992. 472 p.
- BARRIUSO, E., CALVET, R., SCHIAVON, M., SOULAS, G. Les pesticides et les polluants organiques des sols: transformation e dissipation. **Étude et Gestion des Sols**, v. 3, n. 4, 1996. p. 279-296. (Numéro spécial).
- BASTOS, A. Agrotóxicos, uma epidemia silenciosa. **Diário Catarinense**, Florianópolis, 5 jan. 1997. Geral: saúde, p. 40-43.
- BAUME, M. **Analyse cartographique du risque de pollution par les produits phytosanitaires: application a un bassin versant du bocage vendéen**; programma NORSPA, baie de Bourneuf, LIFE-29/FR/001. 2 vol. Rennes: ENSAR, 1996, 50 p. (vol. I). Mémoire de fin d'études (option Génie de l'Environnement) - École Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, 1996.
- BAUME, M. **Transfert des pesticides: caractérisation des phénomènes mis en jeu**. Rennes: ENSAR, Option Génie de l'Environnement, 1996. 24 p. + annexes. (Rapport bibliographique).

- BELTRAME, A. da V. **Diagnóstico do meio físico de bacias hidrográficas**; modelo e aplicação. Florianópolis: Ed. da UFSC, 1994. 112 p.
- BEROUTCHACHVILI, N., BERTRAND, G. Le géosystème ou "système territorial naturel". **Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest**, v. 49, n. 2, p. 167-180. avr. 1978.
- BERTALANFFY, L. Von. **Teoria geral dos sistemas**. Petrópolis: Vozes, 1973. 351 p. (Col. Teoria de Sistemas, 2).
- BOIX, L. R., DIAZ, J. S. Un sistema de clasificación de la vulnerabilidad de suelos a la contaminación para ejercicios de planificación territorial y evaluación de impacto ambiental en el ámbito mediterráneo. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO, 13., Águas de Lindóia, 1996. **Anais...** Águas de Lindóia: USP/SBCS/SLCS/SBM, 1996. (CD Rom).
- BOLLAG, J. M., LIU, S. Y. Biological transformation processes of pesticides. In: CHENG, H. H. **Pesticides in the soil environment: processes, impacts and modeling**. Madison, Wisconsin: Soil Science Society of America, 1990. p. 169-212.
- BOLOS, M. de. **Manual de ciência del paisaje**; teoría, métodos y aplicaciones. Barcelona: Masson, 1992. 273 p.
- BRANCO, S. M. **Ecosistêmica**; uma abordagem integrada dos problemas do meio ambiente. São Paulo: Edgard Blucher, 1989. 141 p.
- BRASIL. Decreto Lei nº 98.816 de 11 jan. 1990. Regulamenta a lei nº 7.802, de 11.07.1989, que dispõe sobre Agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências. ABELLA, H. B., SCARTAZZINI, R. M. **Legislação na área de pesticidas**. Brasília: ABEAS, 1995. 92 p. (Curso de especialização por tutoria à distância, Toxicologia Animal, módulo 4).
- BUCHE, P., KING, D., LARDON, S. (ed.). **Gestion de l'espace rural et système d'information géographique**. Paris: INRA Editions, 1992. 421 p.
- BULL, D., HATHANAY, D. **Pragas e venenos: agrotóxicos no Brasil e no Terceiro Mundo**. Petrópolis: Vozes/Oxfan/FASE, 1986. 236 p.
- CÂMARA, G. Anatomia de sistemas de informações geográficas: visão atual e perspectivas de evolução. In: ASSAD, E. D., SANO, E. E., (ed.) **Sistema de informações geográficas; aplicações na agricultura**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1993. p. 15-37.

- CAMARGO, M. N., KLAMT, E., KAUFFMAN, J. H. Classificação de solos usada em levantamentos pedológicos no Brasil. Campinas: SBCS, 1987, 24 p. Separata de SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. **B. Inf. Soc. Bras. Ci. Solo.** Campinas: SBCS, v.12, p.11-33, 1987.
- CAUBET, C. G., FRANK, B. **Manejo ambiental em bacia hidrográfica: o caso do rio Benedito (Projeto Itajai I)**; das reflexões teóricas às necessidades concretas. Florianópolis: Fundação Água Viva, 1993. 52 p.
- CENTRO DE ESTATÍSTICA E INFORMAÇÕES. **Qualidade ambiental na Bahia: Recôncavo e regiões limítrofes.** Salvador: CEI, 1987.
- CHENG, H. H. Pesticides in the soil environment - an overview. In: _____. **Pesticides in the soil environment: processes, impacts and modeling.** Madison, Wisconsin: Soil Science Society of America, 1990. p. 1-5.
- CHEYLAN, J. P. Eléments pour la conception des Systèmes d'Information Géographique en recherche. In: BUCHE, P., KING, D., LARDON, S. (ed.). **Gestion de l'espace rural et système d'information géographique.** Paris: INRA Editions, 1992. p. 79-85.
- CIÊNCIA HOJE. Agrotóxicos em solos brasileiros. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro; v. 3, n. 14, p. 16, set-out 1984.
- COMISSÃO MUNDIAL SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO. **Nosso futuro comum.** 2 ed. Rio de Janeiro: Fundação Getúlio Vargas, 1991. 430 p.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Diagnóstico do uso de agrotóxicos no Estado de São Paulo.** São Paulo: CETESB, 1984. 52 p.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 20 de 18 jun. 1986. Classifica, segundo os seus usos preponderantes, as águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE, SECRETARIA DO ESTADO DO DESENVOLVIMENTO URBANO E MEIO AMBIENTE. **Coletânea de legislação ambiental: projeto de recuperação, conservação e manejo dos recursos naturais em microbacias hidrográficas.** Florianópolis: FATMA, DEAM, [1995?].

- CONVÊNIO UFSM - SUDESUL - SECRETARIA DE AGRICULTURA DO ESTADO DE SANTA CATARINA. **Levantamento semi-detalhado da região sul do Estado de Santa Catarina.** (s.l.): SUDESUL, 1974. 2 v. + mapa pedológico. (não editado).
- COUTINHO, J. A. G. (ed.) Uso de agrotóxicos no município de Pati do Alferes: um estudo de caso. **Cad. Geociências**, Rio de Janeiro: IBGE, n. 10, p. 23-31, jan. 1994.
- CURI, N. (coord.), LARACH, J. O. I., KAMPS, N., MUNIZ, A. C., FONTES, L. E. S. **Vocabulário de ciência do solo.** Campinas: SBCS, 1993. 90 p.
- D'AGOSTINI, L. R.; UBERTI, A. A. A.; GUERRA, M. & SCHLINDWEIN, S. L. **Classificação de aptidão e adequacidade de uso do solo agrícola para o Estado de Santa Catarina.** Florianópolis, UFSC, Centro de Ciências Agrárias, 1994. 35 p. (inédito).
- DELMAS, A. B. **Les pesticides.** Rennes: ENSAR, 1993. (mimeogr., subsídio para aula).
- DIÁRIO CATARINENSE. Imbituba tem água cortada pela Casan. **Diário Catarinense**, Florianópolis, 27 out. 1994. Geral, p. 37.
- DIÁRIO CATARINENSE. Normalizado abastecimento em Imbituba. **Diário Catarinense**, Florianópolis, 28 out. 1994. Geral, p. 22.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Atlas do meio ambiente do Brasil.** Brasília: EMBRAPA-SPI, Ed. Terra Viva, 1994. 130 p.
- EPAGRI - EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA E DIFUSÃO DE TECNOLOGIA DE SANTA CATARINA. **Curso de arroz irrigado.** s.l.: EPAGRI, 199_, 75 p.
- EPAGRI/SOMBRIO. **Levantamento sobre a intoxicação de agricultores por agrotóxicos.** Sombrio: EPAGRI, 1992. (Relatório de circulação interna).
- FAUGÈRES, L. La géo-cindynique, géo-science du risque. **Bull. Assoc. Géogr. Franç.**, v. 3, p. 179-193. Paris, 1991.
- FELGUEIRAS, C. A., CÂMARA, G. Sistema de informações geográficas do INPE. In: ASSAD, E. D., SANO, E. E., ed. **Sistema de informações geográficas; aplicações na agricultura.** Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1993. p. 41-59.
- FERRARI, A. **Agrotóxicos: a praga da dominação.** Porto Alegre: Mercado Aberto, 1985. 88p.

- FIGUEIRÓ, A. S. **Aplicação do zoneamento ambiental no estudo da paisagem: uma proposta metodológica.** Florianópolis: UFSC, 1997. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Santa Catarina, 1997.
- FORMAGGIO, A. R., ALVES, D. S., EPIPHANIO, J. C. N. Sistemas de informações geográficas na obtenção de mapas de aptidão agrícola e de taxa de adequação de uso das terras. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas, v.16, n. 2, p. 249-256. mai/ago 1992.
- FREEMARK, K., BOUTIN, C. Impacts of agricultural herbicide use on terrestrial wildlife in temperate landscape: a review with special reference to North America. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.52, p. 67-91, 1995.
- FREITAS, E. A. V. de, COUTINHO, J. A. G., SANTOS, J. A. dos, LINS, L. C. G., CAVALCANTI, M. S. D'A., FERRY, R. V. Uso de agrotóxicos no município de Teresópolis: um estudo de caso. **Cad. Geociências**, Rio de Janeiro: IBGE, n. 13, p. 147-159. 1995.
- FUSTEC, E. Transfert des contaminants chimiques: rôle des sols et des formations végétales des fonds de vallées. **C. R. Acad. Agriv. Fr.**, v. 78, n. 6, p. 107-116. 1992. (Scéance du 4 novembre 1992.)
- GIRARD, M. C., SOYEUX, E., BORNAND, M., YONGCHALERMCHAI, C. Structuration de l'espace régional et protection des ressources naturelles. **C. R. Acad. Agric. Fr.**, v. 79, n. 5, p. 37-50. 1993.
- GONÇALVES, C. W. P. Elementos para uma crítica da visão gestorial do meio ambiente: notas de um debate. In: ENCONTRO NACIONAL DE ESTUDOS SOBRE MEIO AMBIENTE, 2., Florianópolis, 1989. **Anais...** v. 3. Florianópolis: UFSC, Curso de Pós-graduação em Geografia, 1989. p. 302-313.
- GUIVANT, J. S. **O uso de agrotóxicos e os problemas de sua legitimação**; um estudo de sociologia ambiental no município de Santo Amaro da Imperatriz, S. C. Campinas: UNICAMP, 1992. 387 p. **Tese (Doutorado)** - Universidade de Campinas, Instituto de Filosofia e Ciências Humanas, 1995.
- HADLICH, G. M. **Qualidade ambiental da região sul catarinense.** Florianópolis: Depto. de Geociências/CFH/UFSC, Projeto CNPq nº 521053/93-5. 1995. (Relatório de Bolsa de Aperfeiçoamento)

- HANN, F. A. M. de, ZWERMAN P. J. Pollution of soil. In: BOLT, G. H., BRUGGENWERT, M. G. M. **Soil chemistry**; A. Basic elements. 2 ed. Netherlands, 1978. p. 192-263.
- HARMSSEN, K. Soil fertility problems in the developed and in the developing world. In: BOLT, G. H., DE BOODT, M. F., HAYES, M. H. B., McBRIDE, M. B. **Interactions at the soil colloid - soil solution interface**. Dordrecht, Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1991, p. 493-505.
- HART, R. D. **Agroecosistemas**: conceptos basicos. Turrialba: CATIE, 1979. 211 p.
- HIMEL, C. M., LOATS, H., BAILEY, G. W. Pesticide sources to the soil and principles of spray physics. In: CHENG, H. H. **Pesticides in the soil environment: processes, impacts and modeling**. Madison, Wisconsin: Soil Science Society of America, 1990. p. 7-50.
- INSTITUTO CEPA. **Dados municipais: Sombrio**. Florianópolis: ICEPA, 1997. (mimeogr.)
- LANGENBACH, T. Pesticidas: tecnologia sofisticada em mãos desinformadas. **Ciência Hoje**, v.10, n. 56, p. 66-68. 1989.
- LAPLANA, R., ANSEL, J-C. Les SIG pour l'étude des pollution diffuses et des phénomènes érosifs. **Mappe Monde**, n. 4, p. 14-15. 1993.
- LARDON, S. SIG: nouveaux concepts pour des démarches nouvelles. In: BUCHE, P., KING, D., LARDON, S. (ed.) **Gestion de l'espace rural et système d'information géographique**. Paris: INRA Editions, 1992. p. 67-77.
- LEONARD, R. A. Movement of pesticides into surface waters. In: CHENG, H. H. (ed.) **Pesticides in the soil -environment: processes, impacts and modeling**. Madison, Wisconsin: Soil Science Society of America, 1990. p. 303-350.
- LEONE, F., ASTE, J.-P., VELASQUEZ, E. Contribution des constats d'endommagement au développement d'une méthodologia d'évaluation de la vulnérabilité appliquée aux phénomènes de mouvements de terrain. **Bull. Assoc. Géogr. Franç.**, n. 4, p. 350-371, setp. 1995.
- LOPES ASSAD, M. L. Sistema de informações geográficas na avaliação da aptidão agrícola de terras. In: ASSAD, E. D., SANO, E. E. (ed.) **Sistema de informações geográficas: aplicações na agricultura**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1993. p. 173-199.

- LOPES ASSAD, M. L. Uso de um sistema de informações geográficas na determinação da aptidão agrícola de terras. **Rev. bras. Ci. Solo**, Campinas, v.19, n.1, p.133-139. jan-abr. 1995.
- MACEDO, R. K. de. Equívocos e propostas para a avaliação ambiental. In: TAUKE, S. M. (ed.) **Análise ambiental: uma visão multidisciplinar**. São Paulo: Editora Universidade Estadual Paulista, FAPESP, SRT, FUNDUNESP, 1991. p. 11-26.
- MALAVOLTA, E. **Manual de química agrícola, adubos e adubação**. 3 ed. (rev., atual.). São Paulo: Agronômica Ceres, 1981. 607 p.
- MARTIN, E. S. Agrotóxicos: intoxicações humanas e contaminação ambiental no projeto Rebojo. **Rev. Geogr.**, São Paulo, v. 12, p. 7-25, 1993.
- MARTINE, G. Efeitos esperados e imprevistos da modernização agrícola no Brasil. In: MARTINE, J., GARCIA, R. C. **Os impactos sociais da modernização agrícola**. São Paulo: Ed. Caetés, 1987. p. 9-15.
- MARTINE, G., BESKOW, P. R. O modelo, os instrumentos e as transformações na estrutura de produção agrícola. In: MARTINE, J., GARCIA, R. C. **Os impactos sociais da modernização agrícola**. São Paulo: Ed. Caetés, 1987. p. 19-39.
- MINISTÉRIO DA AGRICULTURA. **Pesticidas; métodos de análise e informações técnicas**. 2 v. Curitiba: Ministério da Agricultura, Universidade Federal do Paraná, 1988. 598 p.
- MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Substâncias com ação tóxica sobre animais e/ou plantas**. 2. ed. s.l.: Banco do Brasil, s.d., 211 p.
- MINISTÉRIO DO INTERIOR. **Projeto litoral sul de Santa Catarina - sub-projeto Sombrio; levantamento de reconhecimento detalhado dos solos na área do sub-projeto Sombrio**. v. 1. Porto Alegre: SUDESUL, 1978. 198 p. + mapas. (Acordo nº 04/76 entre SUDESUL - DNOS - Governo do Estado de Santa Catarina).
- MORIN, E. **O método; a natureza da natureza**. Portugal: Europa-América, v. 1. 1977. 363 p.
- NOVO, E. M. L. de M. **Sensoriamento remoto; princípios e aplicações**. 2 ed. São Paulo: Edgar Blucher, 1995. 308 p.
- OGATA, M. G. **Macrozoneamento costeiro; aspectos metodológicos**. Brasília: Programa Nacional do Meio Ambiente, 1995. 27 p.

- ORSELLI, L., SILVA, J. T. N. **Contribuição ao estudo do balanço hídrico em Santa Catarina**. Florianópolis: UFSC-CFH, Curso de Mestrado em Geografia, 1988. 15 p. + quadros.
- PAREDES, E. A. **Sistema de informação geográfica**. São Paulo: Érica, 1994. 690 p.
- PASCHOAL, A. D. **Pragas, praguicidas e a crise ambiental: problemas e soluções**. Rio de Janeiro, Fundação Getúlio Vargas, 1979. 106 p.
- PENTEADO-ORELLANA, M. M. Metodologia integrada no estudo do meio ambiente. **Geografia**, Rio Claro, v. 10, n. 20, p. 125-148, out. 1985.
- PINHEIRO, A. Agricultores estão pouco preocupados com as precauções. **Jornal de Santa Catarina**, Blumenau, 12-13 nov. 1995. Geral, p. 7b.
- PINHEIRO, S., NASR, N. Y., LUZ, D. **A agricultura ecológica e a máfia dos agrotóxicos no Brasil**. Porto Alegre: Ed. dos Autores, 1993. 338 p.
- PIREN-CNRS. **Les nitrates dans les vallées fluviales**. Paris: CNRS, 1991. 51 p.
- POLTRONIÉRI, L. C., SOUZA, R. de C. M. Praguicidas na agricultura: abordagem geográfica das atitudes do agricultor rioclarense. **Geografia**, Rio Claro, v.14, n.27, p.47-66. abr. 1989.
- PREFEITURA MUNICIPAL DE SOMBRIO. **Plano municipal de desenvolvimento rural de Sombrio**. Sombrio: Prefeitura Municipal, 1993. 37 p.
- PUNDEK, M. Utilização prática da equação universal de perdas de solo para as condições de Santa Catarina. In: SANTA CATARINA. SECRETARIA DE ESTADO DA AGRICULTURA E ABASTECIMENTO. **Manual de uso, manejo e conservação do solo e da água**; projeto de recuperação, conservação e manejo dos recursos naturais em microbacias hidrográficas. 2 ed. Florianópolis: EPAGRI, 1994. p. 99-129.
- RIVOIRE, P. **Les utils de prévision du risque de pollution des eaux souterraines par les pesticides: intérêts et limites**. Rennes: ENSAR, Option Génie de l'Environnement, 1993. 15 p. + annexes. (Rapport bibliographique).
- ROCHA, J. S. M. **Manual de manejo integrado de bacias hidrográficas**. Santa Maria: UFSM, 1991. 82 p. (mimeogr.).
- ROSA, R. **Introdução ao sensoriamento remoto**. 3 ed. Uberlândia: EDUFU, 1995. 117 p.

- ROSA, R. **O uso de SIG's para o zoneamento: uma abordagem metodológica**. 2 vol. São Paulo: USP, 1995. 214 p. (vol. 1). Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade de São Paulo, 1995.
- ROSA, R., BRITO, J. L. S. **Introdução ao geoprocessamento**; sistema de informação geográfica. Uberlândia: EDUFU, 1996. 104 p.
- ROSS, J. L. S. **Geomorfologia**; ambiente e planejamento. 2 ed., São Paulo: Contexto, 1991. 85 p. (Coleção repensando a geografia).
- RUEGG, E. F., PUGA, F. R., SOUZA, M. C. M. de, UNGARO, M. T. S., FERREIRA, M. S., YOKOMIZO, Y., ALMEIDA, W. F. **O impacto dos agrotóxicos sobre o ambiente, a saúde e a sociedade**. São Paulo: Icone, 1986. 94 p. (Coleção Brasil Agrícola).
- RUEGG, E. F., PUGA, F. R., SOUZA, M. C. M. de, UNGARO, M. T. S., FERREIRA, M. S., YOKOMIZO, Y., ALMEIDA, W. F. Impacto dos agrotóxicos sobre o ambiente e a saúde. In: MARTINE, J., GARCIA, R. C. **Os impactos sociais da modernização agrícola**. São Paulo: Ed. Caetés, 1987. p. 171-207.
- SAMPAIO, D. P. de A., GUERRA, M. de S. **Receituário agrônomo**. Rio de Janeiro, Globo, 1988. 436 p.
- SANO, E. E., ASSAD, E. D., MOREIRA, L., MACEDO, J. Estruturação de dados geoambientais no contexto da fazenda experimental. In: ASSAD, E. D., SANO, E. E., ed. **Sistema de informações geográficas**; aplicações na agricultura. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1993. p. 63-85.
- SANTA CATARINA. Decreto Estadual nº 25.040 de 20 mar. 1985. Regulamenta dispositivos da Lei nº 6.452, de 19.11.84, que dispõe sobre o controle de agrotóxicos, pesticidas e outros biocidas a nível estadual e dá outras providências. SANTA CATARINA. **Legislação de agrotóxicos do Estado de Santa Catarina**. Florianópolis: GAPLAN, FATMA, 1985. 35 p. p.13-20.
- SANTA CATARINA. **Legislação de agrotóxicos do Estado de Santa Catarina**. Florianópolis: GAPLAN, FATMA, 1985. 35 p.

- SANTOS, E. dos. **Contribuição ao estudo de poluição ambiental por metais pesados**; a área do banhado da Estiva dos Pregos. Florianópolis: UFSC/CFH, 1992. 123 p. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Santa Catarina, 1992.
- SANTOS, S. dos. Erros no uso de agrotóxicos deixam sequelas. **Jornal de Santa Catarina**, Blumenau, 12-13 nov. 1995. Geral, p. 6b.
- SCHAFFER, N. O. A geografia e a questão dos agrotóxicos. **Bol. Gaúcho Geografia**, Porto Alegre, AGB - Seção Porto Alegre, n. 13, p. 63-74, 1985.
- SCHEIBE, L. F., PELLERIN, J. **Qualidade ambiental de municípios de Santa Catarina**; um estudo de caso: o município de Sombrio. Florianópolis: UFSC, CFH, Departamento de Geociências, Curso de Mestrado em Geografia. 1996. (inédito).
- SCHEIBE, L. F., PELLERIN, J. (coord.). Diagnóstico preliminar da qualidade ambiental de municípios de Santa Catarina - um estudo de caso: o município de Sombrio. REUNIÃO ESPECIAL DA SBPC, 3., Florianópolis, maio de 1996. **Anais...** Florianópolis, UFSC, 1996. p. 342-343.
- SECRETARIA DE ESTADO DE COORDENAÇÃO GERAL E PLANEJAMENTO, SECRETARIA DE ESTADO DA INDÚSTRIA, DO COMÉRCIO E DO TURISMO, CENTRO DE APOIO À PEQUENA E MÉDIA EMPRESA DE SANTA CATARINA. **Pidse - Programa integrado de desenvolvimento sócio-econômico**; diagnóstico municipal de Sombrio, Santa Catarina. (s.l.): SEPLAN, SEICT, CEAG-SC, 1990.
- SILVA, J. C. R., DEGLORIA, S. D., PHILIPSON, W. R., McNEIL, R. J. Estudo da mudança de uso da terra através de um sistema de análise georreferenciada. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas, n. 17, p. 451-457. 1993.
- SIMON, F. **Analyse des facterus de risque de transferts de pesticides dans les paysages. Établissement d'une hierarchie de ces risques. Application a des bassins versants.** Rennes: ENSAR, 1995, 46 p. + annexes. Mémoire de fin d'études (option Génie de l'Environnement) - École Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, 1995.
- SIMON, F. **Les transferts des pesticides au sein des bassins versants.** Rennes: ENSAR, Option Génie de l'Environnement, 1995. 30 p. (Rapport bibliographique).

- SPADOTTO, C. A., GOMES, M. A. F., NEVES, M. C., LUIZ, A. J. B. Caracterização do uso de agrotóxicos no Brasil: subsídio para o gerenciamento dos riscos ambientais. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO, 13., Águas de Lindóia, 1996. **Anais...** Águas de Lindóia, USP/SBCS/SLCS/SBM, 1996. (CD Room).
- SOUZA CRUZ. **Manual de orientação**; uso adequado dos defensivos agrícolas na fumicultura. s.l.: Souza Cruz, 199_. 69 p.
- TAYLOR, A. W., SPENCER, W. F. Volatilization and vapor transport processes. In: CHENG, H. H. **Pesticides in the soil environment: processes, impacts and modeling**. Madison, Wisconsin: Soil Science Society of America, 1990. p. 213-269.
- TRICART, J. J. L. **Ecodinâmica**. Rio de Janeiro, IBGE-SUPREN, 1977. 91 p. (Série Recursos Naturais e Meio Ambiente).
- UBERTI, A. A. A., BACIC, I. L. Z., PANICHI, J. de A. V., LAUS NETO, J. A., MOSER, J. M., PUNDEK, M., CARRIÃO, S. L. **Metodologia para classificação da aptidão de uso das terras do Estado de Santa Catarina**. Florianópolis: EMPASC/ACARESC, 1991. 19 p. (EMPASC. Documentos, 119).
- VALERIO FILHO, M. Gerenciamento de bacias hidrográficas com aplicação de técnicas de geoprocessamento. In: TAUK-TORNISIELO, S. M., GOBBI, N., FORESTI, C., LIMA, S. T. **Análise ambiental: estratégias e ações**. São Paulo: T. A. Queiroz, p. 135-140. 1995.
- VEIGA, M. da, BASSI, L., ROSSO, A. de. Degradação do solo e da água. In: SANTA CATARINA. SECRETARIA DE ESTADO DA AGRICULTURA E ABASTECIMENTO. **Manual de uso, manejo e conservação do solo e da água**; projeto de recuperação, conservação e manejo dos recursos naturais em microbacias hidrográficas. 2 ed. (rev., atual., ampl.). Florianópolis: EPAGRI, 1994. p. 73-97.
- VEIGA, M. da, MASSIGNAM, A. M., WILDNER, L. do P. Potencial erosivo das chuvas em Santa Catarina. In: SANTA CATARINA. SECRETARIA DE ESTADO DA AGRICULTURA E ABASTECIMENTO. **Manual de uso, manejo e conservação do solo e da água**; projeto de recuperação, conservação e manejo dos recursos naturais em microbacias hidrográficas. 2 ed. (rev., atual., ampl.). Florianópolis: EPAGRI, 1994. p. 131-147.

- VEIGA, M. da, MASSIGNAM, A. M., WILDNER, L. do P. Potencial erosivo das chuvas no Estado de Santa Catarina. **Agrop. catarinense**, Florianópolis, v. 5, n. 2, p. 17-19, jun 1992.
- VELASQUEZ, E., ASTE, J.-P., LEONE, F. Réflexion sur les besoins de communication entre les divers intervenants dans la prévention de risques générés par les mouvements de terrain. *Bull. Assoc. Géogr. Franç.*, Paris, n.4, p.372-386. sept. 1995.
- VIEIRA, L. S., VIEIRA, M. de N. F. **Manual de morfologia e classificação de solos**. 2 ed. São Paulo: Agronômica Ceres, 1983. 113 p.
- WAUCHOPE, R. D. The pesticide content of surface water draining from agricultural fields - a review. **J. Environ. Qual.**, v.7, n.4, p. 459-472. oct-dec 1978.
- WOLFE, N. L., MINGELGRIN, U., MILLER, G. C. Abiotic transformations in water, sediments, and soil. In: CHENG, H. H. **Pesticides in the soil environment: processes, impacts and modeling**. Madison, Wisconsin: Soil Science Society of America, 1990. p. 103-168.
- WORTHING, C. R., WALKE, S. B. (ed.) **The pesticide manual**; a world compendium. 8 ed. Suffolk, Great Britain: The British Crop Protection Council, 1987. 1081 p.
- ZAMBRONE, F. A. D. Perigosa família. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v. 4, n. 22, p. 44-47, ago. 1989.