

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS - UFSCAR
Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia
Programa de Pós-Graduação em Química

**ASPECTOS DA INTERAÇÃO DO HOMEM COM PESTICIDAS NO
AMBIENTE: FOCANDO A COTONICULTURA E COM ÊNFASE ÀS
BORDAS DO ALTO PANTANAL, MATO GROSSO, BRASIL.**

Arno Rieder

Tese apresentada como parte dos
requisitos para obtenção do título de
DOUTOR EM CIÊNCIAS, área de
concentração: QUÍMICA ANALÍTICA.

Orientador: Prof. Dr. Antônio Aparecido Mozeto

São Carlos (SP)

2005

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária/UFSCar**

R551ai

Rieder, Arno.

Aspectos da interação do homem com pesticidas no ambiente: focando a cotonicultura e com ênfase às bordas do Alto Pantanal, Mato Grosso, Brasil / Arno Rieder. -- São Carlos : UFSCar, 2006.

190 p.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2005.

1. Pesticidas. 2. Algodão - cultivo. 3. Pesticidas – aspectos ambientais. 4. Pantanal Mato-grossense (MS e MT). 5. Avaliação de riscos ambientais. 6. Saúde e meio ambiente I. Título.

CDD: 632.95 (20^a)

DEDICAÇÃO

Dedico o louro deste trabalho, aos meus familiares de origem, em especial aos pais Frederico W. Rieder e Maria A. B. Rieder, e a família que constituí, em especial a minha esposa Vera M.D. Rieder e filho(a)s.

Não existem problemas, mas sim desafios.

Desafios que, em si, querem melhorar a qualidade de vida da humanidade.

A dinâmica da vida é estimulada pelos desafios.

Os desafios nos fazem suscitar horizontes tentadores.

A tentação nos faz criar caminhos para ir ao encontro destes horizontes.

Mas quando chegamos lá, o horizonte estará sempre alguns passos a nossa frente.

“Nesse ínterim”, se desvelam e se iluminam caminhos, que nos aproximam da verdade.

Enquanto acreditarmos ativamente que há algo a descobrir e encontrar em horizontes, estaremos vivos e vivendo.

Mas a verdade está no horizonte, ou o horizonte está na verdade!?!.

E a verdade: é Deus.

Arno Rieder

AGRADECIMENTOS

Pelas relevantes e fundamentais contribuições, dedicações, orientações e apoios prestados no período em que realizamos o doutoramento, nossos sinceros reconhecimentos e profundos agradecimentos:

-Ao orientador Dr. Antonio Aparecido Mozeto - Biogeoquímica Ambiental-UFSCar

-Aos Coordenadore(a)s do Curso de Pós-Graduação em Química _UFSCar:

Dr. Orlando Fatibello-Filho e Dra. Maria Fátima das Graças F. da Silva;

-Aos nossos Professore(a)s da UFSCar: Dr^a Ana Rita A. Nogueira, Antonio Aparecido Mozeto, Orlando Fatibello-Filho, Dr. Eduardo Fausto de Almeida Neves, Dr^a Ivani Aparecida Carlos, Dr. Joaquim de Araújo Nóbrega; Da UFMT: Dr^a Eliana Freire Gaspar de Carvalho Dores;

-Aos integrantes da banca de qualificação: Prof. Dr. Antonio Aparecido Mozeto; Prof. Dr. Eduardo Fausto de Almeida Neves; Profa. Dra. Ivani Aparecida Carlos; Prof. Dr. Orlando Fatibello Filho;

-Aos integrantes da banca de avaliação do Seminário: Professores Dr. Antonio Aparecido Mozeto, Dr. Eduardo Fausto de Almeida Neves, Dr. Joaquim de Araújo Nóbrega;

-Aos integrantes da comissão examinadora da tese: Professores Dr. Antonio Aparecido Mozeto, Dr. Joaquim de Araújo Nóbrega, Dr. Antonio Carneiro Barbosa, Dr. Marcos Roberto L. do Nascimento e Dr. José Roberto Guimarães.

-Aos colegas e equipe contemporânea do Laboratório de Biogeoquímica Ambiental da UFSCar, coordenada pelo Prof. Dr. Antonio A. Mozeto: Raul Inácio Cazotti, Marcos Roberto Lopes do Nascimento, Alúcio Soares, Patrícia Ferreira Silvério, Júlio Cesar Thomaz, Ronaldo José Torres, Araceli C. Prezoto Gomes, Maria de Lourdes A. Santinoni, Marcelo Montini, Érida F. Araújo Silva;

-Aos colegas da Universidade do Estado de Mato Grosso-UNEMAT, em especial a Prof^a Edna André Soares de Melo, a bolsista PIBIC Nataly Manrique Rocha, aos ex-bolsistas PIBIC e atuais Lic. Biologia Juliana Leite dos Santos, Anna Frida Hatsue Modro e Paulo Luiz da Silva; ao Adm. José Roberto Mercado;

-Aos colegas da Empresa Mato-grossense de Pesquisa, Assistência e Extensão Rural S. A. - EMPAER-MT: Eng^os Agr^os M. Sc. João Acássio Muniz - de Rondonópolis (MT); M. Sc. José Vieira – de Primavera do Leste (MT); Antonio Alves da Cruz – de Glória do Oeste (MT); Samir Curi – da PROALMAT-Secretaria de Desenvolvimento Rural (MT); José Antonio Gonçalves – Coord. Regional de Cáceres; Valter Martins de Almeida – da Central Cuiabá (MT).

Às 100 (cem) famílias de Agricultores do Facão e de Barra Nova desta tese;

Aos membros da banca de defesa da tese.

Agradecimento especial a minha família: Esposa Vera Maria D'Elia Rieder, filhos Julio César D'Elia Rieder, Frederico D'Elia Rieder; Laura da Guia Nascimento, Vanusa A. S. Lesbon.

RESUMO

RIEDER, Arno. **ASPECTOS DA INTERAÇÃO DO HOMEM COM PESTICIDAS NO AMBIENTE: FOCANDO A COTONICULTURA E COM ÊNFASE ÀS BORDAS DO ALTO PANTANAL, MATO GROSSO, BRASIL.** Tese de Doutorado. Departamento de Química, Universidade Federal de São Carlos - UFSCar, São Carlos, (SP), 2005.

Caracterizou-se a interação *homem-pesticida-ambiente* (*H-P-A*), em áreas cotonícolas e, efetuou-se um estudo laboratorial sobre mobilidade do pesticida metil paration (*MP*) em colunas de solo. Reconheceram-se impactos antrópicos e indicadores de risco de contaminação por pesticidas do ambiente e da saúde humana (R_{CDPAH}). O estudo foi efetuado em duas comunidades cotonícolas (Facão - C_1 e Barra Nova - C_2), município de Cáceres, bordas do Alto Pantanal, de Mato Grosso (MT), Brasil, sistematicamente durante seis safras (1992-97). Para a caracterização da interação *H-P-A*, os dados foram coletados com apoio do serviço de assistência à cotonicultura de MT, assim como através de observações *in situ*. Ensaio de mobilização de resíduos de pesticida foram conduzidos em laboratório usando colunas preenchidas de solos de três posições topográficas ($P_{i=1,2,3}$) de camadas superficiais ($E_{i=1,2,3}$) originadas de lavouras de algodão (*Gossypium hirsutum* L.) de duas comunidades ($C_{i=1,2}$). As superfícies das camadas das colunas de solos foram contaminadas com *MP* e a lixiviação foi induzida em três intervalos de tempo ($t_{i=0,1,2}$). O percolado foi coletado para analisar presença de resíduos de pesticidas, através de cromatografia a gás com detector termoiônico N/P (CG 500 A) e integrador processador CG 300. Os resultados mostraram que as características relacionadas aos fatores *H-P-A* e suas interações podem também se constituir em indicadores de risco (R_{CDPAH}). Estes indicadores expressos em termos de maior (r_1) e de menor risco (r_2), mostraram que as duas comunidades foram similares no fator pesticida (P : $r_1= 40,5\%$), mas distintas nos fatores homem (H : C_1 , $r_1= 48,2\% > C_2$, $r_1= 33,2\%$), ambiente (A : C_1 , $r_1= 49,1\% < C_2$, $r_1= 59,0\%$) e nas interações dos três fatores (*H-P-A*: C_1 , $r_1= 45,6\% < C_2$, $r_1= 53,9\%$). As comunidades (C_1 , $r_1= 44,57\% < C_2$, $r_1= 47,2\%$) assim como as seis safras consideradas (*safras*₁₉₉₅, $r_1= 34,7\% < safras_{1992-94 e 1996-97}, r_1 : situado entre 37,6% e 41,5%) distinguiram-se referente aos fatores em conjunto e também quanto as suas interações. Enquanto o ensaio revelou que resíduos de *MP* penetraram nas colunas de solo, mas foram baixos os teores que alcançaram profundidades maiores que 3 cm. Solos com maiores teores de matéria orgânica (*MO*) apresentaram reduzidas penetrações de resíduos de *MP*. Diferentes teores de resíduos de *MP* mobilizados através das colunas de solos, em função dos fatores C_i , P_i , E_i e, t_i , podem ser devidos a algumas características do solo afetadas pela *MO*. Solos bem manejados, mesmo que arenosos, mas com teores adequados de *MO*, apresentam baixo risco de contaminação de águas subterrâneas por lixiviação de resíduos de *MP*, exceto se o lençol de água aflorar na superfície. As variações nos indicadores de risco (R_{CDPAH}) resultam da dinâmica da interação *H-P-A*. Portanto, o risco é passível de ser minimizado através do treinamento técnico das pessoas que trabalham com pesticidas. Neste contexto estruturas governamentais, não-governamentais e as tecnologias especializadas podem alcançar o agricultor através de treinamento, assistência, monitoramento e de inspeção das práticas rotineiras; protegendo assim os ecossistemas do Pantanal.$

RIEDER, Arno. ASPECTS OF THE INTERACTION OF MAN WITH PESTICIDES IN THE ENVIRONMENT: FOCUSING COTTON CROP EMPHASING THE BORDERS OF THE HIGH PANTANAL, STATE OF MATO GROSSO, BRAZIL. Thesis of Doctorate. Department of Chemistry, Federal University of São Carlos - UFSCar, São Carlos, (SP), 2005.

The interaction man-pesticide-environment (*M-P-E*), in cotton areas was characterized and, a laboratorial study on mobility of the pesticide parathion methyl (*PM*) into soil columns was developed. Antropic impacts and risk indicators of environmental contamination by pesticides and risks to human health were identified (R_{CDPEH}). This study was carried on in two cotton communities (Facão - C_1 and Barra Nova - C_2), municipality of Cáceres, at the High Pantanal borders, Mato Grosso state (*MT*), Brazil, during six harvest periods (1992-97). For the characterization of the *M-P-E* interaction, data were collected with support of the service of assistance to the cotton farmers of *MT*, as well as through perceptions *in situ*. Assays on mobilization of pesticide residues were carried on in laboratory using columns filled with top soil from three topographical positions ($P_{i=1,2,3}$) with three depths ($E_{i=1,2,3}$) collected in cotton farms (*Gossypium hirsutum* L.) of two communities ($C_{i=1,2}$). *PM* was applied at the top of soil columns and leaching was induced in three time intervals ($t_{i=0,1,2}$). The percolate was collected to analyze *PM* residues, using gas chromatography with termoionic detector N/P (CG 500) and an integrator processor (CG 300). Results showed that the characteristics related to the *M-P-E* factors and their interactions can also consist in risk indicators (R_{CDPEH}). These indicators expressed in terms of greater (r_1) and lesser risk (r_2) showed that the two communities were similar in the factor pesticide (P : $r_1 = 40,5\%$), but distinct in the factors man (M : $C_1, r_1 = 48,2\% > C_2, r_1 = 33,2\%$), environment (E : $C_1, r_1 = 49,1\% < C_2, r_1 = 59,0\%$) and in the interactions of these three factors (*M-P-E*: $C_1, r_1 = 45,6\% < C_2, r_1 = 53,9\%$). The communities ($C_1, r_1 = 44,57\% < C_2, r_1 = 47,2\%$) as well as the six considered harvest periods (1995 harvest, $r_1 = 34,7\% < 1992-94$ and $1996-97$ harvest periods, r_1 : ranging from $37,6\%$ to $41,5\%$) behaved differently in relation to the factors as a whole and to their interactions. The laboratory assays indicated that *PM* residues can leach in soils columns, but small amounts reached depths higher than 3 cm. Soil with higher organic matter (*OM*) content showed reduced leaching of *PM* residues. Different amounts of residues of *PM* mobilized through soils columns, as a function of factors C_i, P_i, E_i and t_i , can be due to soil characteristics affected by *OM*. Therefore, well managed soils, even if sandy, but with adequate *OM* contents, present low risk of groundwater contamination with *PM* residues, except if the water table depth is low. The variations in the risk indicators (R_{CDPEH}) resulted from the dynamics of the *M-P-E* interaction. Therefore, the risks are likely to being minimized through the adequate technical training of the people who work with pesticides. In this context governmental, non-governmental structures and the specialized technologies can reach the agriculturist through training, assistance, monitoring and inspection of the practical routine; thus protecting the Pantanal ecosystems.

LISTA DE ALGUMAS ABREVIATURAS

Abreviatura	Significado
A	Ambiente
ABH	Associação Brasileira de Horticultura
AL	Estado de Alagoas
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
APROFAC	Associação dos Produtores do Projeto Facão
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
Aw_i	Tipo climático de Köppen: Savana tropical-verão úmido/inverno seco
BA	Estado da Bahia
C_1	Comunidade Facão
$C_1wA'a'$	Tipo climático – conforme Thornthwaite: 3º Megatérmico, seco
C_2	Comunidade Barra Nova
$C_2wA'a'$	Tipo climático – conforme Thornthwaite: 3º Megatérmico, sub-úmido
CAS	Chemical Abstract Service
CE	Estado do Ceará
(CE)	Concentrado emulsionável
c_f	Categoria focada
CG	Cromatógrafo a gás (cromatografia gasosa)
$C_{i=1,2}$	Comunidades 1 e 2
$c_{\bar{n}}$	Categoria não-focada
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CONFEA	Conselho Federal de Engenharia, Arquitetura e Agronomia
Csb	Concentração na solução base
(CS)	Concentrado solúvel
CT	Classes Toxicológicas
CTC	Capacidade de troca catiônica
DDT	Diclorodifeniltricloroetano
DL_{50}	A dose letal do produto para 50% da população de cobaias machos
$E_{i=1,2,3}$	Camadas superficiais de solos: 1, 2 e 3
EMATER-MT	Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural de Mato Grosso
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EMPAER-MT	Empresa Mato-grossense de pesquisa, assistência e extensão rural SA
EPI	Equipamento de proteção individual
ES	Estado do Espírito Santo
EXTOXNET	Extension Toxicology Network
FAO	Food and Agricultural Organization
FDA	Food and Drug Administration
GL	Graus de liberdade
glc	gas and liquid-chromatography
GO	Estado de Goiás
H	Homem
H-P-A	Interação “Homem-Pesticidas-Ambiente”
Hplc ou Clae	High-performance liquid chromatography ou Cromatografia líquida de alta eficiência
i.a.	Ingredientes ativos
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDA	Ingestão Diária Aceitável de produto tóxico, em $mg\ kg^{-1}\ pv^{-1}$
INCRA	Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária

INPEV	Instituto Nacional de Processamento de Embalagens Vazias
ISO	International Organization for Standardization
IUPAC	International Union Of Pure And Applied Chemistry
K_D	Relação concentrações adsorvidas no solo e dissolvidas na solução aquosa em equilíbrio neste
K_{oc}	Fração de K_D atribuída à matéria orgânica do solo em questão
LC_{50}	Concentração da substância no ar ou água capaz de matar 50 % dos animais expostos de um experimento em certo tempo
LDM	Limite de quantificação ou de determinação do método analítico
LHA	Indicador de alerta à saúde, estabelecido pela EPA, baseado no nível de concentração do produto tóxico no meio em questão
LMR	Limite mínimo de resíduos
MG	Estado de Minas Gerais
MO	Matéria orgânica
MP	Metil paration
MS	Estado do Mato Grosso do Sul
MT	Estado de Mato Grosso
N/P	Nitrogênio/Fósforo
P	Pesticida
PE	Estado de Pernambuco
$P_{i=1,2,3}$	Posições (1, 2 e 3) topográficas de solos
P_{ow}	Coeficiente de partição água/octanol
PPA	Classes de Potencial de Periculosidade Ambiental
PR	Estado do Paraná
r	Coeficiente de correlação de Pearson
r_1	Maior risco
r_2	Menor risco
RA	Receituário Agrônomo
R_{CDPAH}	Risco de contaminação e de danos por pesticidas ao ambiente e a saúde humana
R_s	Coeficiente de correlação de Spearman
Run off	Escorrimento superficial (de água de chuvas)
SE	Estado do Sergipe
SEMA	Secretaria Especial do Meio Ambiente
SINITOX	Sistema Nacional de Informações Tóxico-Farmacológicas
SP	Estado de São Paulo
$t_{i=0,1,2}$	Intervalos de tempo: 0, 1, 2
UNEMAT	Universidade do Estado de Mato Grosso
UFMT	Universidade Federal de Mato Grosso
UFSCar	Universidade Federal de São Carlos
UFPEl	Universidade Federal de Pelotas
US EPA	United States Environmental Protection Agency
τ	Coeficiente de correlação de Kendal
α	Nível de significância estatística
χ^2	Qui-quadrado
$\mu g/mL$	Microgramas/mililitro
v_i	Variável em estudo

LISTA DE TABELAS

TABELA 2.1 - Variáveis consideradas no estudo de duas comunidades cotonícolas (C_1 , C_2), Cáceres, MT, Brasil, safras 1992-97.....	53;
TABELA 3.1 - Expressão proporcional de variáveis consideradas no fator Homem (H), segundo suas categorias de risco, em duas comunidades cotonícolas (C_1 , C_2), Cáceres, MT, Brasil, safras 1992-97.....	59;
TABELA 3.2 – Ocasão do uso de pesticidas em lavouras de algodão (<i>Gossypium hirsutum</i> L.) em 2 comunidades (C_1, C_2), Cáceres, MT, Brasil, safras 1992-97.....	62;
TABELA 3.3 - Expressão proporcional de variáveis consideradas no fator Pesticidas (P), segundo suas categorias de <i>risco</i> , em duas comunidades cotonícolas (C_1 , C_2), Cáceres, MT, Brasil, safras 1992-97	63;
TABELA 3.4 - Expressão de categorias focadas (c_f) ou de maior risco(r_1) de variáveis do fator P (Pesticidas) diante de uma atividade pesticida-dependente, em duas comunidades cotonícolas (C_1 , C_2), Cáceres, MT, Brasil, safras 1992-97.....	65;
TABELA 3.5 - Expressão proporcional de variáveis consideradas no fator Ambiente (A), segundo suas <i>categorias de risco</i> , em duas comunidades cotonícolas (C_1 , C_2), Cáceres, MT, Brasil, safras 1992-97.	68;
TABELA 3.6 - Resultados de análises química e física de amostras de solos coletadas na camada arável (0-20cm) em estabelecimentos rurais de duas comunidades cotonícolas (C_1 , C_2), Cáceres, MT, Brasil, 1998.....	73;
TABELA 3.7 - Expressão proporcional de variáveis nas interações dos fatores H - P - A , sub-fator Aspectos da cotonicultura local, segundo suas categorias de risco, em duas comunidades cotonícolas (C_1 , C_2), Cáceres, MT, Brasil, safras 1992-97.....	75;
TABELA 3.8 – Expressão recorrente de categorias focadas (c_f) ou de maior risco (r_1) de variáveis da interação Homem(H)-Pesticida(P)-Ambiente(A) em duas comunidades cotonícolas (C_1 , C_2), Cáceres, MT, Brasil, safras 1992-97.....	78;
TABELA 3.9 - Expressão proporcional de variáveis nas interações dos fatores H - P - A , sub-fator “Aspectos do uso e manejo de pesticidas”, segundo as categorias de risco, em comunidades cotonícolas (C_1, C_2), Cáceres, MT, Brasil, safras 1992-97....	83;
TABELA 3.10 - Expressão proporcional de variáveis consideradas nas interações dos fatores H - P - A , sub-fatores “Aquisição e Armazenagem dos Pesticidas” e “Medidas de Proteção Ambiental”, segundo suas categorias de <i>risco</i> , em duas comunidades cotonícolas (C_1 , C_2), Cáceres, MT, Brasil, safras 1992-97.....	87;
TABELA 3.11 - Expressão proporcional de variáveis consideradas nos sub-fatores “Medidas de Proteção Pessoal”, “Medidas de Desintoxicação” e “Intoxicações por Pesticidas” e de todas as interações dos fatores H - P - A , segundo suas categorias de risco, em comunidades cotonícolas(C_1, C_2), Cáceres, MT, Brasil, safras 1992-97....	90;
TABELA 3.12 - Correlação de Pearson (r), Kendal (τ) e de Spearman (R_s) entre as variáveis da interação <i>Homem-Pesticida-Ambiente</i> , Cáceres, MT, Brasil.....	96;
TABELA 3.13 - Resumo da comparação relativa de indicadores de risco devido aos fatores homem - H , pesticida - P e ambiente - A e suas interações (H - P - A), em duas comunidades cotonícolas (C_1 , C_2), Cáceres, MT, Brasil, safras 1992-97.....	101;
TABELA 3.14 - Síntese das expressões proporcionais das categorias de risco (r_i) nos fatores Homem- H , Pesticidas- P , Ambiente- A e em suas interações, em duas comunidades cotonícolas (C_1, C_2), Cáceres, MT, Brasil, safras 1992-97.....	102;

TABELA 3.15 - Freqüência das categorias de risco ao ambiente e à saúde humana, diante dos fatores “ <i>H</i> -homem, <i>P</i> -pesticida, <i>A</i> -ambiente” e de suas interações, em duas comunidades (C_1, C_2), Cáceres, <i>MT</i> , Brasil, safras 1992-97.....	105;
TABELA 6.1 - Tempo de retenção do pesticida <i>MP</i> em seis injeções da mesma solução padrão (média, desvio padrão e coeficiente de variação),.....	128;
TABELA 6.2 - Área do pico do <i>MP</i> em 6 injeções seqüenciais da solução de concentração 0,02 µg/mL (média, desvio padrão e coeficiente de variação).....	128;
TABELA 6.3 - Dados de linearidade do detector (concentração e áreas).....	129;
TABELA 6.4 - Dados de precisão do método analítico utilizado para o pesticida <i>MP</i> , UFMT, Cuiabá (<i>MT</i>),.....	129;
TABELA 6.5 - Recuperação, limites de detecção e de quantificação do método analítico adotado para o <i>MP</i> , UFMT, Cuiabá (<i>MT</i>),	129;
TABELA 6.6 - Estatísticas de tratamentos de resíduos do pesticida <i>MP</i> lixiviados, em três momentos (t_i), em colunas de solo de três espessuras (E_i), de amostras de três posições topográficas (P_i) de duas comunidades rurais (C_i), em triplicatas (blocos- R_s) e duplicatas de injeções cromatográficas- repetições (R_c).....	132;
TABELA 6.7–Testes estatísticos para efeitos das fontes de variação sobre a variável dependente “Ranking da concentração de <i>MP</i> na água percolada por solos.....	133;
TABELA 6.8 - Estatísticas do ensaio de resíduos de <i>MP</i> lixiviados em três momentos ($t_{i=1,2,3}$) e três espessuras ($E_{i=1,2,3}$) de colunas de solos de três posições ($P_{i=1,2,3}$) em vertentes de duas comunidades rurais ($C_{i=1,2}$, Cáceres, <i>MT</i> , Brasil.....	134;
TABELA 6.9 - Resíduos de <i>MP</i> lixiviados em colunas de solos provindos de duas comunidades (C_1, C_2), Alto Pantanal, Cáceres, <i>MT</i> , Brasil.....	135;
TABELA 6.10 - Atributos de solos (usados no ensaio de lixiviação de pesticidas), provindos de duas comunidades (C_1, C_2), Alto Pantanal, Cáceres, <i>MT</i> , Brasil	136;
TABELA 6.11 - Atributos de solos (usados em ensaio de lixiviação de pesticidas) de 3 posições de vertentes de 2 comunidades (C_1, C_2), Cáceres, <i>MT</i> , Brasil.....	136;
TABELA 6.12 - Atributos da água percolada em ensaios de colunas de solos provindos de duas comunidades (C_1, C_2), Cáceres, <i>MT</i> , Brasil.....	138;
TABELA 6.13. Atributos da água percolada em ensaios de colunas de solos de três posições de vertentes ($P_{i=1,2,3}$) de 2 comunidades (C_1, C_2), Cáceres, <i>MT</i> , Brasil....	138;
TABELA 6.14a, b - Correlações entre atributos dos solos ensaiados, e de atributos de solos com os da água percolada nos mesmos, de amostras provindas de duas comunidades (C_1, C_2), Cáceres, <i>MT</i> , Brasil.....	140;
TABELA 6.15 - Correlação dos teores de <i>MP</i> hidromobilizados em colunas de solos (provindos de C_1 e C_2) com os valores de atributos destes, e da água percolada em ensaios laboratoriais ⁽¹⁾ , UFMT.....	142;
TABELA 6.16 a, b - Resíduos de <i>MP</i> na água percolada por colunas de solos contaminados em função de alguns atributos desta água e dos solos usados (provindos de C_1 e C_2) ensaiados em laboratórios da UFMT, Cuiabá, <i>MT</i>	143;
TABELA 6.17 - Comparação relativa do risco de danos ao ambiente e à saúde humana devido ao uso de pesticidas, influenciados por fatores do meio físico ($R_{CDPAH/C_i, P_i, E_i, t_i}$) de duas comunidades (C_1, C_2), Cáceres, <i>MT</i> , Brasil, entre 1992-97..	147

LISTA DE FIGURAS

- FIGURA 2.1 – Localização da área de estudo no continente sul-americano.....51;
- FIGURA 2.2 – Localização das comunidades de estudo (Facão e Barra Nova) no Alto Pantanal, Cáceres, Mato Grosso, Brasil.....51;
- FIGURA 3.1 - Municípios (em azul) com as cinco maiores áreas plantadas de algodão no Estado de Mato Grosso, no período das safras de 1990-1996.....108;
- FIGURA 3.2 - Municípios (em azul) com as cinco maiores áreas plantadas de algodão no Estado de Mato Grosso, no período das safras de 1997-2002.....108;
- FIGURA 6.1 - Fórmula estrutural do (a) metil paration e do (b) 4- nitrofenol.....130;

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO.....	1
1.1 - Delimitação do estudo.....	2
1.1.1 – Temática.....	2
1.1.2 – Hipóteses.....	2
1.1.3 – Objetivos.....	3
1.2 - Revisão bibliográfica pertinente.....	4
1.2.1 - O Homem no Mato Grosso – (<i>H</i>).....	4
1.2.1.1 - Histórico de ocupação regional.....	4
1.2.1.2 – Duas comunidades situadas nas Bordas do Alto Pantanal.....	4
1.2.2 – Referenciais sobre Pesticidas - (<i>P</i>).....	5
1.2.2.1 - Considerações iniciais.....	5
1.2.2.2 – Histórico.....	6
1.2.2.3 – Legislação.....	7
1.2.2.4 - Pesticidas na atividade primária.....	8
1.2.2.5 - Pesticidas no combate de vetores de agentes daninhos.....	9
1.2.2.6 – Trajetória tecnológica.....	9
1.2.2.7 – Os acidentes.....	10
1.2.2.8 - O receituário agrônômico (<i>RA</i>).....	11
1.2.2.9 – Perigos envolvidos.....	12
1.2.2.10 - O solo na proteção ambiental diante da poluição química.....	12
1.2.2.11 - Os riscos de danos atribuídos ao uso de pesticidas.....	14
1.2.2.12 - O pesticida mais usado em <i>C</i> ₁ e <i>C</i> ₂ : Metil Paration (<i>MP</i>).....	23
1.2.3 - O Ambiente Regional - (<i>A</i>).....	30
1.2.3.1 - Aspectos gerais: borda do Pantanal e montante de influência.....	31
1.2.3.2 - Aspectos hídricos da Bacia do Alto Pantanal de Cáceres.....	31
1.2.3.3 - Aspectos climáticos.....	31
1.2.3.4 - Aspectos da vegetação no Pantanal e em sua bordadura.....	32
1.2.3.5 - Considerações sobre o relevo.....	32
1.2.3.6 - Aspectos geológicos, geomorfológicos e de solos.....	33
1.2.4 – A Interação Homem-Pesticida-Ambiente (<i>H-P-A</i>).....	34
1.2.4.1 - Considerações gerais.....	34
1.2.4.2 - Situação no Alto Pantanal e nas áreas de estudo.....	35
1.2.4.3 – Perfil da cotonicultura.....	40
SEÇÃO 1 (S1) - ESTUDO DE CAMPO.....	49
ASPECTOS DA RELAÇÃO HOMEM-PESTICIDA-AMBIENTE (H-P-A) NA BORDA NOROESTE DO PANTANAL DE MATO GROSSO	
CAPITULO 2 - MATERIAL E MÉTODOS DA SEÇÃO 1.....	49
2.1 - Retrato cotonícola de Mato Grosso.....	50
2.2 - Comunidades objeto de estudo específico.....	50

2.3 - Localização das comunidades.....	50
2.4 - Universo e população.....	50
2.4.1 – Universo.....	50
2.4.2 - População do período restrito.....	50
2.5 - Período do estudo.....	52
2.6 - Método aplicado à coleta de dados.....	52
2.7 - Variáveis estudadas.....	53
2.8 - Magnitude assumida pelas variáveis consideradas.....	53
2.9 – Indicadores de risco devido ao uso de pesticidas.....	54
2.10 - Valoração de dados qualitativos.....	54
2.11 - Análise estatística dos dados.....	55
2.12 - Unidades de investigação no estudo.....	55
2.13 – Execução, validação e fontes da pesquisa.....	55
CAPÍTULO 3 – RESULTADOS E DISCUSSÃO DA SEÇÃO 1.....	57
ASPECTOS DOS FATORES HOMEM (<i>H</i>), PESTICIDA (<i>P</i>) E AMBIENTE (<i>A</i>) E DA INTERAÇÃO DESTES (<i>H-P-A</i>).....	57
3.1 - A identidade do homem envolvido com pesticidas.....	58
3.1.1 - Naturalidade dos agricultores.....	58
3.1.2 - História migratória dos cotonicultores.....	58
3.1.3 - Idade dos agricultores.....	58
3.1.4 – Escolaridade.....	60
3.1.5 - Tamanho das famílias de cotonicultores.....	60
3.1.6 - Renda anual familiar.....	60
3.2 - Quali-quantificação dos pesticidas adotados.....	61
3.2.1 - Produtos comerciais.....	61
3.2.2 - Grupos químicos.....	64
3.2.3 - Categorização de grupos químicos com e sem piretróides ou fosforados.....	64
3.2.4 - Pacotes de pesticidas adotados.....	65
3.2.5 - Ingredientes ativos (<i>i.a.</i>).....	65
3.2.6 - Modo de ação.....	66
3.2.7 - Classes Toxicológicas (<i>CT</i>).....	66
3.2.8 - Classes de Potencial de Periculosidade Ambiental (<i>PPA</i>).....	67
3.3 - O ambiente das áreas de estudo.....	67
3.3.1 - Área da propriedade.....	67
3.3.2 – Vegetação.....	69
3.3.3 - Aspectos do relevo das comunidades.....	69
3.3.4 - Recursos hídricos.....	70
3.3.5 - Condições climáticas.....	71
3.3.6 - Solos e alguns de seus atributos.....	71
3.3.7 - Impacto sobre a fauna.....	72
3.4 - Interação Homem-Pesticida-Ambiente (<i>H-P-A</i>).....	74
3.4.1 - Domínio na atividade.....	74
3.4.2 - Regime de ocupação das terras.....	77
3.4.3 - Características do cultivo.....	79
3.4.4 - Uso e manejo de pesticidas.....	81
3.4.5 - Aquisição e armazenagem de pesticidas.....	86
3.4.6 - Medidas de proteção ambiental adotadas.....	88
3.4.7 - Medidas de proteção pessoal adotadas.....	89

3.4.8 - Medidas curativas adotadas nos casos de intoxicações.....	91
3.4.9 - Casos de intoxicações por pesticidas.....	91
3.5 - Estudo de correlação.....	95
3.5.1 - Relações entre agricultor, comunidade e área da propriedade.....	95
3.5.2 - Relações de aspectos da cotonicultura local.....	97
3.5.3 - Algumas relações com intoxicações.....	97
3.6 - Resumo dos aspectos estudados.....	97
3.6.1 - A magnitude das variáveis.....	97
3.6.2 - Riscos envolvidos ao ambiente e à saúde humana (R_{CDPAH}).....	100
3.7 - Dinâmica da atividade cotonícola em <i>MT</i>	106
3.7.1 - Tecnologia de produção utilizada.....	106
3.7.2 - Mão de obra envolvida.....	106
3.7.3 - Relação entre cotonicultor e mercado.....	107
3.7.4 - O mapa da cotonicultura no <i>MT</i>	107
3.7.5 - A industrialização do algodão.....	109
3.7.6 - Regiões produtoras e demandadoras de algodão.....	109
3.7.7 - Fatores bióticos concorrentes em lavouras de algodão.....	110

CAPITULO 4 – SÍNTESE DA SEÇÃO I.....	113
--------------------------------------	-----

SEÇÃO 2 - ENSAIO LABORATORIAL.....	117
---	------------

RESÍDUOS DO PESTICIDA METIL PARATION (MP) NA ÁGUA PERCOLADA ATRAVÉS DE COLUNAS DE SOLOS ORIUNDOS DA BORDA DO ALTO PANTANAL, MATO GROSSO

CAPITULO 5 - MATERIAL E MÉTODO DA SEÇÃO 2	117
---	-----

5.1 – Solos utilizados.....	118
5.1.1 - Considerações iniciais.....	118
5.1.2 - Material e procedimentos de coleta.....	118
5.1.3 - Padronização do material e preparo das amostras de solos.....	118
5.2 - Análises químicas e físicas das amostras de solos.....	119
5.3 - Análises químicas e físicas da água percolada	119
5.4 - Análise e monitoramento do ambiente do ensaio.....	119
5.5 - Descrição da parte experimental.....	119
5.5.1 - Montagem de colunas de solo.....	120
5.5.2 - Preparo das amostras de pesticidas.....	121
5.6 - Extração e concentração da amostra.....	122
5.7 - Identificação e quantificação do pesticida <i>MP</i>	122
5.8 - Reagentes utilizados.....	122
5.9 - Limpeza e descontaminação da vidraria.....	123
5.10 - Padrões e soluções analíticas de referência.....	123
5.10.1 - Solução estoque.....	123
5.10.2 - Solução intermediária.....	123
5.10.3 - Soluções de trabalho.....	123
5.11 - Análise dos extratos.....	123
5.11.1 - Instrumentos e condições de operação.....	123
5.11.2 - Determinação do analito nas amostras.....	124
5.12 - Teste de eficiência do método analítico.....	124
5.13 - Limite de detecção do método analítico.....	125

5.14 - Limite de quantificação ou de determinação (<i>LDM</i>).....	125
5.15 - Análises estatísticas.....	125
5.15.1 - Correlações entre pesticida lixiviado, carbono orgânico, argila e areia presente na amostra de solo.....	125
5.15.2 - Demais análises.....	126
 CAPITULO 6 - RESULTADOS E DISCUSSÃO DA SEÇÃO 2.....	 127
6.1 - Método para determinação de resíduos de <i>MP</i>	128
6.1.1 - Consistência e avaliação da eficiência.....	128
6.2 - A lixiviação de resíduos do pesticida <i>MP</i> em distintos solos.....	129
6.2.1 - Consistência do estudo.....	130
6.2.2 - As revelações do ensaio.....	134
6.3 - Possíveis influências nos ensaios desenvolvidos.....	134
6.3.1 - Efeito de alguns fatores.....	134
6.3.1.1 - (S_o) - Atributos dos solos.....	134
6.3.1.2 - (<i>MO</i>)- Matéria orgânica dos solos.....	137
6.3.1.3 - (A_p)- Atributos da água percolada pelas colunas de solo.....	137
6.3.1.4 - (C_i)- Localidade ou comunidades.....	137
6.3.1.5 - (P_i)- Posição ocupada no relevo pelos terrenos envolvidos.....	137
6.3.1.6 - (E_i) - Camadas de solo.....	137
6.3.1.7 - (t_i) - Momento da indução da percolação de água em solos.....	137
6.3.1.8 - O pesticida <i>MP</i> nas condições regionais.....	138
6.3.2 - Interação dupla de fatores.....	139
6.3.3 - Interação tripla de fatores.....	149
6.3.4 - Tetra interação entre fatores.....	155
6.4 – Riscos revelados pelo ensaio.....	156
 CAPITULO 7 - SÍNTESE DA SEÇÃO 2.....	 157
 CAPITULO 8 - CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	 159
 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	 162
 APÊNDICES E ANEXOS.....	 185

CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO

1.1 - DELIMITAÇÃO DO ESTUDO

1.1.1 - *Temática*

Os pesticidas químicos foram desenvolvidos e usados largamente após a descoberta do diclorodifeniltricloroetano (DDT) e hexaclorociclohexano (HCH).

Ajudaram a revolucionar o setor agrícola, mas também geraram problemas e preocupações com danos ambientais e com a saúde humana, devido a efeitos colaterais, residuais, cumulativos, de espectro raramente específico e, também, pela sua derivação e mobilidade para áreas distintas à do alvo.

Às bordas do Alto Pantanal de Mato Grosso, Brasil, até o final do século XX, os pesticidas eram largamente usados, mas pouco se sabia sobre seus impactos, formas de ação e destino final dos produtos nos ecossistemas atingidos.

Em algumas comunidades desta região, como em Barra Nova (C_2), lavouras de algodão, submetidas a pesticidas, vinham sendo desenvolvidas sistematicamente há mais de 20 anos e, outras, tal como a comunidade do Facão (C_1), ingressaram depois da década de 1990 nesta atividade.

Os escassos estudos indicavam que os agricultores destas comunidades usavam estas armas químicas baseados principalmente na orientação de comerciantes destes produtos ou então com base no que aprenderam com seus pais, vizinhos ou pela própria experiência. Então, a caracterização mais ampla e as conseqüências desta interação homem(H)-pesticida(P)-ambiente (A) nas bordas do Pantanal, na atividade cotonícola, precisava ser estudada em maior profundidade.

Suposições de riscos crescentes de contaminação de aquíferos e de danos aos ecossistemas do Pantanal e à saúde humana, em conseqüência do uso de pesticidas às bordas e montante desta planície, motivaram os estudos específicos regionais que pudessem dar sustentação a conclusões e inferências consistentes sobre a magnitude, as especificidades e a periculosidade da questão.

Então, o presente trabalho revela como ocorre esta interação (H - P - A) e algumas conseqüências relacionadas. A primeira parte (seção I) descreve alguns relevantes aspectos desta interação (H - P - A), seleciona variáveis indicadoras de risco por pesticidas e analisa a dinâmica da cotonicultura no Mato Grosso, em especial entre 1990 e 2003. Expressões dos aspectos analisados ao longo de seis anos (1992-97) e também de duas comunidades cotonícolas (Facão- C_1 e Barra Nova- C_2 , Município de Cáceres, Bordas do Alto Pantanal, Mato Grosso, Brasil) são contrastadas. A segunda parte (seção II) apresenta resultados de ensaios laboratoriais com solos das comunidades cotonícolas, sobre a mobilização edafohídrica de resíduos do pesticida tradicionalmente mais utilizado nestas lavouras: o metil paration (MP). A lixiviação MP nas condições ensaiadas é retratada.

Assim, os resultados das duas seções oferecem respostas às hipóteses e objetivos formulados e às indagações do meio popular e científico sobre o risco atribuído ao uso de pesticidas às bordas e no montante do Pantanal.

O presente documento, em sua parte textual, está organizado conforme segue:

- 1° - Começa com a introdução que delimita o estudo e oferece uma revisão bibliográfica pertinente;
- 2° - Depois apresenta duas seções, com capítulos respectivos de: o material e métodos, resultados e discussões, e sínteses;
- 3° - Por último, apresenta as conclusões gerais.

1.1.2 - *Hipóteses*

Geral: Há uso continuado e inadequado de pesticidas em áreas cotonícolas de Mato Grosso, inclusive situadas às bordas do Alto Pantanal, e que impactam negativamente o homem e o ambiente.

Esta hipótese geral está desdobrada em específicas:

H1: As comunidades, objeto deste estudo (Facção: C_1 ; Barra Nova: C_2) e as safras cotonícolas consideradas (1992-97), são similares em suas principais características, inclusive na interação do homem com pesticidas no ambiente;

H2: Características destas comunidades e das safras podem se constituir em indicadores de risco de contaminação e de danos causados por pesticidas ao ambiente e ao homem (R_{CDPAH});

H3: As expressões destes indicadores de risco são semelhantes nas duas comunidades e nas safras consideradas;

H4: A contaminação da superfície de solos, pelo tipo de pesticidas usados às bordas do Pantanal, se propaga para dentro do perfil dos mesmos, atingindo águas subterrâneas;

H5: Características ambientais, tais como tipo de solos ($C_{i=1,2}$), posição ocupada pelos terrenos na vertente ($P_{i=1,2,3}$), espessura de camadas de solo ($E_{i=1,2,3}$) e momento de indução ($t_{i=0,1,2}$) da percolação de água pelo solo contaminado superficialmente por pesticidas, apresentam-se semelhantes e influem, de modo similar nas duas comunidades, sobre a quantidade de resíduos mobilizados hidricamente para dentro dos respectivos solos. E, embora haja efeito similar nas duas comunidades, estas características ambientais concorrem para estabelecer o nível de risco de contaminação de águas subterrâneas nestas localidades;

H6: A matéria orgânica exerce um papel fundamental para minimizar a mobilização edafo-hídrica de resíduos de pesticidas derivados de contaminações superficiais, principalmente em solos com baixos teores de argila.

H7: A partir da década de 1990 a cotonicultura em Mato Grosso intensificou sua dinamicidade espacial, tecnológica.

1.1.3 - Objetivos

Geral:

Suscitar aspectos importantes da interação do homem (H) com pesticidas (P) no ambiente (A), com base na cotonicultura – atividade altamente dependente de pesticidas, praticada em duas comunidades rurais (Facção: C_1 ; Barra Nova: C_2) de Cáceres, às bordas do Alto Pantanal, Mato Grosso, Brasil.

Específicos:

Caracterizar a interação do homem com pesticidas no ambiente ($H-P-A$) através de um conjunto de variáveis e de suas expressões, espacial (C_1 ; C_2) e periodicamente (1992-97) às bordas do Alto Pantanal;

Selecionar, entre estas variáveis, as que também se caracterizam como indicadores de risco de contaminação e de danos ao ambiente e ao homem por pesticidas (R_{CDPAH});

Comparar as duas comunidades (C_1 ; C_2) e as seis safras (1992-97) pelas expressões de suas características e dos indicadores de risco considerados;

Revelar a dinâmica da cotonicultura (altamente dependente de pesticidas) no tempo (>1990) e no espaço territorial em Mato Grosso (MT);

Avaliar a possibilidade de contaminação de águas subterrâneas (que fluem para o Pantanal e abastecem demandas domésticas) pelo pesticida metil paration (MP) através de respostas obtidas em ensaio de percolação multifatorial: comunidades ($C_{i=1,2}$), posição dos terrenos no relevo ($P_{i=1,2,3}$); espessura de camadas de solos ($E_{i=1,2,3}$) e momento da drenagem ($t_{i=0,1,2}$);

Selecionar, entre os fatores do ensaio, os que constituem indicadores de risco, e comparar as comunidades através de suas expressões.

1.2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA PERTINENTE

1.2.1 - O Homem no Mato Grosso – (H)

1.2.1.1 - Histórico de ocupação regional

Milhares de anos antes da vinda dos primeiros europeus para o Brasil (1500) e para o Mato Grosso (1516) sociedades autóctones já habitavam no Centro-Oeste brasileiro, inclusive no Pantanal (AB'SABER, 1988).

A história de ocupação regional e de alguns desdobramentos está apresentada, a seguir, conforme alguns autores (MENDES, 1973; MENDONÇA, 1982; SUDECO, 1986; BLUMENSCHHEIN, NEUBURGER & REMPPIS, 1996).

A penetração inicial de não-autoctones no Mato Grosso foi motivada pela busca e exploração de riquezas, tais como ouro, e que seriam transferidas principalmente para os domínios europeus. A depredação ambiental e cultural começou neste período promovido por estes não nativos.

A fixação ou colonização por não nativos se deu pela necessidade de garantir o domínio sobre os espaços territoriais e suas riquezas.

Na segunda metade do século XX políticas de ocupação dos espaços ainda não desbravados (principalmente em direção ao Centro-Oeste, Noroeste e Norte do Brasil) foram incentivadas por governos, com o objetivo de resolver questões relacionadas (a) à soberania sobre o território nacional ainda pouco habitado e, (b) ao alívio das tensões e eminentes conflitos sociais no centro-sul, devido à redução dos espaços territoriais per capita, o crescimento populacional e o potencial de desemprego na década de 1970, visando (c) ao aumento da produção agrícola exportável, numa linha política de melhorar a balança comercial do Brasil em curtíssimo prazo. Nas décadas de 1990 e seguinte, no MT, a soja e algodão tiveram importância progressiva pelo crescimento de área plantada, produtividade, ativação sócio-econômica, e pela geração de impacto ambiental conseqüente.

Os pesticidas passaram a fazer parte dos pacotes de tecnologia moderna, sendo introduzidos (ex.: crédito rural) nas atividades agropecuárias resultantes do estímulo à ocupação dos espaços vazios do centro-oeste brasileiro, como foi o caso de Mato Grosso. A cotonicultura, dependente de pesticidas, foi uma destas atividades. Isto também ocorreu na Bacia do Alto Pantanal.

1.2.1.2 – Duas comunidades situadas nas Bordas do Alto Pantanal

1.2.1.2.1 - Barra Nova (C₂)

A comunidade C₂ é uma, entre várias, situada na Fazenda Nacional da Caiçara, cuja ocupação recente se deu predominantemente por invasão e posse de terras, o que está descrito em RIEDER (1995).

A mesma está localizada entre 35 e 55 km de Cáceres, cujo acesso principal se dá via BR-070 e depois pela BR-164, sentido Caramujo. Após 3 km deste distrito, entrando pela esquerda, em uma estrada de terra, ao longo e margens da qual se encontra a comunidade rural referida.

As propriedades novas geradas, principalmente a partir da década de 1970, nesta comunidade, vêm sendo regularizadas pelo INCRA (1980). Os ocupantes atuais, ali fixados predominantemente nos últimos 30 anos, são, em sua maioria, de origem migrante naturais de estados nordestinos, que passaram pelo sudeste e centro oeste para, depois se enraizarem em C₂ (RIEDER, 1983).

Conforme relatado em RIEDER (1995; 1999), na sua maioria a comunidade esteve formada de pequenos agricultores, que entre 1960-1990, empenhavam-se em desbravar as suas terras virgens, através da força braçal e animal. Neste período predominava a pequena agricultura e criação (amendoim,

mandioca, arroz, milho, feijão, café, frutíferas, algodão, aves, suínos, bovino mista, etc.) desenvolvida nos limites da força familiar, com ocasional auxílio extra-familiar. Já na década de 1990 na região de ação da comunidade já não havia mais nada a desbravar. Quase toda a área estava desmatada, em que se praticava uma agricultura rotativa (5-10 anos) com pastagens destinadas à pecuária leiteira e mista. Continuavam as atividades alicerçadas na força familiar, mas já com mais freqüente participação extra-familiar, inclusive com serviços tratorizados contratados. Em meados da década de 1990 a cotonicultura foi novamente intensificada (RIEDER *et al.*, 1995a), mas em 1997 já mostrava sinais de desestímulo.

1.2.1.2.2 - Facção (C₁)

A comunidade C₁ está localizada na área do Projeto Facção, a 12 km da sede do município de Cáceres - MT, com acesso pela rodovia BR-070, sentido Cáceres - Cuiabá, à margem direita. O Projeto Facção (Cáceres, Mato Grosso – MT) foi concebido conforme descrito por PEREIRA LEITE (1990). O mesmo se constitui de uma área de terras, de recursos naturais e de benfeitorias, concebido pelo setor público, destinado para multifunções integradas (Reserva Pesquisa, Fomento, Ensino Superior, Assentamento de Colonos, etc.).

A implantação da colonização do Facção começou em 1989, em que a fase e módulo I foram constituídos de 65 lotes com área média de 4,27 ha/lote, contemplando, respectivamente, o mesmo número de famílias de colonos.

Em 10 de fevereiro de 1990 foi fundada a Associação dos Produtores do Projeto Facção APROFAC.

Parte da área adquirida da Fazenda Facção pelo Governo do Estado de MT teve a posse reintegrada ao proprietário anterior, por decisão judicial, devido ao não cumprimento financeiro das condições contratuais efetuadas na compra (AMARAL, 1998), o que reduziu o Projeto Facção atual à colonização do Facção e à Pesquisa e Experimentação Agropecuária desenvolvida pela EMPAER-MT (Empresa Mato-grossense de Pesquisa, Assistência e Extensão Rural S.A.).

Os colonos ocupantes da fase e módulo I estão distribuídos no quadrante limitado pelas coordenadas geográficas: 57°39'20" e 57°36'50" longitude W. Gr.; 16°11'20" e 16°09'00" Latitude Sul.

O Projeto Facção de colonização foi estruturado em três fases/módulos.

Objetivando garantir acesso facilitado à assistência agrotécnica, 5 lotes da colonização do Facção foram destinados a famílias de técnicos em agropecuária.

Os contemplados com lotes no Projeto Facção submeteram-se a condicionamentos contratuais para terem direito definitivo ao lote. Contudo, a exequibilidade plena de tais exigências ficava condicionada à implantação e oferta da contrapartida do Estado, o que não foi plenamente cumprido em tempo hábil.

Assim, os colonos de boa fé, tiveram que criar alternativas que lhes rendesse não apenas a produção de alimentos de subsistência, mas também produtos comercializáveis (como o cultivo de algodão, altamente dependente de pesticidas) para angariarem algum saldo em dinheiro, e assim cumprirem com as necessidades básicas mínimas para a sustentação das famílias.

1.2.2 – Referenciais sobre Pesticidas - (P)

1.2.2.1 - Considerações iniciais

Entre as funções do setor primário, uma delas é produzir alimentos, de modo sustentável, em vista de atender as necessidades básicas da humanidade. Principalmente em regiões sob condições de ambiente tropical, o estado de saúde das populações ainda está fortemente dependente da aplicação e eficácia de técnicas de controle de vetores de agentes causadores de doenças típicas (como

malária, dengue, febre amarela, leishmaniose e outras). Em ambos os casos, para aumentar o volume de produção do setor primário ou para maximizar o controle de vetores de doenças, são utilizados armas químicas: os pesticidas. Entretanto, o desenvolvimento sustentável requer a utilização de recursos que impactam pouco.

A palavra pesticida significa um instrumento ou método capaz de matar agentes causadores de pestes. Segundo NASCENTES (1988), *pestis* no Latim significa calamidade, desgraça, ou qualquer epidemia sem caráter definido, que produza grande mortandade. Nos textos de comunicação mundial para povos de diferentes idiomas observa-se o uso predominante da palavra pesticida. Outras denominações como biocidas (NUNES et al., 2002), defensivos agrícolas (BARBOSA, 1995; RESENDE, 2005), venenos ou “remédios” (PERES, 1999; PERES *et al.*, 2001; ROZEMBERG & PERES, 2003; PERES *et al.* 2005) também são utilizados em função das diferentes conotações e interesses envolvidos.

Na legislação brasileira, pesticidas utilizados na agropecuária são denominados de **agrotóxicos**. Conforme BRASIL (2002), o Decreto nº. 4.074 (4/01/2002) regulamenta a Lei Federal nº. 7.802 (11/07/1989) de uso de **agrotóxicos**. Estes definem os múltiplos aspectos relacionados aos pesticidas. Assim **agrotóxico** é constituído por *produto químico destinado ao uso nos setores de produção, no armazenamento e 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-las da ação danosa de seres vivos considerados nocivos, bem como as substâncias e produtos, empregados como desfolhantes, dessecantes, estimuladores e inibidores de crescimento*. Na legislação de MT os **Agrotóxicos** estão tratados no Decr. nº. 1959 de 21/09/1992, que regulamenta a Lei nº. 5.850, de 22/10/1991 (AEA-MT, 1995).

O Capítulo I e Artigo 1º do Decreto regulamentador (nº. 4.074) da Lei dos **Agrotóxicos** no Brasil definem os vários aspectos e terminologias envolvidas. Conforme encontrado em BRASIL (2002), lá temos o significado aplicado para: *“aditivo, adjuvante, agente biológico de controle, agrotóxicos e afins, centro ou central de recolhimento, comercialização, componentes, controle, embalagem, EPI, exportação, fabricante, fiscalização, formulador, importação, impureza, ingrediente ou princípio ativo, ingrediente inerte ou outro ingrediente, inspeção, intervalo de reentrada, intervalo de segurança ou período de carência, LMR, manipulador, matéria-prima, mistura em tanque, novo produto, país de origem, país de procedência, pesquisa e experimentação, posto de recebimento, pré-mistura, prestador de serviço, produção, produto de degradação, produto formulado, produto formulado equivalente, produto técnico, produto técnico equivalente, receita ou receituário, registrante de produto, registro de empresa e de prestador de serviço, registro de produto, RET, resíduo, titular de registro, venda paliçada”*.

1.2.2.2 - Histórico

Segundo NAKANO (1986), a descoberta de inseticidas organo-sintéticos trouxe aos homens meios poderosos e eficazes ao controle de pragas. Com a introdução do DDT, em 1940, a humanidade passou a usufruir uma maior disponibilidade de alimentos e segurança, além de maior êxito no combate de insetos vetores de doenças. O controle de pragas em nível econômico teria sido impossível sem estes inseticidas e, em várias regiões do mundo os humanos já teriam sido eliminados pela fome. Lavouras, como de algodão, soja, tomate são exemplos de atividades economicamente dependentes de pesticidas.

Não se pode negar a grande contribuição dada pelos pesticidas químicos sintéticos no aumento da eficiência no combate às pragas que afetavam o

setor de produção agropecuária e infestavam o ambiente como transmissores de moléstias graves que atingiam a humanidade (PESSANHA, 1982). Os pesticidas contribuíram para aumentar as colheitas da agricultura e para maior êxito das campanhas de saúde pública no combate de transmissores de agentes causadores de malária, da doença de Chagas, da peste bubônica, do tifo exantemático e da encefalite (PUGA & MELLO, 1982). Entretanto os pesticidas, além da função de protegerem as culturas das pragas, doenças e plantas daninhas, oferecem risco à saúde humana e ao ambiente (SPADOTTO, 1996).

Entre os produtos pesticidas que são colocados no mercado, existem alguns extremamente tóxicos para o homem, outros para vertebrados e para insetos úteis, com diferentes mecanismos bioquímicos de ação (PUGA & MELLO, 1982).

A euforia com as possibilidades do controle químico de pragas e doenças só veio a ser repensada a partir de 1957, graças à publicação, nos Estados Unidos, da obra “Primavera Silenciosa” de Rachel Carson (NAKANO, 1986). A publicação demonstrou o que aconteceria ao ambiente com o uso indiscriminado dos produtos químicos. A partir desta obra foram retomados estudos de métodos alternativos, integrados ou de substituição aos químicos para controle de pragas.

Por isto, técnicas de controle de pragas que reduzam o uso de inseticidas devem ser encorajadas (PARENCIA, 1986).

1.2.2.3 - Legislação

MENDES (1986) citando Berg (1957) menciona que os primeiros programas de controle de pragas, em nível oficial, surgiram no século XIX. Em 1909 foram instituídos o Regulamento de Proteção ou Quarentena Vegetal, na Austrália, e a Lei de Quarentena Vegetal (Plant Quarantine Act), nos Estados Unidos, em 1912. Neste ano o Brasil também já dispunha de um Regulamento de Defesa Sanitária Vegetal (Decreto nº. 24.114 de 12/4/1934). Os precursores dos regulamentos de proteção ou quarentena vegetal tiveram origem, na Idade Média, quando na Itália, as autoridades de Gênova e Veneza estabeleciam a detenção de barcos vindos de países assolados pela peste bubônica, febre amarela, cólera e outras enfermidades, pelo espaço de quarenta dias, não permitindo que as pessoas, inclusive tripulação, desembarcassem, enquanto estivessem sob suspeita de serem portadoras daquelas epidemias. Podem-se citar também alguns organismos internacionais mais recentes e importantes, como o US EPA (United States Environmental Protection Agency) e o FDA (Food and Drug Administration) os quais também estabelecem normas regulamentadoras de referência mundial, como os níveis aceitáveis de resíduos de pesticidas em água e alimentos.

Conforme consta em BRASIL (2002), a regulamentação (Decreto 4.074, de 4/1/2002) da Lei nº. 7.802 (11 de julho de 1989) que trata de **agrotóxicos** e afins no Brasil, definiu atos de infração relacionados. Entre os quais encontramos: armazenar **agrotóxicos**, seus componentes e afins, sem respeitar as condições de segurança, quando haja risco à saúde humana e ao meio ambiente; comercializar **agrotóxicos** e afins sem receituário; utilizar inadequadamente **agrotóxicos**, seus componentes e afins, bem como não utilizar equipamentos de proteção da saúde do trabalhador; utilizar **agrotóxicos**, seus componentes e afins sem os devidos cuidados com a proteção da saúde humana e do meio ambiente; utilizar **agrotóxicos** e afins em desacordo com o receituário; dispor, de forma inadequada, as embalagens ou restos de **agrotóxicos**, seus componentes e afins; dar destinação indevida à embalagem, aos restos e resíduos dos **agrotóxicos**, seus componentes e afins. Com relação ao destino final dos resíduos e embalagens a Lei nº. 9.974 de 6/6/2000 (BRASIL, 2000), o Decreto Federal 4.074 de 4/1/2002 (BRASIL, 2002), e sobre os procedimentos de recebimento de embalagens vazias

de destes produtos, a Resolução nº. 334 de 3/4/2003 (CONAMA, 2005) definem as normas brasileiras atuais que regem o assunto.

De acordo com o Art. 3º § 3º da Lei Federal nº. 7802 de 11 de julho de 1989, entidades públicas e privadas de ensino, assistências técnicas e de pesquisa poderão realizar experimentação e pesquisas, assim como fornecer laudos no campo da agronomia, toxicologia, resíduos químicos e meio ambientes. Nesta Lei está definido que caberá à autoridade competente tomar imediatas providências quando houver alerta para riscos ou desaconselhamento de uso de **agrotóxicos**, seus componentes e afins. A mesma lei ainda define (Art.13) que a venda de **agrotóxicos** e afins aos usuários será feita através de receituário próprio, e estabelece (Art.14) que, tanto profissionais, usuário, comerciante, produtor e empregador podem ser responsabilizados pelos danos causados à saúde das pessoas e ao meio ambiente, em caso de descumprimento da legislação. Por sua vez o Poder Executivo (Art. 19) desenvolverá ações de instrução, divulgação e esclarecimento, que estimulem o uso seguro e eficaz de **agrotóxicos**, seus componentes e afins, com o objetivo de reduzir os efeitos prejudiciais para os seres humanos e ao meio ambiente, e prevenir acidentes decorrentes de sua utilização.

Existem coletâneas da legislação brasileira sobre pesticidas disponíveis e ricas para consulta, como a de GELMINI (1991).

Na década de 1990, uma medida introduzida, de proteção importante ao homem e ao ambiente, foi a tríplice lavagem dos vasilhames dos pesticidas para posterior armazenagem em local apropriado, ou devolução à central de recebimento mais próxima de embalagem destes poluentes, o que passa a constar das recomendações ao agricultor em diretrizes técnicas (EMPAER-MT, 1998). Atualmente a tríplice lavagem e a devolução das embalagens vazias de produtos pesticidas devem ser efetivadas e 53 do Decreto Federal 4.074 (BRASIL, 2002) cujos procedimentos e etapas estão definidos na Lei Federal 9.974 (BRASIL, 2000) e no Decreto 334(CONAMA, 2005), todos já mencionados.

Diante das exigências legais atuais relacionadas ao manuseio correto, cuidadoso e destino final de resíduos e embalagens vazias o Instituto Nacional de Processamento de Embalagens Vazias - INPEV tem coordenado campanhas de treinamento e conscientização do agricultor sobre a tríplice lavagem ou lavagem sob pressão e posterior recolhimento das vasilhas (CONFEA, 2004; INPEV, 2005). Os Estados de *MT* e *PR* têm apresentado excelentes respostas à estas campanhas com altos índices de devolução de embalagens vazias em 2005 (ABH, 2005).

Objetivando o uso correto de pesticidas, instruções têm sido editadas e publicadas por firmas fabricantes, de assistência técnica e extensão rural (tal como da EMATER-PR/ACARPA, 1981; Diretrizes Técnicas da EMPAER-MT, 1992 a; 1992 b; 1997; 1998), de pesquisa (Informe Agropecuário 14 (162), 1989), grupos de pesquisadores universitários (SALAZAR CAVERO, 1982 e 1998).

1.2.2.4 - Pesticidas na atividade primária

Atualmente, no setor primário, os pesticidas são usados largamente. Estes são agrupados conforme os enfoques a serem dados. Um deles é quanto a classe de uso Os herbicidas são disponibilizados para o combate de plantas não desejadas, os inseticidas para combate de insetos, a princípio insetos-pragas, os fungicidas para controle de fungos, a princípio os causadores de doenças e assim por diante. Entretanto, para aperfeiçoar a abordagem na legislação brasileira vigente, o art. nº. 95 do Decreto Federal nº.4.074 de 04/01/2002 que regulamenta a lei dos agrotóxicos (Lei nº. 7.802, 11/7/1989), institui Comitê Técnico de Assessoramento para Agrotóxicos o qual, entre outras competências, propõem critérios de diferenciação de agrotóxicos, seus componentes e afins em classes, em

função de sua utilização, de seu modo de ação e de suas características toxicológicas, ecotoxicológicas ou ambientais (ANVISA, 2002).

O tipo, volume e frequência de aplicações de pesticidas são variáveis com a fase, tipo e estágio da planta ou criação, com as condições do ambiente objeto de controle e com o tipo, características e severidade do alvo indesejado.

Algumas atividades rurais, tais como a cotonicultura, a cultura do tomate, a viticultura, a cultura da soja, a bovinocultura, a avicultura e outras, tornam-se dependentes de pesticidas, devido a dinâmica populacional de seres indesejados associadas às mesmas. Assim, por exemplo, as lavouras de tomate e de uva demandam muitas aplicações de fungicidas, enquanto a de soja consome herbicidas e, junto com a de algodão, freqüentes aplicações de inseticidas. Já as criações de bovinos e de aves requerem rotineiras aplicações de antiparasitários.

O mercado de pesticidas passou a ser um negócio de grande movimento financeiro. A partir da revisão e aperfeiçoamento da legislação brasileira no início da década de 1990 e da adequação das estaduais, a comercialização deveria estar rigorosamente controlada, exigindo-se o cadastramento periódico de firmas e produtos interessados na venda. No Estado de Mato Grosso, em cadastro realizado até 20 de agosto de 1994 haviam se manifestado 30 empresas inscrevendo 472 produtos pesticidas, requerendo a sua comercialização no espaço territorial do Estado (AEA-MT, 1995). Havia, também, uma lista de 37 produtos comerciais mais utilizados para o controle químico de pragas do algodão.

1.2.2.5 - Pesticidas no combate de vetores de agentes daninhos

Após o surgimento de pesticidas do grupo químico dos clorados, o HCH e o DDT constituíram-se como produtos abundantemente empregados nas campanhas de combate aos transmissores de doenças no Brasil. Mesmo após a proibição (1985) do uso agrícola da maioria dos clorados no Brasil, em campanhas de saúde pública ainda se encontrava o HCH e o DDT em uso, inclusive até meados da década de 1990, conforme RIEDER (1994b) observou em comunidades de Cáceres (MT). Segundo citações de GELMINI (1991), o registro de pesticidas organoclorados só teria sido cancelado no Brasil em 11 de maio de 1990. Entretanto, no início deste século (XXI) alguns clorados ainda estavam com uso permitido, em geral para controle de formigas, cupins e ou tratamento antifúngico de madeiras, tal como endossulfan lindano, pentaclorofenol e dicofol sendo necessário seu registro no IBAMA para conservante de madeiras (ANVISA, 2005d). Ao estudar a possível contaminação de leite materno de senhoras em Cuiabá, no ano de 1996, OLIVEIRA (1997) encontrou todas as amostras contaminadas por resíduos de organoclorados, tais como lindano, p-p'DDE, p-p'DDT, aldrin e heptacloro. Um estudo de revisão mais recente continua confirmando presença de resíduos de clorados em leites bovino e humano mesmo em países que já proibiram totalmente o uso destes pesticidas (CISCATO, GEBARA & SPINOSA, 2004). Outro trabalho que investigou a presença de resíduos de pesticidas em frutos de tomates (*Lycopersicon esculentum* Mill.) comercializados em supermercados de Cuiabá, nos anos de 1996-97, também identificou a presença de resíduos de clorados em algumas amostras (VIEIRA, 1998). Além dos pesticidas do grupo dos clorados eram também usados produtos do grupo dos clorofosforados, fosforados, carbamatos e, mais recentemente foram introduzidos pesticidas do grupo dos piretróides sintéticos, principalmente para preencherem a lacuna deixada pela retirada dos clorados.

1.2.2.6 – Trajetória tecnológica

Segundo PARENCIA (1986), na década de 1920 foi descoberto a eficiência do arseniato de cálcio como inseticida, em especial, na luta contra o

bicudo do algodoeiro (*Anthonomus grandis* **Boheman**) nos Estados Unidos. Antes do arseniato de cálcio, no início do século XX, usava-se o Verde-Paris e o arseniato de chumbo para controlar surto de curuquerê (*Alabama argillacea* **Huebner**). O enxofre e a creolina também eram usados contra outras pragas do algodoeiro.

Entretanto, em 31 de dezembro de 1972, o uso do DDT (organoclorado) em algodão foi banido pela EPA (United States Environmental Protection Agency) nos Estados Unidos.

Esta mesma Agência anunciou, em 2 de agosto de 1999, o início de um processo de banimento do pesticida metil paration- *MP* (organofosforado), não podendo ser mais usado, nos EUA, em algumas plantações pertinentes a horticultura (maçãs, pêssegos, pêras, nectarinas, cerejas, cenouras, feijões, tomates), (EPA, 1999). No Brasil, uma tentativa de discussão efetiva sobre o futuro do *MP* se deu por iniciativa de um projeto de lei (PL 1518/1999) na Câmara Federal dos Deputados (GABEIRA, 1999), sendo arquivado em 2001. Também em 1999 a ANVISA (1999) editou a Resolução nº. 6 (14/10/1999) para suspender a aprovação e avaliação toxicológica de novos produtos a base de *MP* e para reavaliar os já autorizados. Contudo, em outubro de 2005 ainda não se tinha instrumentos restritivos efetivos a respeito do uso do *MP* no Brasil, pelo menos registrados na ANVISA (2005). Por outro lado, o ingrediente ativo clorpirifós, do grupo dos clorofosforados, foi acrescentado à lista dos pesticidas saneantes proibidos no Brasil, através da RDC nº. 206 (23/8/2004) (ANVISA, 2004), cujos efeitos desta resolução foram restabelecidos pelo Supremo Tribunal Federal, em 1/7/2005.

Outros produtos clorofosforados, pelo risco que representam, também deveriam ser proibidos no Brasil, como o dicofol e o endossulfan (PARANÁ, 2003)

Com a proibição dos clorados foi apressado o desenvolvimento e lançamento de vários produtos pesticidas a base de piretróides (Cipermetrina, Ciflutrina, Betaciflutrina, Lambdacihalotrina e outros) entre as décadas de 1970-90.

1.2.2.7 – Os acidentes

O acesso não seletivo a qualquer pesticida e a falta de treinamento adequado de aplicadores destes pode gerar acidentes humanos e ambientais.

A etiologia de acidentes por pesticidas, na década de 1980, conforme dados de vários autores (GUERRA, 1978; PUGA & MELLO, 1982; PESSANHA, 1982), estava, principalmente, relacionada ao despreparo do agricultor para usar o pesticida indicado, de modo correto e em condições ambientais tecnicamente bem definidos. Isto continuava sendo válido ainda na primeira década do século XXI.

No Brasil, na década de 1970, a expansão do consumo de defensivos agrícolas (1964: 16 mil t; 1970: 40 mil t; 1974: 100 mil t), a utilização de formulações mais concentradas, a sofisticação nas técnicas e equipamentos de aplicação, sem um acompanhamento adequado de preparação de mão-de-obra, explica o aumento na incidência de casos de intoxicação de trabalhadores rurais e de poluição ambiental, com enormes prejuízos à flora e à fauna das regiões agrícolas mais avançadas do país (PESSANHA, 1982).

Entre 1983 e 1993 (260 mil t), no Brasil, o consumo de pesticidas cresceu 44 %, aumentando de 1 kg ha⁻¹ para 1,44 kg ha⁻¹, enquanto em fevereiro de 1997 (US\$ 88 milhões) as vendas destes produtos tinham aumentado em 26,16 % nos últimos 12 meses (TOMITA & PERES, 1999). Dados do IBAMA indicam que o consumo de agrotóxicos no Brasil no ano de 2000 foi 131.970 toneladas, mas segundo estudos do SINDAG (Sindicato Nacional da Indústria de Produtos para Defesa Agrícola) a venda sofreu uma redução no ano seguinte da ordem de 8,5% (2000: US\$ 2.499.958.000; 2001: US\$ 2.287.482.000), BRASIL (2003).

PESSANHA (1982) menciona ainda que as intoxicações por pesticidas

em nosso país sensibilizaram mais a sociedade brasileira no final da década de 1970. O Centro de Controle de Intoxicações do Rio Grande do Sul, entre outubro de 1978 e setembro de 1979, registrou 707 casos de acidentes, com 7 mortes, sendo que as causas para tais acidentes eram conseqüentes, principalmente, do desconhecimento do usuário sobre o perigo que envolvia a utilização de substâncias de elevada toxicidade. Mas, os toxicologistas sugeriam que a causa básica estava na liberdade da comercialização de pesticidas, já que qualquer pessoa, naqueles anos, podia comprar pesticida e aplicá-lo como, quando e onde desejasse.

Um estudo de intoxicações por agrotóxicos ocorridos entre 1992-2002 mostra que 35% dos casos registrados em Mato Grosso do Sul ocorreram na microrregião de Dourados, e estes, predominantemente, tiveram causa acidental ou profissional, provocados mais por inseticidas, e entre os quais, os organofosforados, havendo ainda correlação positiva significativa entre casos de intoxicações e área cultivada com algodão ou com feijão (PIRES; CALDAS & RECENA, 2005).

De acordo com o SINITOX (2004) as intoxicações e envenenamentos humanos, entre 1996-2001 apresentaram as médias de 72477 e 4907 casos registrados por ano, respectivamente, em todo país e na região Centro-oeste. Estes casos geraram, em média por ano, respectivamente, no país e no centro-oeste, 421 e 11 óbitos, correspondendo às letalidades de 0,58 % e 0,23 %. Os pesticidas de uso agrícola (PUA), de uso doméstico (PUD), os raticidas (PUR), os produtos de uso veterinário (PUV) e os produtos domissanitários (DOM) somaram por ano, em média, 23,74 % e 17,01 % de todas as intoxicações, e foram responsáveis por 54,25 % e 41,17 % dos óbitos, no país e centro-oeste, respectivamente, no período considerado. A mais alta letalidade foi registrada para os PUA, sendo de 3,02 % e 1,11 % para o país e para o centro-oeste, respectivamente. Isto mostra que as letalidades dos pesticidas de uso agrícola foram 5,2 e 4,8 vezes maiores que as letalidades gerais das intoxicações registradas, respectivamente, no país e na região centro-oeste. Há de se considerar que os registros de intoxicações e envenenamentos no Brasil ainda não conseguem contemplar todos os casos ocorrentes. Pois os dados analisados são apenas uma amostra da realidade.

1.2.2.8 - O receituário agrônomo (RA)

Conforme GUERRA (1978), os riscos de acidentes humanos e ecotoxicológicos podem ser minimizados por medidas preventivas, como: exata indicação do produto a ser usado, correta aplicação, competente supervisão operacional, restrição ao acesso (no comércio vendedor de pesticidas), aquisição com orientação técnica, uso de aparelhos apropriados e em bom estado para as aplicações, aplicações corretas, oportunas e em condições locais ideais, de preparo operacional psicológico, educativo e técnico, assim como incorporação de procedimentos higiênicos adequados. A capacitação do técnico e a orientação do usuário devem ser indispensáveis à prevenção de acidentes. O RA orienta o aplicador favorecendo o uso adequado de pesticidas. No meio rural, chocantes casos já foram verificados, como: menor seminu (só de calção) sinalizando trajetória de aplicação para a aviação agrícola; gestante aplicando e se expondo a pesticida; índios aplicadores serem pagos com uma garrafa de cachaça, no final do dia, transformando a mão-de-obra barata em um homem esquecido como ser humano.

Segundo GUERRA (1978), o tempo de exposição deve ser controlado para o imediato afastamento do operário ao atingir o nível de contaminação permissível. As graves intoxicações, em geral, ocorrem por inalação.

Com a instituição do RA no Brasil, em 1981 (Port. 007/81 de 13/01/1981- MA), as relações homem - pesticida - ambiente começavam a se alterar. Hábitos anteriores de uso e manejo eram substituídos por regência dos

responsáveis pelo *RA* e legislação relacionada.

Segundo SALAZAR CAVERO (1998), inicialmente, a idéia do *RA* procurava enfatizar instruções de uso adequado dos pesticidas e a não-recomendação de inseticidas clorados no tratamento de plantas comestíveis e de fumo. Os objetivos iniciais do *RA* foram se aperfeiçoando. Hoje se sabe que o *RA* exige o conhecimento da fenologia dos fatores etiológicos, dos recursos tecnológicos fitossanitários disponíveis, dos aspectos básicos de várias áreas da ciência envolvida e da legislação pertinente. Por isto o *RA* só pode ser fornecido por um especialista competente na área, sendo também a único responsável pelas conseqüências que possam provocar as suas recomendações.

1.2.2.9 – Perigos envolvidos

O homem se sente pressionado a obter o controle eficaz de pragas e doenças. Com isto teria condições de ampliar a oferta de alimentos e reduzir o risco a ocorrência de doenças transmitidas por vetores. Isto estaria reduzindo dramas, flagelo humano e, por conseguinte, melhorando a qualidade de vida da humanidade. Mas de outro lado, apesar do benefício proporcionado pelos pesticidas à humanidade, alguns de seus produtos podem ser extremamente perigosos e constituir, às vezes danos equivalentes a ou até maiores que o benefício deles esperado, quando mal escolhidos, incorretamente destinado e inadequadamente manejado. Alerta esta feita há mais de duas décadas, por RIEDER & D'ELIA (1976). A falta de treinamento adequado aumenta o risco de danos ambientais e de acidentes na família de usuários. Já o potencial de periculosidade ambiental (*PPA*) de pesticidas, no Brasil, é estabelecido pelo IBAMA através da Port. nº. 84 de 15/10/1996, em quatro classes (I – Produto Altamente Perigoso, II – Produto Muito Perigoso, III – Produto Perigoso, IV – Produto Pouco Perigoso), cujo enquadramento considera parâmetros como persistência; transporte; bioacumulação; toxicidade a organismos do solo, aquáticos, para mamíferos, aves e abelhas e, em especial os resultados de testes de reprodução, muta, terato e carcinogênese e, ainda, levando em consideração as vias de exposição (ANVISA, 2005c).

1.2.2.10 - O solo na proteção ambiental diante da poluição química

Aplicações de pesticidas na porção aérea das plantas derivam grande parte para a superfície do terreno (BARTSCH, 1973). Segundo KHAN (1980), ao ser lançado no ambiente, a maior porção do pesticida entra em contato com o solo e água. TOLEDO (1993) recomenda que o solo deva estar incluído, como objeto de estudo, em programas de monitoramento de resíduos de contaminantes em alimentos e água para consumo humano.

A matriz solo é importante no trato de poluição ambiental, pois o destino final de poluentes químicos, como de pesticidas, normalmente é nesta, conforme citam BARTSCH (1973), LAMBAIS (1992) e MUSUMECI (1992), mesmo que sejam originalmente lançados em outros compartimentos.

O solo exerce importante papel no processo de destinação secundária, desativação e degradação completa de pesticidas.

De um modo geral a adsorção é talvez, o principal evento que controla a mobilidade e a disponibilidade ativa do pesticida no solo. Partículas muito pequenas no ambiente podem contribuir fortemente na adsorção de pesticidas. DORES (1996) cita que a adsorção por material particulado é dependente do tamanho das partículas, quantidade de argila, conteúdo de matéria orgânica e das propriedades físico-químicas do pesticida, tal como capacidade de dissociação, solubilização em água, presença de grupos complexantes e pressão de vapor.

O poder de proteção que o solo exerce sobre os ecossistemas, diante da introdução de poluentes químicos como de pesticidas, está fortemente

relacionado com a sua capacidade de adsorção, retenção, atividade, reatividade, infiltração, tipo e população microbiana, entre outros. Os efeitos são variáveis conforme a magnitude das características e atributos do solo. As propriedades de solos são dependentes do tipo, quantidade e distribuição de materiais coloidais presentes no mesmo, de alguns elementos ou substâncias químicas e do pH.

Características físicas e químicas do solo, em especial os teores de argila e de matéria orgânica, devido a elevada capacidade de adsorção, influenciam diretamente a inativação de pesticidas no solo (OLIVEIRA & BEGAZO, 1989).

A retenção e a desativação de resíduos de pesticidas que atingem os terrenos dependem do poder de adsorção de seus solos (HAMAKER, 1975) que, por sua vez, tem uma relação direta com o nível da CTC do meio (ADAMS Jr., 1973) e, esta, pode ser extremamente dependente dos teores de matéria orgânica presentes (BERG, LEPSCH & SAKAI, 1987), principalmente se o solo não estiver bem suprido de argilominerais, como é o caso em solos arenosos. As argilas e a matéria orgânica com suas substâncias húmicas são preponderantes e comandam tais processos.

A degradação de pesticidas é afetada pela matéria orgânica, pH, argila, óxidos de ferro e de alumínio e a população microbiana (GORING *et al.*, 1975).

Entre os vários componentes do solo, por estimular eventos físicos, químicos e biológicos no meio, a matéria orgânica exerce importante influência sobre o comportamento e destino final de pesticidas no solo (WEED & WEBER, 1974; GORING *et al.*, 1975; HAMAKER, 1975; HAQUE, 1975; WAGENET & HUTSON, 1990; LAMBAIS, 1992; MUSUMECI, 1992), sendo determinante na desativação do efeito nocivo e da degradação de poluentes naquele ambiente.

Quando se trata de solos bastante arenosos, bons teores de matéria orgânica podem suprir as deficiências em argilominerais no exercício das funções ativas e reativas do solo, tanto no que se refere à fertilidade (KIEHL, 1979; BUCKMAN, 1983; PRIMAVESI, 1988; MELO, 1994 e SILVA, LEMAINSKI & RESCK, 1994) e provavelmente no que tange ao poder de proteção do ambiente diante dos riscos da poluição química, como aquela atribuída a pesticidas.

A matéria orgânica exerce efeito de reforço a mecanismos físicos de proteção contra a remoção e mobilização de material da superfície das terras, que pode estar, eventualmente, retendo poluentes. Como, por exemplo, melhorando a estrutura do solo, aumentando a infiltração de água no mesmo, o que desacelera processos erosivos na superfície dos terrenos (BARUQUI & FERNANDES, 1985; RESENDE, 1985; CASTRO, 1987). Atua ainda sobre a capacidade calorífica, capacidade de retenção de água, capacidade de troca de íons, poder tampão, ação quelatante (MELO, 1994), o que provavelmente ajuda compor um meio bioquimicamente estimulado à desativação de moléculas de pesticidas.

Os solos bem supridos em matéria orgânica oferecem efeitos de proteção ambiental graças aos importantes atributos e atividades das substâncias húmicas. Segundo LOPES & GUIDOLIN (1989), o húmus nada mais é que produto de decomposição da matéria orgânica, por transformação biológica e, em geral, como colóide, apresenta um balanço de cargas negativas durante o processo de sua formação, razão pela qual pode atrair e reter partículas com cargas positivas.

As substâncias húmicas aumentam o poder de adsorção do solo, propiciam a elevação da capacidade de troca catiônica (CTC) (HAQUE, 1975), dinamizam o poder de reação do solo (QUAGGIO, 1986 e RAIJ, 1986). A matéria orgânica também se constitui de fonte nutricional e de energia para a multiplicação e crescimento dos organismos (MELO, 1994), o que favorece o acentuamento da atividade microbiana biodegradadora (GORING *et al.*, 1975). As condições climáticas e população microbiana promovem a degradação de pesticidas, embora a

intensidade desta seja dependente das características químicas de cada produto de pesticida, conforme estudos referenciados por OLIVEIRA & BEGAZO (1989).

Foi constatado que num solo bem suprido de *MO*, expressiva quantia do pesticida *MP* estava ligada a partículas do solo, tendo sua atividade reduzida e estando indisponível para degradação biológica ou química (KATAN, FUHREMANN & LICHTENSTEIN, 1976). Isto pode estar representando apenas uma proteção temporária do ambiente, pois poderá voltar a ser liberado ou reativado.

Diferentes pesticidas sob mesmas condições ambientais podem apresentar comportamentos distintos. LAABS *et al.* (1998), estudando a taxa de dissipação de vários pesticidas (atrazina, clorpirifós, lambdaci-halotrina, deltametrina, α -endossulfan, metamidofós, metolaclo, monocrotofós, simazina e trifluralina) na camada superficial (35 cm) de um Latossolo (Oxisol típico), sob condições de campo e em ambiente tropical, na microbacia hidrográfica do rio São Lourenço (adentra no Pantanal), na região da Chapada de Cuiabá, coletaram a água de percolação (usando lisímetro instalado na profundidade de 35 cm) para determinar a perda de pesticidas para além da principal zona do sistema radicular de plantas nas primeiras quatro semanas após a aplicação dos pesticidas. Entre os pesticidas envolvidos, demonstraram algum potencial de lixiviação (0,1-1,6 % da quantidade aplicada) para a camada mais profunda do subsolo os produtos metolaclo, simazina e atrazina, enquanto que foram determinados, na água de percolação, apenas traços de trifluralina, α -endossulfan, monocrotofós e clorpirifós. Alguns pesticidas são mais sujeitos que outros a penetrarem no perfil de solos via mobilização hídrica.

O mais importante constituinte do solo à retenção de pesticidas no mesmo é a matéria orgânica (TRAUTMANN, POTER & WAGENET, 1998).

Os principais fatores que influenciaram a sorção do *MP* em três solos de São Paulo foram os seus teores de matéria orgânica e de argila (CASTANHO *et al.*, 2003). Utilizando amostras de turfa e de três diferentes solos ROTICH *et al.* (2004) concluíram que é o conteúdo da matéria orgânica do solo que comanda o processo de adsorção do *MP* nestes.

Estudos apresentados pela FAO (2000) demonstram que as concentrações do pesticida *MP* adsorvido em relação aos dissolvidos na solução aquosa em equilíbrio (K_D) em solos e a fração disto atribuída a matéria orgânica (K_{oc}) destes solos foram crescentes com os seus % de C. A FAO (2000) também apresenta estudos que não conseguiram detectar resíduos do pesticida *MP* no solução percolada provinda de colunas de 30 cm de altura de solos contaminados por *MP*, superficialmente, e submetidas a chuvas simuladas. Portanto, não houve mobilização de *MP* na extensão da coluna destes solos.

1.2.2.11 - Os riscos de danos atribuídos ao uso de pesticidas

1.2.2.11.1 - Considerações sobre exposição, contaminação e intoxicação

AB'SABER (1988) e RESENDE *et al.* (1994) acreditam que a intensificação do uso agropecuário de áreas a montante do Pantanal, que drenam suas águas à planície inundável, deve estar colocando em risco ecossistemas locais, com a provável contaminação por poluentes químicos, como por pesticidas.

Um estudo sobre degradação ambiental no Pantanal (ALHO; LACHER & GONÇALVES, 1988) levou a suspeitar que a morte de, aproximadamente, 500.000 kg de peixes do rio Miranda no Pantanal, em 1985, tenha sido causada por intoxicação com os pesticidas picloram e 2,4D usados a montante.

Embora as condições específicas do ambiente em que são aplicados pesticidas possam expressar certo grau de perigo, o risco de acidentes está fortemente atrelado ao perfil da ação antrópica com o uso das armas químicas

(RIEDER, CASTRO e SILVA & MORAES, 1995c).

Segundo SPADOTTO (1996), pesticidas oferecem riscos ao ambiente e para a saúde do homem através da contaminação dos solos, das águas, dos alimentos e pela intoxicação direta dos trabalhadores e produtores rurais. Conforme o autor, no Brasil ainda não estava sendo considerada devidamente a exposição, tanto humana como ambiental na análise de risco atribuído a pesticidas, apesar de mencionar que a FAO (1989) já orientava que fossem considerados (na análise de risco) os efeitos dos pesticidas, através de estudos toxicológicos e ecotoxicológicos, e a exposição humana e ambiental a esses produtos.

Índices de intoxicações encontrados na cotonicultura do sudoeste de MT, com base em relatos de agricultores que se dedicavam a lavouras de algodão, situavam-se em patamares preocupantes (em RIEDER, 1990: 26,82 %; FREIRE *et al.*, 1993: 15,29 %; RIEDER, DORES & MORAES, 1998: 16,6 % de cotonicultores).

Segundo ALMEIDA (1985), um estudo em São Paulo indicou que 12 % de trabalhadores expostos a praguicidas se intoxicavam nas operações de manipulação e aplicação dos pesticidas.

Segundo RIEDER (1991), nos primeiros três anos da década de 1980, no município de Cáceres, os cotonicultores se intoxicavam mais freqüentemente com produtos a base de metil paration (MP). Em geral, sem considerar o tipo de pesticida, o índice de intoxicação de, pelo menos, um integrante por família de cotonicultores chegava a 76,9 % e 48,7 % em mais de uma safra agrícola.

Por outro lado, o agricultor, nestes anos todos de dedicação a atividade altamente dependente de pesticidas, não foi treinado ou preparado para trabalhar corretamente com tais armas químicas. Tanto para proteger o homem como o ambiente, estas deficiências de treinamento, de um modo geral, são problemas a resolver em todo o Brasil, conforme vários autores (RIEDER & D'ELIA, 1976; ALMEIDA, 1982; LUTZEMBERGER, 1982; PUGA & MELO, 1982; RIEDER *et al.*, 1998). RIEDER (1991) revela que apenas 20,51 % dos agricultores, nos primeiros anos da década de 1980, em várias comunidades envolvidas com a cultura de algodão, afirmavam terem sido influenciados por ensinamentos em fitossanidade prestados por profissionais da assistência técnica. Os vendedores de pesticidas influenciaram 69,23 % dos cotonicultores, no manejo de pesticidas. Este e outros estudos (ARANTES *et al.*, 1990; FREIRE *et al.*, 1993; RIEDER, 1994b, RESENDE *et al.*, 1994; EMBRAPA, 1997) referindo-se ao destino de embalagens vazias, de soqueiras; prevenção de acidentes; segurança pessoal e da família; preparo das soluções de pesticidas; jornada e horário de aplicação; misturas e dosagens de; trajes utilizados; medidas de proteção ambiental utilizadas e outros aspectos de influência sobre a saúde do homem e do ambiente, indicavam que o quadro reinante nas áreas de algodão na borda do Alto Pantanal era preocupante e, provavelmente, oferecia alto risco de contaminação e de acidentes humano e ambiental.

Conforme RIEDER (1991), cotonicultores, no município de Cáceres, da faixa de bordadura do Pantanal, na safra 1982-83, revelaram que havia três famílias com casos de intoxicações em cada quatro expostas, duas tendo reincidência de intoxicação na mesma pessoa e uma com mais que uma pessoa intoxicada entre os componentes da família vitimada. A maioria dos usuários de pesticidas não demonstrava ter consciência sobre o destino correto que deveria ser dado às embalagens vazias, resto de caldas e às lavagens de equipamentos utilizados na aplicação de pesticidas, com vistas à preservação ambiental. Na ocasião, 76,9 % dos cotonicultores largavam as embalagens usadas na roça ou as jogavam no "mato" ou ainda as deixavam em qualquer lugar, enquanto que outros (7,6 %) aproveitavam as embalagens para uso caseiro, acondicionando alimentos.

Os riscos de impactos negativos no ambiente, devido a contaminação por pesticidas usados no meio rural, são altos, enquanto não houver a formação de uma consciência e preparo verdadeiramente responsável com a utilização de armas químicas no controle de pragas (RIEDER & D'ELIA, 1976; LUTZEMBERGER, 1982; ALMEIDA, 1982; DONZEL & DORN, 1982; LASKOWSKI *et al.*, 1983; SALAZAR CAVERO, 1982; GUERRA, 1985 e TOLEDO, 1993).

Apesar deste alto risco com o uso de pesticidas estarem fortemente determinado pelo fator humano, o mesmo poderá ser minimizado com programas de treinamento adequado e sistemático dos operadores e de suas famílias.

1.2.2.11.2 - Pesticidas no solo e a contaminação de águas subterrâneas

O risco de contaminação do perfil do solo e de águas subterrâneas por pesticidas, a partir da mobilização do poluente lançado na superfície de terrenos, é dependente dos fatores que afetam a sua degradação e do seu deslocamento no ambiente. Assim influem as características do pesticida e as condições gerais do ambiente no espaço e no tempo. No período de aplicação de pesticidas, a intensidade e distribuição e a recorrência de chuvas, a luminosidade, a temperatura e umidade do ar e do solo, os ventos reinantes, as oscilações do lençol freático, os movimentos hídricos na superfície dos terrenos e no perfil do solo, o grau de cobertura da superfície dos terrenos, os tratamentos dados aos solos, entre outras variáveis, afetam o destino e distribuição dos pesticidas na superfície e para dentro do perfil dos solos. A declividade, as irregularidades na superfície, a posição relativa das terras no relevo, atributos químicos e físicos das camadas do solo, exercem efeito sobre a dinâmica do processo de contaminação ambiental por pesticidas usados na superfície dos terrenos. O tempo de exposição e da concentração do pesticida às condições ambientais, o momento da incidência da primeira chuva e da recorrência de outras chuvas, após a contaminação da superfície do solo, também influem sobre a mobilização e distribuição dos resíduos deslocados e retidos no caminho ou na via percorrida. BARRIUSO (1994), GARCÍA GONZALES (1997), RACKE *et al.* (1997) destacam estes fatores que comandam o destino de pesticidas no ambiente, em especial, em solos tropicais.

Entre outras, duas características afetam fortemente a mobilização de pesticidas na matriz solo para além do ponto de contaminação. São elas: (a) persistência e, (b) solubilidade (hidro e lipossolubilidade).

As características de uma poluição por pesticida são determinadas principalmente pela retenção do solo e pela persistência do poluente no ambiente, sendo que a distribuição do mesmo no solo é fortemente dependente das condições pedoclimáticas reinantes (BARRIUSO, 1994). Embora existam relativamente poucos estudos consistentes em ambientes tropicais, quando comparado com zonas temperadas, há indicações que a dissipação de pesticidas no primeiro é mais rápida e, que o mais proeminente mecanismo que acelera este processo parece ser induzido pelo efeito do clima tropical, o que inclui a incrementação da volatilidade, da alteração química e da taxa de degradação microbiana (RACKE *et al.*, 1997).

O comportamento e destino de um pesticida em meio aquático e sua mobilização hídrica são afetados pelo material particulado e adsorvente em suspensão, sedimento de fundo, organismos do meio aquático e águas. Estes compartimentos podem acumular, afetar as reações de transformação e influir no transporte de poluentes para regiões distantes da aplicação (HIGASHI, 1991).

Alguns estudos (AHARONSON *et al.*, 1987 e BARCELÓ, 1991) confirmam que existe risco de contaminação de águas subterrâneas por pesticidas usados na superfície de solos. HUANG & FRINK (1989) encontraram resíduos de pesticidas (herbicidas) no perfil de solos de Connecticut (EUA) em amostras

coletadas até 2,25 m de profundidade e em água de cinco poços. Concluíram que, de fato, existe risco potencial de lixiviações contínuas de pesticidas e de seus resíduos, distribuídos através do perfil de solos, para águas subterrâneas. Além disto, em várias áreas da borda do Pantanal, onde existem atividades dependentes de pesticidas, foi constatado que o nível da lâmina de águas subterrâneas tende a se aproximar da superfície do solo após a remoção da vegetação nativa local e o desenvolvimento de atividades agropecuárias (COUTO & SANDANIELO, 1995; RIEDER, 1995), além de oscilar bastante entre o período chuvoso e seco. A elevação do nível das águas deve ser decorrente da alteração do balanço hídrico nas microbacias antropizadas (desequilíbrios na relação “entradas e saídas de águas”) (RIEDER, 1999). O potencial de um pesticida atingir águas subterrâneas a partir de mobilizações da superfície do solo contaminada está também relacionado a algumas propriedades do pesticida, tal como sua solubilidade em água. Conforme informações da EXTOXNET (1998a), se o pesticida é muito solúvel em água, o mesmo é mais facilmente carregado pela água de chuva, através do escoamento superficial ou para dentro do perfil do solo, vindo a contaminar águas subterrâneas (por lixiviação). Quando fica misturado nas águas superficiais, o pesticida pode produzir efeitos adversos a peixes e outros organismos. Se for muito insolúvel em água, o mesmo tende a ficar aderido ao solo e também preso a corpos arrastados pelo run-off, sendo assim menos disponível para os organismos.

A variação de características do solo (areia, matéria orgânica, metais, pH) e de seus valores, afeta o comportamento do pesticida nesta matriz. O movimento e o destino de pesticidas também podem ser afetados pelas características da água mobilizadora dos resíduos (acidez, profundidade, temperatura, turbidez). Ainda, segundo informações da EXTOXNET (1998a), o movimento de um pesticida no solo está, também, relacionado à sua persistência, mensurada por sua meia-vida. Assim, pesticidas de meia vida curta teriam menor chance de serem mobilizados para longe no ambiente. Entretanto, mesmo os de meia vida curta, se forem muito solúveis em água e as condições forem favoráveis, podem se mover rapidamente em certos solos. O pesticida em movimento na superfície tem mais chance de ser degradado por agentes como a luz solar e bactérias. Mas quando o pesticida é percolado no perfil de solos, a degradação é mais lenta, e isto aumenta a probabilidade de alcançar águas subterrâneas. MACIEL *et al.* (1997), estudando a matéria orgânica no transporte de pesticida no solo promovido por microrganismos, encontraram, embora reduzido, um transporte do pesticida dicofol previamente acumulado na *Pseudomonas fluorescens* deslocado da célula da mesma para o solo. Pesticidas não persistentes (meia vida curta, tal como aldicarb) já foram encontrados em águas subterrâneas, o que demonstra que esta categoria também pode penetrar no perfil do solo. Por outro lado, pesticidas muito persistentes associados e de baixa solubilidade em água podem limitar a sua mobilização no ambiente (Ex: clorados). Entre os pesticidas usados em lavouras de algodão na borda do Alto Pantanal, o malation e o metil paration (MP) apresentam baixa persistência no solo (meia vida, no máximo de 30 dias), o carbaril, o carbofuran, o diazinon e o etil paration com persistência moderada (meia vida de 30 a 100 dias) e, a trifluralina, paraquat e outros, também usados no passado recente (Clorados), de alta persistência (meia vida maior que 100 dias).

O material suspenso nas águas de rios pode se constituir em reservatório de contaminantes. Estes podem ter sido apreendidos desde a origem do material arrastado por escoamento superficial, como em transito antes ou após chegar aos rios. Assim, as águas com maior material em suspensão, apresentam um potencial de acumular mais contaminantes, especialmente os pouco hidrossolúveis.

Num estudo recente (2001/2002) sobre a possível contaminação por pesticidas, NUNES *et al.* (2002), em coletas efetuadas no início (nov. 2001) e auge (fev. 2002) do período chuvoso, nos principais contribuidores de águas para o Pantanal, encontraram mais de 200 mg/l de matéria seca total (MST) nas amostras dos rios São Lourenço₂ (SL₂), Vermelho (RV), Coxim (RC_o) e Aquidauana (RA_q), de 100-200 mg/l (MST) nas amostras dos rios Cabaçal(RC_a), Cuiabá_{1,2}(RC_{u: 1,2}), Taquari_{1,2} (RT_{1,2}) e Rio Negro (RN), enquanto os com menos de 100 mg/l (MST) foram os rios Jauru (RJ), Sepotuba (RS_e), Paraguai_{1,2,3} (RP_{1,2,3}), São Lourenço₁ (SL₁), Itiquira (RI), Correntes (RC_s), Miranda_{1,2,3} (RM_{1,2,3}), Salobra (RS_a) e Apa (RA_p). Sondaram também se havia ou não a presença de pesticidas de sete classes químicas (1.Organoclorados-OCI: 10. heptaclor, 11.DDT, 12.DDE, 13.dieldrin, 14.aldrin, 15.endrin, 16.endossulfan II; 17. endossulfan sulfato, 18.clordane, 19.metoxiclor; 2.Organofosforados-OFo: 20.monocrotofós, 21.dimetoato, 22.diazinon, 23.metilparation, 24.clorpirifós, 25.ditalinfós, 26.triazofós, 27.mevinfós 28.forate, 29.fenitroton; 3.Piretróides-OPI: 30.cipermetrina, 31.lamdacialotrina, 32.permetrina, 33.fenvalerato; 4.Carbamatos-OCa: 40.carbaril; 5.Triazinas-Tri: 50.atrazina, 51.desetil atrazina, 52.desisopropil atrazina, 53.cimazina, 54.metribuzina, 55.terbutilazina, 56.ametrina; 6.Acetanilida-Ace: 60.metolaclor, 61.alaclor, 62.acetoclor; 7. Dinitroanilina-Din: 70.trifluralina) em sedimentos e água destes rios, totalizando 35 princípios ativos. Destes, 19 foram detectados em amostras de sedimentos (5 OCI: 11, 12, 14, 16 e 18; 6 OFo: 20, 22, 23, 24, 25 e 27; 2 OPI: 30 e 31; 2 Tri: 55 e 56; 3 Ace: 60, 61 e 62; 1 Din: 70) e 11 em amostras de águas (5 OCI: 13, 16, 17, 18 e 19; 2 OFo: 22 e 26; 2 OPI: 32 e 33; 1 Tri: 50; 1 Din: 70) destes rios. Tanto em sedimentos(s) como em água (a), para um mesmo rio e ponto de coleta foram encontrados apenas um OCI (SL₂: 16) e um Din (RA_q: 70). Mesmos pesticidas ocorreram em sedimentos (s) e em água (a), embora em rios e/ou locais distintos de coleta - de mesmos cursos de água (16: SL₂, RT₁, RS_a em a; RJ, RP₃, RC_{u:1,2}, SL_{1, 2}, RV, RC_s RI, RC_o, RA_p em s; 18: RM₃ em a; SL₁, RT₂ em s; 22: RC_o, RT₁, RS_a em a; RV, RI, RC_{u:2} em s; 70: RA_q em a e em s). Os rios das bordas do Pantanal Norte continham resíduos, em s de: três OCI (11, 12 e 16), de dois OFo(24 e 25), de um Opi (30), de um Tri (55) e de um Ace (60); enquanto em a de apenas um OCI (19). Dos rios (4) do Pantanal Norte estudado o RJ apresentou maior número de princípios ativos (7) em sedimentos, enquanto em amostras de água apenas houve a presença do pesticida "19" em dois rios (RS_e, RP₃). Estes dados revelam a persistência de produtos usados outrora (clorados) na dinâmica ambiental atual, como também a derivação para o ambiente pantaneiro de resíduos de pesticidas usados atualmente na agropecuária à montante das bordas do Pantanal. Isto alerta para a necessidade de aprofundamento e continuidade de estudos que possam orientar ações mais adequadas com vistas a proteção do Pantanal.

Os clorados eram intensamente usados no Mato Grosso, inclusive na região do Alto Pantanal, até o ano de 1985, quando ocorreu a proibição dos mesmos, para uso agrícola no Brasil (RIEDER, 1991). A partir daí os produtos inseticidas mais usados na agricultura regional foram fosforados, seguidos de piretróides e carbamatos, e para herbicidas, foram derivados da glicina, entre outros (RIEDER *et al.*, 2002). Observando a portaria 84/96 do IBAMA, os produtos da Classe II (Muito Perigosos) de PPA (Potencial de Periculosidade Ambiental) constituíram quase a metade de todos os receitados nos anos agrícolas de 1999 e 2000 em 24 municípios inseridos no Pantanal Norte mato-grossense (RIEDER *et al.*, 2004). A contaminação por pesticidas do ambiente (RIEDER, 1999; DORES, 2000), de alimentos (VIEIRA, 1998) e do leite humano (OLIVEIRA, 1997) vem sendo estudado progressivamente no MT, contemplando também a região do Pantanal.

Referente ao MP, segundo informações da EXTOXNET (1998b), é improvável que o pesticida possa ser encontrado em fluxos de escoamento superficial (run off). Um produto de decomposição do MP é o 4-nitrofenol, o qual não

é adsorvido pelas partículas do solo e pode, por isto, contaminar águas subterrâneas. Tem sido detectado, embora raramente, em águas subterrâneas distantes dos pontos de seu uso. No Mississippi já foram encontrados 8 µg/L em águas subterrâneas. Também foram encontradas altas concentrações de *MP* em amostras de água coletadas em alguns rios da Bacia hidrográfica do Atoya em Nicarágua, onde cultivam algodão (CASTILHO, 2000)

Diferentes solos podem condicionar de forma distinta o comportamento e o destino de pesticidas, por efeito da capacidade de adsorção, atividade microbiana e reação do solo. Assim, solos com B textural provavelmente condicionem uma dinâmica de interação e de processos de desativação diferenciada de pesticidas em relação a solos sem B textural ou sem descontinuidade litológica.

Solos em distintas posições na paisagem podem apresentar comportamentos diferentes na interação com contaminantes químicos, em face do dinamismo próprio da posição (diferenciações topossequenciais). Aspectos relacionados ao relevo também podem afetar a infiltração e, portanto a percolação de água no solo. HORNSBY *et al.* (1993) e COHEN *et al.* (1995), citam que a declividade afeta a lixiviação de pesticidas. AINSWORTH, FREDERICKSON & SMITH (1993) constataram que as interações entre substrato ou material do solo, superfícies deste e a utilização microbiana são importantes para entender o que ocorre com os compostos orgânicos, como é o caso de pesticidas em questão.

Os fatores que afetam a percolação de água no solo, provavelmente, influenciam também o arraste de pesticida para dentro do perfil. Entre os fatores condicionantes tem-se a condutividade hidráulica, teor de matéria orgânica, profundidade do horizonte A, (GOSS, 1992), permeabilidade (HORNSBY *et al.*, 1993 e COHEN *et al.* 1995). Segundo BENOIT *et al.* (1996), a matéria orgânica é um dos mais importantes componentes do solo que afeta a sorção de pesticidas e de outros poluentes orgânicos. Outros atributos do solo também exercem efeito no movimento e destino de pesticidas naquele meio, conforme ANDERSON, RICHARDS & WHITWORTH, (1967), BAILEY & WHITE (1970), BLANCO *et al.* (1983).

É possível que diferentes solos permitam comportamento e destinos semelhantes a pesticidas nele lançados, desde que os atributos de influência manifestem poderes com resultados parecidos. Um solo X arenoso, mas com bons teores de matéria orgânica, e um solo Y argiloso, mas pobre em matéria orgânica, embora distintos, podem induzir a resultados semelhantes sobre a mobilização, retenção e degradação de contaminantes químicos. BUYANOVSKY *et al.* (1993), em estudos relacionando à degradação de pesticidas com a profundidade no solo, constataram que a atividade e a habilidade de comunidades microbianas para degradar pesticidas são diferentes nas camadas superficiais (0-10 cm) em relação àquelas abaixo de 50 cm. Verificaram também que as comunidades microbianas da camada superficial se adaptam em um tempo bem menor aos acréscimos de produtos químicos que as de camadas mais profundas. Constataram que a quantidade de pesticida degradado entre 0-30 cm foi 3 a 5 vezes maior que o situado abaixo de 50 cm no solo, razão pela qual a persistência de pesticida pode incrementar-se dramaticamente quando atinge camadas mais profundas do solo.

A mobilidade de resíduos de pesticidas na superfície ou no perfil de solos é influenciada pela interação da solubilidade (em água), adsorção (no solo) e persistência (no ambiente) com a quantidade e qualidade de água presente e com propriedades físicas e químicas do solo (GARCÍA GONZÁLES, 1997).

Solos bem supridos de matéria orgânica, mesmo que arenosos, apresentam boa capacidade de adsorção de moléculas orgânicas, tais como pesticidas. O normal é o teor de matéria orgânica decrescer da superfície para

dentro do perfil de solos, conforme constatou RIEDER (1995) num estudo sobre os solos ocorrentes em uma das comunidades do presente trabalho. Este decréscimo se ajusta bem a um modelo descrito por uma equação hiperbólica do tipo $y = 1/(a+bx)$, onde y é o teor de matéria orgânica, x a posição do ponto considerado no perfil (profundidade) e “a” e “b” coeficientes da equação. Em Barra Nova (C_2) a equação que melhor se ajustou foi $y (\%) = 1/(0,137+0,0104x)$. Por isto se espera que o poder de retenção de pesticidas, no caso de *MP*, seja máximo na camada mais superficial e decresça com a penetração no perfil do solo, salvo em terrenos que apresentem aumento de poder de adsorção com a penetração no perfil. Isto significa que o poder de mobilização de resíduos para dentro do perfil deva aumentar com a penetração em profundidade quando as demais condições não se alteram. Porém, mesmo com o aumento do teor de argila em profundidade, BENEVENUTO (1983), mostrou que não houve efeito marcante sobre a mobilização, mas sim as alterações dos teores da matéria orgânica foram as que determinaram o comportamento da mobilização hídrica e retenção de pesticidas no perfil. As variações de pH, substâncias ou radicais ácidos ou alcalinos, salinidade, alcalinidade, condutividade elétrica, porosidade, condutividade hidráulica e de outras propriedades também possuem potencial de influência sobre a retenção, mobilização e degradação de poluentes nos extratos do perfil de solos.

O aumento dos teores de areia nos solos com a aproximação à superfície, sem considerar os demais fatores, é uma situação que facilita a mobilização de resíduos de poluentes para dentro do perfil. Perturbações antrópicas nas superfícies dos terrenos podem mudar a dinâmica de interação pesticida-solo.

A camada de solo que fica mais susceptível ao processo de foto e termo decomposição de moléculas orgânicas é a superficial do terreno. Entretanto, menções de WOLFE *et al.* (1990) indicavam que a fotólise de pesticidas na superfície do solo ainda era pouco entendida na última década do século XX, pela carência de estudos e de dados sobre o tema. Citavam, porém, que a temperatura do solo afeta a volatilização e a taxa de fotólise de pesticidas. Temperaturas na superfície do solo exposta aos raios solares geralmente são maiores que em outras posições do perfil e, também sofrem maiores variações diurnas. Por isto os pesticidas presentes na superfície do solo ficam submetidos a condições de degradação bem mais intensas que em outras posições dentro do perfil. Geralmente, a atividade microbiana e a biodegradação é máxima na interface solo-ar, e decresce com a penetração no perfil. Já mais recentemente, GARBIN *et al.* (2002) mencionam que a fotodegradação de pesticidas em ambiente aquático depende de diversas variáveis, entre as quais comprimento de onda e intensidade da luz incidente, espectro de absorção dos resíduos, características químicas e concentração das demais substâncias presentes.

Provavelmente, em condições tropicais, a atuação dos processos de mobilização e destino de pesticidas no solo, se contaminado superficialmente, seja mais intensa e diferenciada que a situação encontrada em condições não tropicais.

Na região deste estudo, há períodos do ano em que são mais elevadas as temperaturas, radiação solar direta, umidade do ar e do solo (SANDANIELO, 1986; SANDANIELO, 1987; NIMER & BRANDÃO, 1989; RESENDE *et al.*, 1994).

GREEN, SCHNEIDER & GAVENDA (1993) mencionam haver grandes diferenças nos dados publicados sobre parâmetros de sorção e degradação, pois o solo ou sedimentos usados e as condições experimentais em que são desenvolvidos variam muito, uma vez que a meia-vida degradativa é sensível às diferenças de substrato, às temperaturas e às condições de umidade durante as incubações.

TAYLOR & SPENCER (1990) mencionam que a temperatura exerce

efeito sobre a pressão de vapor do pesticida. Em altas concentrações no solo o efeito da temperatura é semelhante à verificada em seus compostos puros, mas em concentrações não saturadas a influência da temperatura é mais complexa.

FELSOT & SHELTON (1993) mencionam que a umidade do solo se constitui numa expressão de efeito crítico sobre o acentuamento da biodegradação de pesticidas. A umidade afeta a fisiologia da microflora biodegradadora de pesticidas e a taxa de dessorção de pesticidas no solo. TAYLOR & SPENCER (1990) destacam que a interação entre temperatura, umidade do solo e a atividade dos resíduos de pesticidas é da maior importância no controle da perda de resíduos de muitos pesticidas sobre a superfície do solo.

No campo, áreas contaminadas são submetidas à mobilização hídrica de seus resíduos, no sentido da penetração no perfil, classicamente através da incidência de chuvas e da irrigação. Fluxos capilares e a flutuação do lençol freático também podem afetar a mobilização de pesticidas no local e em suas vizinhanças.

Como o período de aplicação de pesticidas em lavouras de algodão, no Mato Grosso, começa na época da existência de intensas e freqüentes precipitações pluviométricas e termina no período de estiagens (FREIRE *et al.*, 1993, EMBRAPA, 1997), várias são as possibilidades de distribuição das lâminas e de momentos de ocorrência de chuvas nas lavouras tratadas. Entre outras, uma possibilidade é de ocorrer uma chuva intensa (c_i) (Ex: $c_i = 90$ mm) sobre uma lavoura imediatamente após a aplicação de pesticidas (Ex: 30 min.).

Chuvas fortes poderão se repetir dentro de uma mesma semana (Ex: no 2º e 4º dia após a aplicação de pesticida nas lavouras), pelo menos na fase vegetativa até a diferenciação floral no algodão (janeiro - abril) do período de cultivo utilizado no sudoeste de Mato Grosso. Chuvas intensas podem disseminar contaminantes, remover pesticidas do seu alvo, acarretando danos e perdas.

Estudos sobre a probabilidade de chuvas no sudoeste de MT indicam que valores mensais confiáveis (probabilidade de 75 %) maiores que 90 mm (c_i) ocorrem em cinco meses (novembro - março), conforme SANDANIELO (1986). Quando uma chuva intensa ocorre logo após a aplicação de um pesticida, a fração removida é, provavelmente, maior que o conteúdo arrastado por chuvas igualmente intensas, mas ocorrentes em dias seguintes às aplicações. Pesticidas lançados, seguidos de chuvas intensas e sucessivas têm seus resíduos remanescentes removidos rapidamente tanto para dentro do perfil como pela superfície em direção a cursos de água e áreas de sedimentação. Isto mostra que a mobilização hídrica dispersa os pesticidas no ambiente, aumentando a abrangência da contaminação mas diminuindo a sua concentração. BENEVENUTO (1983) verificou que as variações no teor de água do solo são previsivelmente mais importantes na adsorção do pesticida do que a natureza de seus componentes, mesmo orgânicos.

A contaminação de águas subterrâneas é preocupante devido a possíveis ações nocivas sobre componentes dos ecossistemas e por tratar-se de águas para consumo humano atual ou potencial, o que também é enfatizado por ENFIELD & YATES (1990). As atividades agrícolas utilizam pesticidas e, a preocupação passa a ser mais aguçada quando são desenvolvidas próximas a leitos ou sistemas acumuladores, inclusive de água. Existem várias atividades que adotam pesticidas na borda do Pantanal, entre estas, de forma intensa, a cotonicultura.

Tecnologias alternativas para o controle de pragas existentes podem minimizar os riscos à saúde ambiental e humana. Recursos da biotecnologia e da engenharia genética estão permitindo isto. A transgenia é um caminho promissor para tal, embora alguns grupos sociais se posicionem contrariamente a sua aplicação e desenvolvimento no Brasil. Isto poderá retardar o nosso país dos que

estão na ponta deste conhecimento. Por exemplo, para descontaminar o solo poderia ser possível inocular massa de microrganismos capazes de conduzir o metabolismo e degradarem resíduos de pesticidas. Entretanto, conforme menciona BOLLAG & LIU (1990), isto só é aceitável se forem atendidas duas condições básicas, a de não causar danos à saúde humana e também não causarem sérios distúrbios na ecologia do solo. ENFIELD & YATES (1990) versando sobre monitoramento e previsões de contaminação de águas subterrâneas sugerem muito cuidado com as generalizações a partir de modelos desenvolvidos por alguns estudos, uma vez que existem grandes variações climáticas e de solo considerando as condições de campo, onde ocorre de fato o destino do poluente. Pesticidas no ambiente produzem impacto biológico, tanto sobre os organismos alvos como em não-alvos, na água, e na qualidade do ar, contaminando ainda alimentos, direta ou indiretamente, conforme MADHUM & FREED (1990). Mas afirmam que a morbidade e mortalidade atribuída aos pesticidas têm sido muito baixas em relação a outras causas injuriantes e mortíferas. Porém, as aplicações repetidas de pesticidas podem resultar em resíduos remanescentes no solo ou lixiviados para águas subterrâneas.

Contudo, do uso de pesticidas decorrem riscos a saúde humana e ao ambiente. Segundo SEVERN & BALLARD (1990), a estimativa quantificada do risco a saúde humana é obtida pela avaliação da exposição e da toxicologia do pesticida, enquanto que a avaliação do risco ecológico envolve uma lista extensa de componentes que concorrem para tal.

1.2.2.11.3 - O risco atribuído ao uso de pesticidas e a sua avaliação

A importância que os pesticidas possuem na prática da agricultura é reconhecida, mas também são conhecidos os seus efeitos indesejáveis sobre a saúde ambiental e humana, geralmente conseqüentes do uso impróprio e manejo inadequado dos pesticidas, (CHENG, 1990). Por isto deve haver avaliação do risco atribuído à pesticidas. Segundo HIMEL, LOATS & BAYLEY (1990), avaliação de risco é uma expressão usada para se reportar à probabilidade de ocorrer um impacto adverso com o uso de um pesticida, por ser tóxico ou perigoso para saúde humana e/ou para o ambiente.

O risco está presente onde há dinamismo ou onde ocorrem interações. O próprio momento da concepção do ser vivo é um evento muito concorrido.

O risco é a probabilidade de dano, enfermidade ou morte diante de circunstâncias específicas (EPA, 1991). No presente trabalho, o interesse é com a percepção de risco derivado da interação homem-pesticida-ambiente, ou seja, do uso de pesticidas pelo homem no ambiente em comunidades que se dedicam à cotonicultura, sob condições tropicais, nas Bordas do Alto Pantanal, MT, Brasil.

Todas as atividades humanas implicam em certo grau de risco, sendo a sua determinação quantitativa geralmente difícil de ser efetivada e, em muitos casos o risco só pode ser descrito qualitativamente como *alto, baixo ou insignificante* (EPA, 1991; CÂMARA & GALVÃO, 1995).

Uma avaliação de risco é um processo quantitativo e qualitativo para caracterizar a natureza e a magnitude dos riscos para a saúde pública devido a exposição à substâncias perigosas ou à contaminantes emitidos em sítios específicos e, incluem os seguintes componentes: (a) identificação do perigo; (b) avaliação de dose-resposta; (c) avaliação da exposição e (d) caracterização do risco (ATSDR, 1992). Vários modelos são propostos para estimar o risco à saúde humana e ou ao ambiente. MOZETO (2001a) em sua revisão do trabalho "*Making Better Environmental Decisions*" de Mary O'Brian (2000), enfatiza os erros que cometem os modelos clássicos de avaliação de risco, basicamente por considerarem e estudarem insuficientemente as alternativas possíveis de oferecerem saldos mais

favoráveis no balanço de impactos (positivos - negativos = saldo). E, para aprimoramento metodológico na avaliação de risco e haver mais acerto nas decisões ambientais, reforça a indicação do uso de “avaliações alternativas de riscos ambientais”. Nesta proposição são mais consideradas a diversidade de concepções e o pressuposto da existência de várias alternativas, suscitadas em discussões democráticas amplamente participativas, e que o **dano** tem uma concepção muito personalizada ou individual. Ainda MOZETO (2001b) em outra revisão, enfatiza que as avaliações de risco, muitas vezes pecam por considerarem as interligações, as interdependências e os impactos adversos, com efeito em cadeia, envolvidas nos casos ou propostas colocados em questionamento.

RIEDER; CASTRO e SILVA & MORAES (1995c) apresentaram uma proposta de determinação do nível de risco à saúde humana e ao ambiente atribuído ao uso de pesticidas. Para avaliar o risco à saúde são necessários dados e informações do local específico considerado e, segundo a ATSDR (1992) precisam ser seguidos seis passos: (a) avaliar as informações físicas, geográficas, históricas e de colocação operacional do sítio; (b) identificar as preocupações de saúde das comunidades afetadas; (c) selecionar os contaminantes de interesse para a localidade; (d) identificar e avaliar as rotas de exposição (mecanismos de transporte ambiental e vias de exposição humana); (e) determinar as implicações na saúde pública baseada nas fontes de dados disponíveis sobre os efeitos na saúde específicos da comunidade e outras informações toxicológicas e médicas; e (f) determinar as conclusões e recomendações.

Manuais fundamentam e orientam o processo de avaliação de risco, tal como o Manual de Testes para Avaliação da Ecotoxicidade de Agentes Químicos (SEMA, 1988), Princípios de Avaliação de Risco (EPA, 1991), Manual de Avaliação de Riscos na Saúde pela Exposição a Resíduos Perigosos (ATSDR, 1992).

O nível de risco de contaminação e de danos por pesticidas sobre o ambiente e o homem (NR_{CDPAH}) resulta da contribuição de vários fatores e de suas variáveis envolvidas, (RIEDER *et al.*, 1995c). Para se chegar ao nível de risco global (NRG_{CDPAH}) é necessário identificar as componentes que concorrem para o risco e, também, a magnitude de contribuição de cada meio e duração da exposição.

Os desafios são: identificar componentes, formas de inter-relacionamento e o sentido da ação destas; reconhecer a magnitude e a amplitude das ações e; um quarto desafio é a decodificação do tipo e da intensidade de ação de cada uma, para uma escala universal de valores que permita traduzir as contribuições individuais em nível de risco global (NRG_{CDPAH}).

É possível reconhecer indicadores de risco, sem haver necessidade de determinar a probabilidade de ocorrência de contaminação e de danos ao ambiente e à saúde humana devido ao uso de pesticidas. Porém pode ser assumido que o nível de risco é uma variável dependente da interação de várias outras. Pode o risco ter uma relação de proporcionalidade (direta ou inversa) com os valores expressados pelas variáveis consideradas. Assim, por exemplo, se a *freqüência de aplicações de pesticidas* afeta o *nível de risco* (NR_{CDPAH}), e quanto maior o número de aplicações mais exposição ao pesticida acontece, então o *crescimento da freqüência* implica no *aumento do nível de risco*.

1.2.2.12 - O pesticida mais usado em C_1 e C_2 : Metil Paration (MP)

Este pesticida é intensamente utilizado no cultivo de algodão (BAYER, 1974). O seu uso na cotonicultura brasileira está registrado na literatura há pelo menos três décadas (SALAZAR CAVERO *et al.*, 1976; GAEIRAS & REIS, 1978). No Mato Grosso, na década de 1970, o pesticida aparecia recomendado oficialmente, pelo menos, para três tipos de pragas do algodão (EMATER-MT, 1977).

Mesmo com o cancelamento do *MP* para a sua utilização em várias culturas nos EUA, a partir de 2 de agosto de 1999, não houve restrição para seu uso na cotonicultura, salvo limitações para aplicações aéreas em grandes áreas (EPA, 1999). Diante das restrições relacionadas ao uso do *MP* em outros países, no Brasil a Resolução RDC nº. 6, de 14 de outubro de 1999 suspende etapas para o registro de novos produtos e/ou formulações a base de *MP*, determina a reavaliação toxicológica dos que já autorizados pelo Ministério da Saúde e ordena a revisão da monografia do *MP* (ANVISA, 2005).

Nas safras de 1982-83, em Cáceres (*MT*), um estudo, que incluía a comunidade de Barra Nova (*C*₂), mostrava que o “Folidol” (a base de *MP*) era o pesticida mais utilizado em lavouras de algodão (> 93 %) e, também o mais freqüente causador de intoxicações (> 73 % dos casos) (RIEDER, 1983; RIEDER, 1991). Outros registros nas décadas de 1980-90 indicaram a continuidade da recomendação e do uso, geralmente predominante, de produtos à base de *MP* na cotonicultura de *MT* e, em especial, nas bordas do Alto Pantanal (RIEDER, 1986; ARANTES *et al.*, 1990; RIEDER, 1990; RIEDER, 1991; EMPAER-MT, 1992a e b; FREIRE *et al.*, 1993; RIEDER, 1994a e b; EMBRAPA, 1997). Diretrizes técnicas de algodão para *MT* em 1997 recomendavam este pesticida para controle de pragas na cotonicultura (EMPAER-MT, 1997; EMPAER-MT, 1998). A persistência do uso deste pesticida em pulverização, e em polvilhamentos (1970-80), no algodão, por várias décadas nas bordas do Pantanal, por ser extremamente tóxico (classe I) (SALAZAR CAVERO, 1998) e, por ser o pesticida mais usado nas comunidades observadas (*C*₁ e *C*₂) na década de 1990 (26,89 %), o *MP* constituiu-se no primeiro produto a compor ensaios de mobilização edafohídrica de pesticidas, em colunas de solos amostrados em áreas cotonícolas das bordas do Pantanal. Estes ensaios foram desenvolvidos nos Laboratórios da Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT) entre 1995-1999, conforme registrado em RIEDER *et al* (1999).

Por isto o *MP* passa a ser descrito detalhadamente, conforme segue.

1.2.2.12.1 - Identidade do *MP*, conforme a FAO (2000)

I) Denominações:

Nome comum ISO (International Organization for Standardization): parathion methyl ou seja, metil paration.

Nome químico: O,O-dimethyl O-4-nitrophenyl phosphorothioate (IUPAC - International Union Of Pure And Applied Chemistry) ou seja, 0,0 - dimetil 0 - 4 - nitrofenil fosforotioato (ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária);

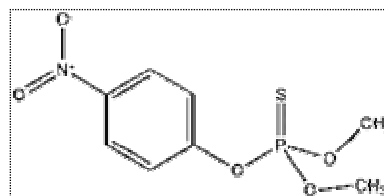
II) Número do CAS (Chemical Abstract Service): 298-00-01

III) Fórmulas

Estrutural:

Molecular: C₈H₁₀NO₅PS

IV) Massa molar: 263,2 g/mol



1.2.2.12.2 - Propriedades físicas e químicas (FAO, 2000)

I) Ingrediente ativo puro:

a) Aparência e odor: incolor, sólido cristalino, odor típico de ovo ou de alho estragado;

b) Pressão de vapor: $1,72(\pm 0,09) \times 10^{-5}$ mm Hg a 25 °C;

c) Ponto de fusão: 35-36 °C;

d) Coeficiente de partição água/octanol: $P_{ow} = 629$, $\log P_{ow} = 2,8$;

e) Solubilidade:

- em água: $70,3 \pm 2,73 \text{ mg L}^{-1}$ a $25 \text{ }^\circ\text{C}$;
- prontamente solúvel na maioria dos solventes de hidrocarbonetos aromáticos, álcoois, ésteres e cetonas;

- ligeiramente solúvel em petróleo e óleos minerais;

f) Densidade específica: $1,358 (d_{4}^{20})$;

g) Hidrólise: meia-vida hidrolítica a $25 \text{ }^\circ\text{C}$ no escuro sob condições de ambiente esterilizado e a uma concentração inicial de 4 mg L^{-1} :

- pH 5: 68 dias;

- pH 7: 40 dias;

- pH 9: 33 dias.

O produto dominante da hidrólise ácida é o dimetil paration-metil e sob hidrólise alcalina 4-nitrofenol. Em condições neutras formam-se quantidades aproximadamente iguais de ambos os derivados.

h) Fotólise: o *MP* tem uma meia vida definida aproximadamente em 49 horas na água conforme estudos de fotodegradação.

i) Estabilidade térmica: Aquecimento a $150 \text{ }^\circ\text{C}$ por 6 h e 30 min resultaram em 91 % de isomerizações para O,S-dimetil-paration-metil, seguido por geração de dimetil sulfito, dióxido de enxofre e outras substâncias.

II) Material técnico (FAO, 2000):

a) Pureza: mínimo 80 % (concentrado técnico, 80 % de *MP* em xileno);

b) Ponto de fusão: $17 \text{ }^\circ\text{C}$;

c) Impureza principal: 4-nitrofenol, menos que 0,2 %.

d) Estabilidade: Amostras de material técnico concentrado de *MP* foram estocadas em recipientes de vidro lacrados e submetidos a ambiente escuro a $20 \text{ }^\circ\text{C}$, $40 \text{ }^\circ\text{C}$ e $55 \text{ }^\circ\text{C}$. O conteúdo inicial de *MP* foi 77,7 % o qual decresceu marginalmente para 76,6 % e 75,0 % após 2 anos a $20 \text{ }^\circ\text{C}$ e $40 \text{ }^\circ\text{C}$ respectivamente. Depois da armazenagem a $55 \text{ }^\circ\text{C}$ por 20 semanas o conteúdo de *MP* foi 73,2 %, e após um ano nesta mesma temperatura o material esteve polimerizado.

Conforme referências da EXTOUNET (1998b), substâncias alcalinas hidrolisam o pesticida e, por isto é incompatível com essas. Pode reagir com oxidantes fortes. Com a sua decomposição rápida acima de 100°C , gera risco de perigosa explosão. A decomposição térmica pode liberar fumigantes tóxicos, como dimetil sulfito, dióxido de enxofre, monóxido e dióxido de carbono, pentóxido de fósforo, e óxido de nitrogênio. Por isto o pesticida não pode ficar exposto a temperaturas acima de $55 \text{ }^\circ\text{C}$.

O ponto de ebulição é de $154 \text{ }^\circ\text{C}$ na pressão de 1,0 mm Hg (BAYER, 1974) ou $109 \text{ }^\circ\text{C}$ na pressão de 0,05 mm Hg (EXTOUNET, 1998b).

Ainda segundo a BAYER (1974) o pesticida é relativamente estável com pH 1-7, mas com pH 8-9 se decompõe rapidamente; expressa volatilidade a $20 \text{ }^\circ\text{C}$ - $0,14 \text{ mg m}^{-3}$, a $30 \text{ }^\circ\text{C}$ - $0,53 \text{ mg m}^{-3}$ e a $40 \text{ }^\circ\text{C}$ - $1,35 \text{ mg m}^{-3}$;

Conforme EXTOUNET (1998b) apresenta ponto de fulgor a $42 \text{ }^\circ\text{C}$; e Koc: 5100 g.mL^{-1} .

1.2.2.12.3 - Toxicidade

Conforme dados da EXTOUNET (1998b), o quadro geral do processo de intoxicação por *MP* apresenta efeitos agudos e crônicos, apresentados a seguir.

É altamente tóxico por ingestão e inalação, e moderadamente tóxico por absorção dermal. Como todos os fosforados, é facilmente absorvido pela pele. Por isto, a pele deve ser imediatamente lavada com água e sabão em eventual contaminação e, a roupa atingida também deve ser removida. Exposições acidentais inalatórias e da pele têm causado fatalidades humanas. O pesticida pode causar

queimaduras de contato na pele e nos olhos.

Devido ao pesticida ter uma meia-vida curta (1 h na planta) quando aplicado na cotonicultura, o risco de exposição de trabalhadores rurais é baixo. Mas, necessário é considerar a condição ambiental (climática) e a magnitude da exposição para uma avaliação mais precisa. Trabalhadores das fábricas de pesticidas que manejam quantidades de *MP* concentrado estão submetidos a alto risco. Exposições podem ocorrer durante a mistura, pulverização ou aplicação do pesticida, durante a limpeza e reparo de equipamento ou durante a re-entrada precoce nas lavouras tratadas. Pessoas com problemas respiratórios, exposição recente a inibidores da colinesterase, problemas com a colinesterase, ou com fígado em mau funcionamento têm o risco aumentado quando expostos ao pesticida. Temperaturas elevadas ou exposições à luz visível ou ultravioleta podem aumentar a toxicidade do *MP*.

Os inseticidas organofosforados são inibidores da colinesterase. São altamente tóxicos por todas as vias de exposição. Quando inalados, o primeiro efeito, usualmente respiratório, pode incluir sangramento ou corrimento nasal, tosse, desconforto torácico, respiração curta ou difícil, e chiado devido a constrição ou excesso de fluido nos brônquios. O contato com a pele pode causar transpiração localizada e contrações musculares involuntárias. Contato com os olhos pode causar dor, cegueira, lacrimejamento, contração das pupilas, e visão turva. Por qualquer via de exposição, outros efeitos sistêmicos podem começar em poucos minutos ou demorar até mais de 12 horas. Isto inclui palidez, náuseas, vômitos, diarreia, torção abdominal, dor de cabeça, tonteira, dor nos olhos, visão turva, constrição ou dilatação das pupilas, lacrimejamento, salivação, sudorese, e confusão. Intoxicações severas podem afetar o sistema nervoso central, produzindo perda de coordenação, fala confusa, perda de reflexos, fraqueza, fadiga, contração muscular involuntária, contorção, tremores na língua ou pálpebras, e eventualmente paralisia nas extremidades do corpo e nos músculos respiratórios. Nos casos severos pode ocorrer defecação ou micção, psicose, batimentos cardíacos irregulares, perda da consciência, convulsões e coma. A morte pode ser causada pela falência respiratória ou parada cardíaca.

Alguns organofosforados podem causar sintomas tardios manifestados 1 a 4 semanas após a exposição aguda que pode ou não ter produzido sintomas imediatos. Em cada caso, dormência, formigamento, debilidades, câibra podem aparecer lentamente e progredir para incoordenação e paralisia. Melhorias podem ocorrer após meses ou anos, mas alguns danos residuais podem permanecer.

A dose letal (DL_{50}) oral do *MP* em ratos está entre $10,8 \text{ mg kg}^{-1}$ (BAYER, 1974) e 50 mg kg^{-1} (EXTOXNET, 1998b), para camundongos entre $14,5\text{-}19,5 \text{ mg kg}^{-1}$ (EXTOXNET, 1998b), em coelhos e gatos é de 75 mg kg^{-1} (BAYER, 1974), em galinha angola é de 1270 mg kg^{-1} , em cachorro é de 90 mg kg^{-1} (EXTOXNET, 1998b). SALAZAR CAVERO (1998) cita que estudos recentes indicam uma DL_{50} de $6 \text{ mg kg}^{-1} \text{ pv}^{-1}$.

A dose letal (DL_{50}) dermal em ratos está entre $63\text{-}491 \text{ mg kg}^{-1}$, em camundongos é de 1200 mg kg^{-1} , e em coelhos é de 300 mg kg^{-1} (EXTOXNET, 1998b).

A concentração 50 % letal (LC_{50}) é a concentração do produto químico no ar ou água capaz de matar 50 % dos animais expostos de um experimento por certo tempo. A LC_{50} inalatória por 4 horas de *MP* em ratos é de 34 mg m^{-3} , e para camundongos é de 120 mg m^{-3} (EXTOXNET, 1998b).

A prova funcional de pele mostrou que a substância ativa não causou nenhuma irritação na pele abdominal depilada em ratas (BAYER, 1974).

Com relação a manifestações crônicas, também segundo dados da EXTOUNET (1998b), exposições prolongadas ou repetidas a organofosforados podem resultar nos mesmos efeitos de exposições agudas, incluindo os sintomas tardios. Outros efeitos apresentados em trabalhadores submetidos a exposições repetidas incluem perda de memória e de concentração, desorientação, depressões severas, irritabilidade, confusão, cefaléias, dificuldades na fala, retardamento nos reflexos (reações tardias), pesadelos, sonambulismo, sonolência ou insônia. Estado gripal com cefaléia, náuseas, fraqueza, perda de apetite também tem sido reportado.

Estudos com voluntários humanos encontraram que 1-22 mg/pessoa/dia podem não manifestar efeito sobre a atividade da colinesterase. Voluntários, na quarta semana, receberam 22, 24, 26, 28 ou 30 mg/pessoa/dia de pesticida, aparecendo suave inibição colinesterásica em alguns indivíduos dos grupos de dosagem de 24, 26 e 28 mg. No de 30 mg pessoa⁻¹ dia⁻¹ ($\pm 0,43 \text{ mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$), a atividade colinesterásica de glóbulos vermelhos foi deprimida em 37 %. Quando o *MP* foi dado para cães por doze semanas, ao nível de 1,25 mg kg⁻¹ causou breve, mas significativa depressão de células de glóbulos vermelhos e colinesterase plasmática. O nível de dieta de 0,125 mg kg⁻¹ não produziu efeitos.

A EPA estabeleceu como LHA (um indicador de alerta para a saúde) o nível de 60 microgramas por litro ($\mu\text{g L}^{-1}$) de 4-nitrofenol (produto de quebra do metil paration) na água de consumo humano. Acreditam que níveis iguais ou inferiores de 4-nitrofenol são aceitáveis em água bebida diariamente durante algum tempo, e sem apresentar problemas para a saúde. Entretanto, consumo de 4-nitrofenol acima destes níveis por longo período de tempo, pode causar efeitos adversos à saúde, incluindo danos ao fígado, stress respiratório, e inflamação estomacal em animais.

Entre as várias formulações e marcas comerciais existentes no mercado brasileiro (Bravik 600 CE, Folisuper 600 BR, Mentox, Paracap 450 CS, Parathion 600 CE Pikapau, Parathion metílico Pikapau, Folidol CS) está o Folidol 600 CE, autorizado para uso como acaricida e inseticida, pertencente as classes toxicológica II (altamente tóxico), ANVISA (2005b).

1.2.2.12.4 – Danos e periculosidade

Primariamente o *MP* afeta o sistema nervoso através da inibição da colinesterase, enzima requerida para propiciar o funcionamento dos nervos. Adversidade sobre a saúde, incluindo danos no fígado, stress respiratório e inflamações estomacais podem ser provocados pelo produto da quebra do metil paration: o 4-nitrofenol (EXTOUNET, 1998b).

Uma única aplicação oral da substância ativa em galinhas não demonstrou neurotoxicidade (BAYER, 1974).

Ensaio usando caninos machos e fêmeas, com administrações de 5, 20 e 50 mg/L da substância ativa na alimentação, durante doze semanas mostraram inibição da atividade da colinesterase no plasma com 20 mg/L, e da colinesterase eritrócitos com 50 mg/L. Com 5 mg/L não foi comprovada inibição (BAYER, 1974).

Dados da EXTOUNET (1998b) resumem alguns efeitos, a seguir.

Em três gerações de ratos submetidos a dietas de 0,0; 0,5 ou 1,5 mg kg⁻¹ dia⁻¹ de pesticida *MP*, mostraram redução de sobrevivência no desmame e de peso no desmame, e um incremento no número de natimortos ao nível de 1,5 mg.kg⁻¹. Alguns desses efeitos também ocorreram ao nível de 0,5 mg.kg⁻¹. Em ratos e camundongos, uma única injeção na taxa da DL₅₀ durante a prenhez causou supressão do crescimento do feto e de formação de ossos à sobrevivência da prole. Tal injeção causou também alta mortalidade fetal. Pela corrente sanguínea, o *MP* pode atravessar a placenta. Altas doses injetadas em ratas e camundongas prenhes reduziram o tamanho da cria e a sobrevivência da prole.

O *MP* é um possível agente teratogênico humano. Porém, não foram observados efeitos mutagênicos em camundongos que receberam dosagens de 5 a 100 mg.kg⁻¹ de pesticida, também não quando submetidos a dietas por sete semanas. Culturas de células em crescimento oriundas de trabalhadores de fábricas de pesticidas expostos a baixos níveis de *MP* por longo período de tempo, também não revelaram alterações mutagênicas. Também não há suspeita e evidências de que o *MP* possa ser carcinogênico.

Há indícios que pássaros são altamente tolerantes ao efeito do *MP*. Porém, mencionam que o *MP* é tóxico para peixes e para animais que comem peixes. Peixes podem morrer por uma seqüência de efeitos. O pesticida pode matar insetos e crustáceos (Ex: lagostas) que se alimentam de algas. Quando estes organismos morrem, a população de alga rapidamente atinge um pico, consumindo todo oxigênio disponível nos tanques de água. Assim, a falta de oxigênio mata os peixes. Considerando outros animais não-alvos, as menções são de que o *MP* é moderadamente tóxico para mamíferos tais como ratos, cachorros e coelhos.

A BAYER (1974) menciona estudos com peixes que apresentaram CL₅₀ em *Tilapia* spp. de 5-10 ppm (24 h)⁻¹ e 1-5 ppm (48 h)⁻¹, em *Cyprinus carpio* 7,5 ppm (48 h)⁻¹, em *Cyprinus auratus* > 10 ppm (48 h)⁻¹, em *Orizias latipes* >10 ppm (48 h)⁻¹ e em *Puntius puckelli* de 2,7 ppm (48 h)⁻¹ e 2,1 ppm (96 h)⁻¹. Cita também que a substância ativa é nociva para as abelhas. Quanto o potencial de periculosidade ambiental da marca comercial Folidol 600, conforme ANVISA (2005b), no “relatório do **agrotóxico**” apresenta classificação Ambiental II (Produto muito perigoso), embora algumas possam ter classificação Ambiental III (Produto perigoso),

1.2.2.12.5 – Destino

O *MP* é rapidamente absorvido na corrente sangüínea a partir de todas as vias normais de exposição. A seguir da administração de dose oral única, a mais alta concentração do pesticida no tecido do corpo ocorre de 1-2 h. O metabolismo ocorre no fígado, eventualmente para fenóis que podem ser detectados na urina. O *MP* não acumula no corpo. É quase totalmente excretado pela urina em 24 h (EXTOXNET, 1998b).

O princípio ativo possui uma persistência curta e uma pequena capacidade de deslocamento no ambiente (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 1985), ou seja, baixa mobilidade. Segundo a SEMA (1988), a baixa mobilidade é delimitada pelo intervalo definido pelo R_F (relação de frentes) situado entre 0,1 e 0,34, caracterizando a *classe 2*.

O *MP* é rapidamente metabolizado por plantas e animais e, por isto, normalmente considera-se desprezível a sua persistência ou bioconcentração (EXTOXNET, 1998b).

Acredita-se que, em ambiente tropical, o tempo de degradação e de mineralização completa do *MP*, deve ser menor que em condições de clima frio ou temperado. O perfil do destino ambiental do pesticida deve ser variável com os solos (textura, permeabilidade, capacidade de adsorção, etc.) e climas (temperaturas, regime de chuvas, etc.).

1.2.2.12.6 - Decomposição química

Conforme dados da EXTOXNET (1998b), o *MP* é adsorvido nas partículas do solo e se degrada rapidamente. Mesmo assim, eventualmente, pode contaminar águas subterrâneas, deslocar-se para outras áreas. Primariamente, a sua degradação ocorre por fotólise e biodegradação. Temperaturas crescentes e aumento da insolação aceleram o processo de degradação do pesticida. No solo a biodegradação vai de dez dias até dois meses. Solos sob condições de maior umidade aceleram o processo de degradação e, nestes pode ocorrer a

mineralização. Alguma perda pode se dar também por volatilização por ocasião da aplicação de pesticida. Altas concentrações nas contaminações ambientais podem retardar o início do processo de degradação. Não se tem certeza se o *MP* pode também estar sendo mobilizado pelo run off.

Por sua solubilidade em água as medidas de controle da erosão pouco efeito têm sobre a mobilização hídrica do mesmo (RESENDE *et al.*, 1994).

Um produto da degradação do *MP* é o 4-nitrofenol (inseticida). Este metabólico não é adsorvido pelo solo e contamina águas subterrâneas (EXTOXNET, 1998b). Estudos laboratoriais (VAN VELD & SPAIN, 1983) indicam que o 4-nitrofenol degrada mais rapidamente em sistemas ambientais não perturbados. Sistemas perturbados (Ex: água suja e agitada) podem retardar a degradação.

O pesticida *MP* degrada-se rapidamente em água do mar, lagos, água de rios, com 100 % de degradação ocorrendo dentro de duas semanas até um mês ou mais. Na presença de sedimentos a degradação é mais acelerada, e é também mais rápida em água fresca ou pura do que na salgada. A mineralização ocorre numa taxa de 5-11 % em 4 dias em rios, e mais lentamente em águas do mar. Na água, o *MP* é sujeito a fotólise, com meia-vida de 8 dias no verão e 38 dias no inverno (EXTOXNET, 1998b).

BOURQUIN, PRITCHARD & SPAIN (1981) verificaram que, na água fresca, populações de microrganismos degradam mais rapidamente o metabólico do *MP* "p-nitrofenol" depois de se exporem a nitro compostos.

O metabolismo do *MP* nas plantas é razoavelmente rápido. Quatro dias após a aplicação nas folhas de cereais, estará quase totalmente metabolizado (EXTOXNET, 1998b).

1.2.2.12.7 – *Informações técnicas, recomendações e precauções.*

Segundo informações da EXTOXNET (1998b), quase todas as aplicações de *MP* podem ser classificadas como de *pesticidas de uso restrito* pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (Environmental Protection Agency - EPA). Só podem ser adquiridos e usados por aplicadores certificados (treinados). Os produtos contendo *MP* devem portar a advertência de **perigo**. Em área ou lavoura tratada, a reentrada só é permitida após 48 horas do tratamento. É um inseticida e acaricida usado no controle de insetos (brocas, mastigadores e sugadores) das lavouras. Mata os insetos por contato, ingestão e inalação. Está disponível nas formulações de pó, concentrado emulsionável, líquido ULV (ultra baixo volume), microcapsulado e pó molhável. É um pesticida organofosforado. Sua ação química interfere na atividade da colinesterase, uma enzima essencial ao controle funcional do sistema nervoso humano, de animais e de insetos.

É um inseticida de muito amplo espectro de ação, sendo empregado em quase todos os cultivos vegetais, de rápido efeito inicial, inclusive atingindo pragas escondidas e minadoras devido a capacidade da substância ativa penetrar nos tecidos vegetais (BAYER, 1974).

Conforme SALAZAR CAVERO (1998), no Brasil, existem vários fabricantes e diversos nomes comerciais de produtos contendo *MP*. Cita que o *MP* também atua por fumigação e profundidade. Referente a fitotoxicidade, apenas algumas cultivares de alface e de sorgo apresentam certa sensibilidade.

Segundo o MINISTÉRIO DA SAÚDE (1985), produtos a base de *MP* tem, no Brasil, autorização indicada para aplicação em partes aéreas de vegetais na agropecuária mas não estão autorizados como domissanitários. Os intervalos de segurança recomendados, em geral, situam-se entre 15 (Ex: frutas e hortaliças) e 30 dias (Ex: café e pastagens), enquanto a tolerância, no geral, está estabelecida entre 0,01 ppm (café em grão) e 1 ppm (amendoim).

Segundo SALAZAR CAVERO (1998), o poder residual nos vegetais situa-se entre 7-10 dias e no solo em menor tempo e, a IDA (Ingestão Diária Aceitável) é de $0,001 \text{ mg kg}^{-1} \text{ pv}^{-1}$.

Na cultura do algodão, as dosagens ou concentração da substância ativa indicada são variáveis conforme a praga e autores. A BAYER (1974) recomenda uso de dosagens de $120\text{-}500 \text{ g ha}^{-1}$ (para controle do *Thysanópteros*) até de $1000\text{-}2000 \text{ g ha}^{-1}$ (para controle de *Heliothis* spp.), enquanto SALAZAR CAVERO (1998) expressa dosagens situadas entre 120 e 600 g ha^{-1} e GAEIRAS & REIS (1978) recomendam concentrações situadas entre 240 e 600 g ha^{-1} .

1.2.2.12.8 - Análise do pesticida

Resíduos de pesticidas organofosforados podem ser determinados por diferentes métodos, variando também conforme o tipo de amostra a ser analisada. Conforme VAZ *et al.* (1996), os métodos cromatográficos são os principais para análise de pesticidas e, entre estes se destacam as cromatografias gasosa (CG) e líquida (CL), sendo precisos, sensíveis e seletivos, mas trabalhosos e relativamente caros. Conforme SANTOS NETO & SIQUEIRA (2005) a principal técnica para quantificação de organofosforados é a cromatografia em fase gasosa, sendo os detector de nitrogênio fósforo (NPD) um dos mais utilizados. CAPOBIANGO & CARDEAL (2005) verificaram que a análise de resíduos de pesticidas organofosforados, por exemplo, em amostras de peixes, pode ser efetuada por cromatografia gasosa (CG) com detector de nitrogênio e fósforo (NP), seletivo de massa (SM), de captura de elétrons (CE) e por cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE) com detector ultra-violeta (UV), utilizando diferentes métodos de extração. SILVA *et al.* (1999) determinaram resíduos de vários pesticidas organofosforados, em níveis de ng/L , na água, utilizando como técnica de extração e pré-concentração a microextração em fase sólida, seguida de análise por cromatografia gasosa de alta resolução usando um detector seletivo de massas, e concluíram que o procedimento apresentou vantagens sendo recomendável.

Mas segundo WORTHING & HANCE (1991) a análise de produtos a base de *MP* pode ser efetuada por *GLC* (cromatografia Gás-Líquido de coluna capilar) ou *hplc* (Cromatografia líquida de alta eficiência - CLAE) ou quando da hidrólise para 4-nitrofenol pode ser determinado *calorimetricamente*. Os resíduos podem ser determinados por *GLC*.

1.2.3 - O Ambiente Regional - (A)

O estado de Mato Grosso (*MT*), submetido a clima tropical, está contemplado por partes das bacias Amazônica, Platina e do Araguaia, demarcado em ambiente bastante diverso referente a geologia, geomorfologia, solos, relevo, hidrografia, com vários e ricos biomas, inclusive com complexidades ecológicas só compreendidas através de teorias como a dos "Refúgios" de AB'SABER (1988).

Já o ambiente de Cáceres, que inclui a borda noroeste do Pantanal, é constituído também de clima tropical, vegetação nativa reunindo várias fases entre campo, cerrado, pantanal e floresta tropical, solos bastante variados taxonomicamente, em fertilidade e em textura, relevo plano até acidentado, representantes florísticos e da fauna bastante variados, e com a macrobacia hidrograficamente rica.

1.2.3.1 - Aspectos gerais: borda do Pantanal e montante de influência

O Pantanal é considerado uma das mais importantes reservas ecológicas do mundo (PAIVA, 1984) abrangendo três países (Brasil, Bolívia e Paraguai) com área de 168.000 km^2 no Brasil (CARVALHO, 1986). Entretanto, pouco se sabe sobre o potencial e a estrutura de funcionamento dos mecanismos

naturais de defesa do ambiente existentes no Pantanal e em sua área de influência, diante de eventuais lançamentos de poluentes químicos, como no caso de pesticidas. Assim, existem questões pertinentes a serem esclarecidas, tais como: influências de solos, relevos e de ações antrópicas neste ambiente.

A faixa de bordadura é um trecho marginal externo às terras normalmente inundáveis do Pantanal, embora seja difícil definir claramente seus limites. Estudiosos referem-se a ela como zona de transição entre a planície e região vizinha ou como regiões limítrofes do Pantanal, não-inundáveis (BROWN JR., 1986), ou ainda como região circundante ao Pantanal (CUNHA *et al.*, 1995).

A bordadura também pode ser uma faixa que retém material erodido e, portanto, funciona como um cinturão de proteção ao Pantanal.

RESENDE, SANDANIELO & COUTO (1994) mencionam que áreas com vegetação florestal ao longo de rios que despejam suas águas no Pantanal apresentam seus solos funcionando como uma faixa de proteção que retém os detritos e os resíduos que chegam aos cursos de água, entre eles os pesticidas. Segundo SILVA *et al.* (1986), vários estudos confirmam o efeito positivo de faixas de retenção no controle da erosão. Porém, menções de RESENDE *et al.* (1994) indicam que práticas de controle de erosão associadas a existência de faixa protetora de vegetação ao longo de rios, embora ajudem, podem ser incapazes, na estação chuvosa, de evitar a poluição das águas por pesticidas.

A borda do Pantanal deve ser objeto de cuidadosos estudos para aprimorar o entendimento e trato da mesma.

1.2.3.2 - Aspectos hídricos da Bacia do Alto Pantanal de Cáceres

O Pantanal ocupando terras planas e baixas da bacia do rio Paraguai constitui-se num ambiente extremamente dependente da dinâmica hídrica regional.

Conforme CARVALHO (1986), o rio Paraguai tem uma declividade fraca ao longo de seu curso abaixo de Cáceres, indo de $6,3 \text{ cm.km}^{-1}$ e decrescendo na confluência do rio Apa até $1,0 \text{ cm.km}^{-1}$. As cheias dos rios, na região de Cáceres, são crescentes entre janeiro e março. Por ocasião das enchentes, o rio Paraguai comporta-se como uma larga faixa de água que escoar lentamente rumo ao sul demorando até seis meses para sair de território brasileiro. Durante as cheias, as águas de inundação veiculam material erodido e espalham sedimentos no Pantanal, incluindo grande quantidade de matéria orgânica.

A área C₂ (B. Nova), inserida na zona de bordadura do Pantanal, está na microbacia do córrego Caramujo, cujas águas nascem na Serra Olho d'Água (do Caeté ou do Pe. Inácio - constituída de rochas calcárias) e são drenadas para o rio Paraguai. O nível da água de lagoas da microbacia vem se elevando progressivamente com a ampliação da remoção da vegetação primária e do uso agropecuário das áreas. Os pontos de afloramento do lençol freático, no período chuvoso, estão se multiplicando e avançando para posições mais elevadas dos terrenos, fenômenos estes já notificados por RIEDER (1995).

Os processos de poluição por pesticidas, na faixa de bordadura do Pantanal, podem estar condicionados pelas flutuações do lençol freático nas áreas de cultivo (dependente de pesticidas).

1.2.3.3 - Aspectos climáticos

Diversas variáveis climáticas exercem efeito sobre fontes e agentes poluidores, tais como temperatura, pluviosidade, ventos, radiação solar.

ADÁMOLI (1986a) menciona que o Pantanal está submetido a variabilidades climáticas inter e plurianuais.

A latitude tropical e a continentalidade, aliada à topografia deprimida e baixa determina o caráter megatérmico ao Pantanal, sendo observadas em Cáceres

temperaturas médias anuais de 21,5 °C (Jul.) a 26,8 °C (Out.) com amplitude máxima absoluta de 42 °C e com normais de pluviosidade mensal superior a 75 mm para outubro a abril e inferior a 12 mm em junho, julho e agosto (TARIFA, 1986).

De abril a dezembro a chuva em Cáceres é inferior à necessidade ambiental, e a água disponível nos solos não permite que a evapotranspiração potencial seja muito superior à real, salvo entre agosto e outubro, resultando em clima Subúmido Seco e do Terceiro Megatérmico (NIMER & BRANDÃO, 1989).

Interpretando-se dados da EMBRAPA (1982), e de acordo com a classificação de Köppen, nas comunidades do presente estudo (C_1 e C_2) o tipo climático é o Aw (Savanas tropicais com verão úmido e inverno seco). Já pela classificação de Thornthwaite as áreas encontram-se praticamente nos limites do tipo climático $C_2wA'a'$ para $C_1wA'a'$, diferenciando-se apenas por oscilarem entre sub-úmido e seco. Mas segundo AB'SABER (1988) climas pretéritos mais áridos do que os atuais devem ter atuado na Planície do Pantanal.

1.2.3.4 - Aspectos da vegetação no Pantanal e em sua bordadura

Segundo ADÁMOLI (1986b), os Cerrados constituem a área de maior expressão fitogeográfica do Pantanal, apesar da ocorrência de alternâncias fisionômicas entre Cerradão, Cerrados, Campos Cerrados, Campos, Campos inundáveis e Matas de Galeria. AMARAL FILHO (1986) menciona que o fator de maior limitação no desenvolvimento de floresta e originador de savana, no Pantanal norte, é o excesso de água, resultante da oscilação do lençol freático e inundação prolongada. Entretanto, CONCEIÇÃO & PAULA (1986) encontraram formações florísticas bastante diversificadas com mistura de espécies e de tipos de outras regiões (vegetação fenotípica e floristicamente semelhante à da caatinga e agreste do Nordeste brasileiro - vegetação xerófila), o que se corrobora com a teoria dos refúgios (AB'SABER, 1988). GUARIM NETO (1991 e 1992), observando e estudando a vegetação do Pantanal por mais de uma década identificou 111 espécies de angiospermas, distribuídas em 54 famílias ocorrentes em diferentes formações florísticas, desde áreas alagadas até as não alagadas.

A fitomassa de algodão herbáceo, em substituição a vegetação nativa, tem se mostrado pouco eficaz contra processos erosivos (CASTRO, 1987).

As formações encontradas na área específica do presente estudo parecem expressar associações já sob influência das condições do ambiente pantaneiro. Na área há efeito de zonações hidrófila, higrófila e mesófila. Em meados da década de 1990, em C_2 , restava apenas uma pequena parcela da vegetação nativa em face da substituição por atividades agropecuárias, conforme observações de CARNIELO & RIEDER (1995).

Para a Gleba do Facão, AMARAL (1998) lista a ocorrência de 150 espécies, 117 gêneros distribuídos em 54 famílias da flora de fanerógamas.

1.2.3.5 - Considerações sobre o relevo

O Pantanal é uma região relativamente plana (inclinação de Leste para Oeste de 25 cm.km⁻¹ e menor ainda de Norte para Sul, com quase 2 cm.km⁻¹, perto do rio Paraguai), com altitudes inferiores a 80 m, embora a parte alta da bacia tenha altitudes superiores a 200 m (CARVALHO, 1986).

Em geral, as altitudes na faixa de bordadura do Pantanal se situam entre 120 m e 190 m, conforme registros em BRASIL (1982) e EMBRAPA (1982).

A área de Barra Nova (C_2), com relevo plano a suave ondulado, de altitude dentro dos limites de 130 m e 145 m (RIEDER, 1995), está localizada numa faixa de transição entre a província da Baixada do Alto Paraguai e a Planície do Pantanal, segundo interpretações efetuadas no trabalho da EMBRAPA (1982).

A declividade em C_2 , tomada na secção transversal da bacia do

córrego Caramujo, na sua margem direita até o afastamento de 840 m é, em média, de 12,94 ‰ (por mil), sendo no seu platô mais elevado, de 1,29 ‰ e no trecho de maior acentuamento de sua rampa, de 42,50 ‰, o que está situado já nas proximidades da planície inundável do córrego (RIEDER, 1995). Enquanto no Facão (C₁) a declividade predominante nos lotes dos colonos é mais acentuada que a de Barra Nova (C₂) (RIEDER *et al.*, 1990).

1.2.3.6 - Aspectos geológicos, geomorfológicos e de solos

Segundo as descrições constantes no Boletim de Pesquisa n.º 17 (EMBRAPA, 1982), as áreas de estudo estão inseridas, geologicamente na região do Grupo das Araras (Eocambriano) com discordâncias erosivas e presença distribuída de dolomitos, calcários, arenenitos, folhelhos, siltitos, marlitos. Podem ser encontrados também mármores e ardósias locais. O ambiente de sedimentação foi o marinho nerítico, de águas quentes, em plataforma subsidente. Entretanto, envolto pelo grupo Araras também é encontrado o grupo Cubrencranquém, do Pré-cambriano Superior, com quartzitos e metaconglomerados. A formação Pantanal, na planície pantaneira constitui-se de camadas de natureza arenosa fina e siltico-argilosa. Os Leques Aluviais se constituem de depósitos dos rios com material provindo das bordas de serras areníticas (Província Serrana). Ocorrem ainda lateritos ferruginosos, filitos da série Cuiabá, tilitos do Grupo Jangada e basaltos da serra de Tapirapuã.

Quanto a geomorfologia, a porção sob influência da Baixada do Alto Paraguai está coberta de sedimentos recentes a partir de camadas eopaleozóicas não dobradas que repousam sobre o Complexo Brasileiro. Já a parte influenciada pela Planície do Pantanal está nos limites das bordas dos terrenos sedimentares pré-Parecis (EMBRAPA, 1982).

Os solos do Pantanal são os depositários da bacia e suas características afetam a resposta do ambiente diante da poluição por pesticidas.

Quanto a classificação dos solos, no último ano do século 20 foi implantando o atual Sistema Brasileiro de Classificação dos mesmos (EMBRAPA, 1999) em substituição a classificação anteriormente usada, havendo correlação entre classes de solos do antigo com o novo sistema (a seguir, em negrito).

No Pantanal, AMARAL FILHO (1986) verificou haver dominância de solos hidromórficos (**Gleissolos, Planossolos e Plintossolos**) (92,52 %), granulometria superficial arenosa (65,80 %), granulometria subsuperficial média e argilosa (80,07 %), deficiência de fertilidade natural moderada e forte (78,91 %), não-sódico e não-solódico (61,76 %), cujas variações e distribuição permitem ao autor sub-dividir o Pantanal Mato-grossense em seis sub-regiões com características peculiares (uma inundável, quatro inundáveis e/ou sujeitas à elevação do lençol freático e, uma não - inundável). O mesmo autor menciona ainda que no Pantanal norte predominam **Planossolos** e Laterita Hidromórfica (**Plintossolos**). Já a faixa de bordadura do Pantanal, segundo menções de BROWN JR. (1986), trata-se de um trecho não-inundável, limítrofe e de solos melhores que os da planície inundável do Pantanal. Entretanto, podem ser encontrados também solos bastante arenosos (BRASIL, 1982) que, por apresentarem sérias limitações em alguns atributos, trechos de terras chegam a ser considerados como inaptos à agricultura, mesmo no manejo A (EMBRAPA, 1982), o que inclui uma área do presente estudo (C₂).

Perfis de solos localizados na zona de bordadura noroeste do Pantanal, mencionados no Boletim de Pesquisa n.º 17, (EMBRAPA, 1982), revelam a presença de uma considerável diversidade de solos no trecho, entre os quais representantes de baixa (distróficos) e até alta (eutróficos) saturação de bases e, também com saturação de alumínio extraível abaixo e acima de 50 % (álico). Os

perfis de solos na borda citada do Pantanal revelaram a presença de **Latossolo Amarelo Álico**, Podzólico Vermelho Amarelo Eutrófico (**Argissolo**), Podzólico Vermelho Amarelo Álico (**Argissolo**), **Plintossolo Álico**, Areia Quartzosa Hidromórfica Distrófica (**Neossolo**), Solo Aluvial Gleico Álico (**Neossolo**). No horizonte mais superficial destes solos os teores de matéria orgânica variaram entre 0,6 % e 1,9 %, enquanto os valores de argila situaram-se entre 8 % e 43 %.

Segundo RIEDER (1995) em C₂, objeto do presente estudo, foram encontrados (a) Podzólico Amarelo Eutrófico Tb A Chernozêmico (**Arglossolos**) (b) Areia Quartzosa Eutrófica Tb A Chernozêmico (**Neossolos**) e, (c) Latossolo Amarelo Podzólico Eutrófico A Chernozêmico (**Latosolos**).

Enquanto na outra área do estudo (Facção – C₁) foram encontrados o Latossolo Vermelho-Amarelo associado (**Latosolos**), mais na base para o alto das Serras, com solos Litólicos (**Neossolos**), segundo FIGUEIREDO (1996).

Alguns estudos mostram que a posição dos terrenos na vertente pode condicionar a existência de distintos teores de matéria orgânica nos respectivos solos (LUZ, SANTOS & MERMUT, 1992 e SOUZA, RIBEIRO & FERREIRA, 1993) e também afetar a sua suscetibilidade à erosão (CARVALHO, 1994).

Porém, a ação antrópica compõe um conjunto de variáveis que podem alterar expressivamente os teores e a distribuição de matéria orgânica de solos (ABRÃO *et al.*, 1979; CINTRA, MIELNICZUK & SCOPEL, 1983 ; VIEIRA & MUZILI, 1984; CERRI, FELLER & CHAUVEL, 1987 ; PRIMAVESI, 1988; TESTA, TEIXEIRA & MIELNICZUK, 1992; ANJOS *et al.* 1994; SILVA *et al.*, 1994). O uso inadequado dos recursos naturais gera erosão hídrica, degradação de solos, poluição de mananciais e enchentes, conforme constatado no Paraná (BRAGAGNOLO, 1994).

1.2.4 – A Interação Homem-Pesticida-Ambiente (H-P-A)

1.2.4.1 - Considerações gerais

Segundo CUNHA, PRADO & RAVIEL (1995) a planície pantaneira, está ocupada por campos de pastagens naturais, plantas invasoras e florestas, estas últimas, geralmente presentes em posições livres da inundação anual.

A principal atividade na planície inundável do Pantanal é a criação de bovinos alicerçada, predominantemente, em pastagens naturais. A agricultura não prospera dentro da planície. A agropecuária, na forma que é desenvolvida dentro do Pantanal, provavelmente seja pouco impactante.

O uso atual de áreas em trechos da faixa de bordadura noroeste do Pantanal, conforme descrições encontradas no Boletim de Pesquisa nº. 17 (EMBRAPA, 1982), no ano de 1981, teve a presença predominante de pastagem mas, podiam ser encontradas também atividades agrícolas que reuniam a cultura do milho, feijão, arroz, mandioca, quiabo e cana-de-açúcar.

Em outros trechos da bordadura do Pantanal, como na área do presente estudo (C₁, C₂), a vegetação primária passou a ser removida progressivamente nas últimas duas décadas (1970-90), permanecendo algo em torno dos 20 % de reserva legal exigido oficialmente. Entretanto, o aumento de invasão de patrimônio público e privado por agressores da lei, e de pressão socio-política dos movimentos da reforma agrária, aceleram a remoção de vegetação primária remanescente, adentrando em reservas legais, inclusive em áreas situadas nas margens do Pantanal, cujos indícios já haviam sido relatados por RIEDER (1995). Estes terrenos de bordadura foram inicialmente utilizados para a agricultura de pequenas propriedades no sistema de manejo A (baixo nível tecnológico). Em média, após 5 anos de safras agrícolas, as roças passam a ser substituídas por pastos cultivados destinados a bovinocultura mista (corte-leite), podendo haver repetição de uso das terras com a sucessão agricultura-pecuária. Entre as

atividades agrícolas instaladas está a cotonicultura (ARANTES *et al.*, 1990; FREIRE *et al.*, 1993; RIEDER, 1994a, b; RIEDER, MORAES & DORES, 1995a), presente há mais de duas décadas na área.

1.2.4.2 - Situação no Alto Pantanal e nas áreas de estudo

1.2.4.2.1 - Geral

Além da agropecuária de subsistência, em geral rudimentar, o garimpo, o desmatamento, o extrativismo de madeira nobre marcaram períodos de intensa ação na Bacia do Alto Pantanal. Destaca-se também o extrativismo da poaia (*Psychotria ipecacuanha* (Brot.) Stokes Rubiaceae), com poder farmacológico emético e amebicida (ASSIS & GIULETTI, 1999), o que despertou grande interesse mercadológico estrangeiro em extrair das raízes deste vegetal dois alcalóides (emetina e a cefelina).

Com os programas especiais para desenvolvimento do Centro-Oeste brasileiro, principalmente a partir da década de 1970, a região experimentou a implantação de seringais, de cafezais, ampliação do cultivo de arroz de sequeiro e de milho como culturas preparatórias de terras para a pecuária. Também ocorreu um surto de desmatamentos para fins de ampliação de áreas com pastagens cultivadas, assim como a introdução da cultura de algodão, da cana-de-açúcar e da soja para fins comerciais, todas fortes consumidoras de insumos químicos.

Entre as atividades agrícolas potencialmente poluidoras, está a cotonicultura, sendo a mesma altamente dependente de pesticidas. Tais lavouras também estavam presentes nas três últimas décadas do século passado (XX) nas borda do Alto Pantanal, como na comunidade do Facão (C₁) e Barra Nova (C₂), município de Cáceres, sudoeste de Mato Grosso, Brasil. Os ecossistemas locais (borda) e a jusante (planície) podem estar sendo alterados aceleradamente com as atividades degradadoras e poluentes praticadas nestas comunidades e à sua montante, conforme alertam AB'SABER (1988) e RESENDE *et al.* (1994).

Pesticidas pulverizados e mobilizados através do ar podem ter destino a outros compartimentos ambientais como o solo ou água (EXTOXNET, 1998 a). Há possibilidade destes poluentes sofrerem mobilização hídrica para posições mais baixas da vertente, inclusive alcançarem à planície Pantaneira. Pesticidas com propriedades físico-químicas favoráveis (persistência, solubilidade) à sua mobilização deve ser objeto de atenção e monitoramento, mesmo que lançados a longas distâncias vertentes acima das bordas do Pantanal. Mas com a abolição do uso de pesticidas clorados na agricultura brasileira desde 1985 os riscos decorrentes devem ter-se reduzido. Pesticidas com meia vida curta no ambiente, dificilmente teriam a chance de serem mobilizados a longas distâncias, mesmo que fossem altamente hidrossolúveis. Mas pesticidas pouco persistentes no ambiente, hidrossolúveis ou não, lançados no período de intensas chuvas, em áreas próximas ao Chaco, podem atingir a planície pantaneira antes que o ingrediente ativo seja degradado. Um estudo efetuado na foz de alguns rios que adentram no Pantanal, entre 2000-2002, revelou que em sedimentos e águas coletadas, havia presença de resíduos de pesticidas fosforados e piretróides da lista dos produtos em uso atual, e também ainda de clorados, usados no passado (NUNES *et al.*, 2002).

Podem ser identificadas atividades de grande, média e pequena abrangência dentro da bacia hidrográfica, que utilizam pesticidas, a montante do Pantanal. Entre as de grande abrangência, lançando pesticidas em extensas áreas, temos a pecuária. Já a sojicultura e a cultura da cana de açúcar estão presentes apenas em algumas sub-bacias hidrográficas do rio Paraguai. A cotonicultura no final do século passado se enquadrava melhor como de média abrangência (devido ao cultivo, com a força familiar braçal, predominante em pequenas propriedades) em

algumas sub-bacias e sub - sub bacias hidrográficas do rio Paraguai.

Mas os anos 90 (Séc. XX) foram de transição. Em que a cotonicultura familiar diminuía (Ex: C_1 e C_2 em Cáceres-MT) e aumentava a altamente motomecanizada de lavouras extensas em outras regiões de MT (Ex: Campo Novo dos Parecis, Sapezal, Campo Verde, Primavera do Leste, Itiquira, Pedra Preta).

A horticultura consome considerável volume de pesticidas, embora exercitada em pequenas áreas, mas distribuída em várias microbacias. O cultivo da videira (uva) e do tomate, p. ex., consomem bastante pesticidas por unidade de área, transformando este item no principal componente do custo de produção.

O programa de combate a vetores de doenças, no serviço de saúde pública, também dissemina considerável quantia de pesticidas no ambiente. Neste serviço, produtos a base de organoclorados ainda estiveram em uso na década de 1990. Pesticidas organofosforados, carbamatos e piretróides também são largamente usados em saúde pública. Além da aplicação doméstica e em fundo de quintais, pesticidas são usados em ambiente extensivo no combate aos transmissores da dengue, malária e da febre amarela. Nestas campanhas os lançam a partir das ruas para dentro das quadras urbanas, estando elas habitadas ou não por qualquer ser. Muitas dúvidas permanecem sobre o saldo de benefícios reais destas campanhas às pessoas e ao meio afetados. Cabe, paralelamente, implementar uma campanha de esclarecimento da população sobre as propriedades e riscos advindos da adoção destes pesticidas pelo serviço de saúde pública.

Também são encontrados garimpos de ouro e diamante ativos ou desativados à montante do Pantanal (Ex: Poconé, Arenópolis, Nortelândia, Alto Paraguai) que perturbam cabeceiras e margens de rios, além do lançamento de metais pesados no ambiente, tal como mercúrio.

Conforme pode ser constatado nas diretrizes e sistemas de produção de arroz, feijão e algodão adotadas em Mato Grosso (EMATER-MT, 1984; EMATER-MT, 1985a e b; EMPAER-MT, 1997), o uso de pesticidas na primeira cultura se dá mais intensamente no período inicial ao ascendente de chuvas, enquanto que para as duas outras culturas a maior demanda por pesticidas começa no período mais intenso e segue até o término das chuvas.

Conforme acompanhamento e observações técnicas efetuadas e as indicações em diretrizes técnicas e sistemas de produção para Mato Grosso e outros registros (EMATER-MT, 1980; EMATER-MT, 1984; EMATER-MT, 1985 b; RIEDER, 1990; RIEDER, 1991; FREIRE *et al.*, 1993; RESENDE *et al.*, 1994; EMPAER-MT, 1997), no período pós 1970 foram utilizados, na bacia hidrográfica que contribui para o Alto Pantanal, numerosos ingredientes ativos de:

- 1) herbicidas (sendo os mais comuns: 2,4,5-T; 2,4,5-D, 2,4-D, picloram, paraquat, diuron, propanil, metribuzina, glifosato, oxadiazon, linuron, atrazina, ametrina, pendimetalin, tiobencarb, trifluralina, metolaclor);
- 2) inseticidas [tendo como os mais comuns, nos grupos seguintes]:
 - organoclorados* – (HCH, DDT, lindano, aldrin, dieldrin, dodecacloro, heptacloro);
 - organoclorofosforados* (clorpirifós, profenofós, triclorfon);
 - organofosforados* (azinfós, diazinon, malation, fentoato, fenitrothion, triazofós, etil e metil paration, acefato, demeton-S-metil, dicrotofós, monocrotofós, dimetoato, disulfoton, ometoato, protoato, vamidotion, metamidofós);
 - carbamatos* (carbaril, carbofuran, metomil, aldicarb);
 - piretróides* (deltametrina, fenvalerato, cipermetrina, permetrina, ciflutrina, betaciflutrina, lambdacihalotrina, zetametrina);

- 3) acaricidas (dicofol, binapacril, abamectin, propargite, diafentiuron) e;
- 4) fungicidas (quintozene -PCNB, captafol, oxicloreto de cobre, benomil, maneb, probineb, triforina, oxicarboxin, triciclazol, kitazin-P, edifenfós, thiran).

Na década de 1990, na cotonicultura regional, os pesticidas mais freqüentemente adotados pertencem ao grupo dos organofosforados (metil paration, metamidofós, monocrotofós) e dos piretróides (deltametrina, cipermeterina, permetrina, ciflutrina, betaciflutrina, lambdacihalotrina), (RIEDER, 1994a e b RIEDER *et al.*, 1995b; RIEDER *et al.*, 1998). Destes produtos usados, o estudo de NUNES *et al.* (2002) confirmou a presença de clorpirifós, DDT e cipermetrina, em sedimentos de fundo coletados no rio Paraguai e na foz de outros que adentram neste.

1.2.4.2.2 - Comunidade rural do Facão (C_1)

Na primeira metade do século XX uma considerável área do Facão estava em uso por atividades agropecuárias que davam sustentação a uma usina de aguardente e açúcar, e às demandas de subsistência das famílias envolvidas. A cana-de-açúcar era a principal cultura. Com a desativação da usina, nas décadas de 1970-80 predominava a pecuária, a qual imprimia desmatamentos crescentes para a ampliação de áreas de pastagens cultivadas. Desde a época de operação da usina até recentemente havia um forte extrativismo local por madeira de lei.

A área de C_1 era rica em aroeira (*Astronium sp.*), preferida para postes.

Com o atual Projeto Facão, no final da década de 1980, a remoção da vegetação nativa foi acelerada, para dar lugar aos interesses do adensamento ocupacional. Em 1999, salvo raras exceções, os lotes não possuíam mais remanescentes da floresta nativa. Havia inclusive uma pressão de remoção da vegetação de áreas consideradas de reserva do entorno do loteamento. A implantação do loteamento acelerou o processo de degradação do solo devido ao uso precário das áreas e da implantação defeituosa de estradas.

RIEDER (1990) demonstrou que a intenção plantios à safra de 1990/91 na colonização do módulo I, quando havia forte credibilidade sobre a viabilização do projeto de irrigação para a comunidade, contemplava vários cultivos de sequeiro além dos irrigados. Na colonização I, na ocasião, 49 % das famílias pretendiam cultivar arroz (*Oryza sativa L.*) e milho (*Zea mays L.*) em condições de sequeiro, em torno de 1 ha por cultura. Ainda, 43 % das famílias tinham intenção de se dedicarem ao cultivo de milho verde irrigado (0,50 ha família⁻¹). Entretanto, o feijão (*Phaseolus vulgaris L.*) seria plantado por 55 % e 92 % das famílias, respectivamente, em sistema de sequeiro (1,18 ha família⁻¹) e irrigado (0,50 ha família⁻¹).

Entre as culturas perenes ou semi-perenes [abacate (*Persea americana Mill.*), abacaxi (*Ananas comosus (L.) Merrill*), ata (*Anona spp.*), banana (*Musa spp.*), caju (*Anacardium occidentale L.*) citros (*Citrus spp.*), coco (*Cocos nucifera L.*), figo (*Ficus carica L.*), jaca (*Artocarpus integrifolia L.*), manga (*Mangifera indica L.*), mamão (*Carica papaya L.*), café (*Coffea arabica L.* e *Coffea canephora*), pimenta do reino (*Piper nigrum L.*)] desejadas ao cultivo pelas famílias da colonização I, as mais freqüentemente requeridas foram citrus (54 %, com 0,79 ha família⁻¹), café (34 %, com 0,25 ha família⁻¹), abacate (29 %, com 0,19 ha família⁻¹), banana (26 %, com 0,32 ha família⁻¹) e abacaxi (20 %, com 0,07 ha família⁻¹).

Entre as plantas olerícolas [abóboras secas e verde (*Cucurbita spp.*), alface (*Lactuca sativa L.*), alho (*Allium sativa L.*), almeirão (*Chicorium spp.*), batata-doce (*Ipomoea batatas Poir*), batatinha (*Solanum tuberosum L.*), beringela (*Solanum spp.*), beterraba (*Beta vulgaris L.*), cebola e cebolinha (*Allium spp.*), cenoura (*Daucus carota*), chuchu (*Sechium edule*), couve (*Brassica oleracea L.*), feijão vagem (*Phaseolus spp.*), jiló (*Solanum spp.*), mandioca (*Manihot utilissima Pohl*), maxixe (*Cucumins anguria*), melancia (*Citrullus vulgaris*), melão (*Cucumins melo*),

nabo (*Brassica napus*), pepino (*Cucumins sativus*), pimentão (*Solanum pseudo capsicum*), quiabo (*Hibiscus esculentus* L.), repolho (*Brassica spp.*), rúcula (*Brassica spp.*), salsa (*Petroselinum sativum*) e tomate (*Lycopersicum esculentum* L.)] as mais requeridas a plantar foram tomate (54 %, com 0,11 ha família⁻¹), repolho (37 %, com 0,11 ha família⁻¹), pimentão (35 %, com 0,12 ha família⁻¹), melancia (29 %, com 0,17 ha família⁻¹), pepino (29 %, com 0,11 ha família⁻¹), cenoura (24 %, com 0,09 ha família⁻¹) e alface (23 %, com 0,09 ha família⁻¹). Tal diversificação, de fato tornaria possível a sustentação econômico-financeira e de subsistência das famílias.

Entretanto, já em 1992 alguns colonos começavam a introduzir a cultura de algodão herbáceo, como uma atividade comercial alternativa, em face do atraso da implantação das estruturas básicas à irrigação. Então, o número de produtores de algodão como as suas áreas plantadas aumentavam a cada ano.

Com o atraso da alocação de água para fins de irrigação na comunidade do Facão, a pressão de sobrevivência básica sobre as famílias se tornaria cada vez mais aguda. Talvez isto tenha sido um dos principais motivos dos desvios ocorridos em relação às intenções iniciais assumidas pelos colonos e da introdução e crescimento da cultura de algodão (altamente dependente de pesticidas químicos) na área. De fato, um estudo realizado por RIEDER (1992) mostra que a área mínima necessária para uma família (5 pessoas) sustentar suas necessidades básicas mínimas, em condições ambientais normais, nas terras da Colonização I do Projeto Facão, devia ser de 6,76 ha quando adotado o sistema de cultivo em sequeiro, isto por curto prazo (2 a 3 anos) de uso das terras.

1.2.4.2.3 - Comunidade de Barra Nova (C₂)

Relatos de moradores antigos indicam que entre a década de 1960-70 a floresta nativa era fortemente explorada em suas madeiras mais nobres. Havia uma presença considerável de louro-preto (*Nectandra mollis*), muito valorizada na época, da qual restam poucos exemplares nos dias atuais. Os relatos mencionados e RIEDER (1995) mostram que, antes da substituição da vegetação nativa por cultivada, havia a ocorrência periódica de queimadas (incêndios florestais) naquela área por ocasião da estação de seca, acarretando efeitos sobre a velocidade de mineralização e reciclagem de nutrientes, taxa de reposição de matéria orgânica, diversidade e população microbiana no solo, assim como poluição do ar por fumaça. Acredita-se que as queimadas tinham efeito sobre a fauna e flora local ressurgente.

Com menores propriedades rurais e substituição da vegetação nativa, C₂ transformava rapidamente a sua paisagem local entre a década de 1960-80. Na década de 1990, a vegetação florestal nativa remanescente era bastante escassa, e em 2004 restavam apenas algumas árvores esparsas no meio de pastagens deixadas em pé por ocasião das derrubadas, e em margens de córregos ou brejos, trechos descontínuos de vegetação remanescente.

Há suspeitas que as condições sanitárias (poluição de cursos e de fontes de água, de entorno de residências, etc.), a qualidade da água (contaminação conseqüentes de atividades antrópicas) e as características físico-químicas do solo (perda de matéria orgânica) tenham se alterado substancialmente nas duas últimas décadas, e no sentido de perda de qualidade de vida e de fragilização do meio.

O acompanhamento dessas comunidades desde os anos de 1970 permite históriá-las. Nos primeiros anos de abertura das áreas as culturas predominantes foram arroz de sequeiro, milho, feijão e mandioca, com pousios posteriores de 5 a 10 anos ou então implantação de pastagens. Moradores locais mencionam que a recuperação da fertilidade de áreas agricultadas requer em torno de 5 anos de uso pecuário. O processo de abertura de suas propriedades foi predominantemente iniciado entre 1971 e 1975 e concluído na década de 80.

Em 1994, em torno de 65 % da área total da comunidade estava ocupada com pastagens cultivadas, 15 % com agricultura e os 20 % restantes incluíam áreas das sedes, capoeiras, várzeas e reservas com mata virgem.

A área média cultivada situava-se entre 1 - 2,5 ha para arroz, 1 - 5 ha para milho, 1 - 2,5 ha para feijão, 2,5 - 5,0 ha para algodão, embora as de cereais foram maiores nos primeiros anos de exploração. Entre 1973 e 1978 havia também cultivo de amendoim em C₂ com área média situada entre 0,5 - 3,5 ha/produtor.

Nos primeiros anos de exploração das áreas as produtividades médias máximas situavam-se entre 2000 - 4200 kg ha⁻¹ para arroz, 1500 - 2700 kg ha⁻¹ para milho, 500 - 1500 kg ha⁻¹ para feijão, 1500 - 2200 kg ha⁻¹ para algodão e 1500 - 3900 kg ha⁻¹ para amendoim. Em 1994 ainda foram observadas produtividades situadas entre 1200 - 4200 kg ha⁻¹ para arroz, 500 - 1500 kg ha⁻¹ para milho, 300 - 500 kg ha⁻¹ para feijão, 900 - 1300 kg ha⁻¹ para algodão.

No que se refere a planos futuros, em 1994, os produtores manifestaram intenção de continuar a cultivar arroz entre 1 - 2,3 ha por família, milho entre 0,5 - 2,5 ha, feijão entre 0,5 - 2,5 ha, enquanto que 75 % dos que cultivavam algodão não tinham ainda decidido se iriam continuar com a atividade, em face da praga do bicudo (*Anthonomus grandis* Boheman 1843) que estava começando a ocorrer nas lavouras. Além disto a cultura de amendoim e de mandioca estava incluída nos planos de 25 - 35 % de famílias da comunidade. Os agricultores, ao pensarem em desistir da cotonicultura tiveram dificuldade em escolher atividades alternativas promissoras àquela e, por isto, requeriam a pesquisa agropecuária ajuda à solução da questão.

A tendência expressada por estas famílias era de se dedicarem preferencialmente à pecuária mista, associada a agricultura subsistencial.

Desde a abertura das áreas das propriedades, o sistema de manejo predominante na comunidade de C₂ foi o "A" (pouca aplicação de tecnologia atualizada, pouco emprego de capital, uso predominante da força braçal). A força de tração mais utilizada era a manual-braçal familiar auxiliada, na maioria das propriedades, pela força animal. Na década de 1990, por volta de 40 % dos agricultores haviam contratado serviços de terceiros tratorizados para a operação do preparo do solo. Nas operações de semeadura/plantio, tratos culturais e colheita, os serviços tratorizados estavam totalmente ausentes. As colheitas eram efetuadas manualmente, fase em que alguns agricultores contratam terceiros para auxiliá-los.

Os produtores não usavam correção e adubação do solo, salvo eventualmente alguns aplicavam adubo foliar. Consideravam que nos primeiros anos (3 - 5) o solo expressava boa fertilidade, decrescendo depois, indicado pela queda de produtividade, em especial, pelas lavouras de algodão e milho. A adoção de sementes melhoradas só ocorria em situações de incentivo. Nas lavouras de algodão utilizavam pesticidas com média de 8 aplicações por safra, mas outrora (1960-80) chegavam a efetuar aplicações semanais. Na década de 1990 realizavam rodízio de uso das áreas, num esquema "agricultura x pastagens-bovinocultura x agricultura". Em torno de 75 % dos agricultores mencionaram que evitavam o uso da queima, sempre que possível, embora seja recomendada para restos culturais da cotonicultura (EMPAER-MT, 1997). Mais de 50 % dos agricultores destinavam restos culturais do arroz, milho, feijão e algodão para os bovinos. Mencionavam que as limitações nas propriedades se enquadram em alguns dos seguintes casos: (a) solo que se desgasta (fertilidade) com poucos anos de uso; (b) solo muito arenoso; (c) perda de fertilidade com o uso agrícola contínuo, em especial com cotonicultura; (d) encharcamento superficial das terras; (e) área da propriedade muito reduzida.

1.2.4.3 – Perfil da cotonicultura

1.2.4.3.1 – Ambiente para o algodão

Todos os solos profundos, bem drenados e que não sejam demasiadamente arenosos prestam-se ao cultivo de algodão (BARUQUI, 1978).

O algodão tem sido cultivado em áreas ecologicamente contrastantes. PURCINO (1982) menciona que em Minas Gerais, lavouras de algodão são encontradas em terras de **Latossolo** Roxo onde a precipitação pluviométrica pode atingir 1000 mm durante o ciclo da cultura e, também, em áreas com **Latossolo** Vermelho Escuro, **Latossolo** Vermelho Amarelo e em Solos Aluviais (**Neossolos**) franco-arenosos situados em clima semi-árido. No período de cultivo de algodão não podem ocorrer geadas, os dias devem ser ensolarados, as chuvas (500-1500 mm) bem distribuídas, mas no final do ciclo deverá ter um período seco bem demarcado; e a temperatura do mês mais quente não deve ser inferior a 22°C enquanto a temperatura média no ciclo da cultura deve ser superior a 20°C (ANTUNES, 1978).

No Brasil, o cultivo de algodão tem se expandido para além das regiões produtoras tradicionais (nordeste, sudeste e sul). Em 1993, os Estados de Rondônia (RO) e de MT já contribuíam com uma parcela importante no cenário nacional (FREIRE *et al.*, 1993). Conforme a EMBRAPA (2003a), a região Centro-Oeste em 1990 cultivava apenas 123.000 ha (8,8 % da área de algodão do país) passando para 479.000 ha cultivados em 2002, correspondendo a 63,0 % do total da área. Destaca-se que deste montante brasileiro, apenas MT abarcou 44 % e 54 %, respectivamente, da área e da produção total.

A fibra do algodão de regiões de tipo climático Awi, no MT, tem sido considerada de excelente qualidade, devido as condições climáticas favoráveis em seu ciclo de cultivo. Na fase vegetativa e de diferenciação floral, geralmente o solo está suprido adequadamente de água diante da demanda da cultura, pois em tal sub-ciclo (janeiro - abril) ocorrem satisfatórias precipitações pluviométricas. Por sua vez na maturação, abertura dos capulhos e colheita (maio-julho), se instala, progressivamente, um período seco (escassas chuvas e com baixa umidade do ar).

No município de Cáceres (MT), nas comunidades C₁ e C₂, há uma considerável variabilidade espacial de solos (Neossolos, Argilossolos e Latossolos) e o tipo climático reinante, conforme a classificação de Köppen, é o Awi. Isto permite iniciar o cultivo no período chuvoso e encerrar a colheita no período seco.

1.2.4.3.2 - O cotonicultor

a) - Aspectos gerais

A cotonicultura familiar era socialmente importante nas comunidades por envolver bastante mão-de-obra (ARANTES *et al.* 1990).

Segundo o IBGE (1982), o IX recenseamento geral do Brasil de 1980 revelou que 54,98 % da população brasileira nata encontrada, naquela ocasião, na microrregião Alto Guaporé/Jauru, eram pessoas não naturais do município em que residiam e, 49,32 % também não eram naturais de MT. Por outro lado, neste período de expansão da cotonicultura, em Cáceres a população ainda era predominantemente natural do próprio município (74,19 %) ou do próprio MT (78,99 %). Contudo um estudo de RIEDER (1983), junto a cotonicultores de Cáceres, na safra 1982/1983, mostrou que, predominantemente, estes agricultores eram natos de algum Estado do Nordeste brasileiro, embora anteriormente a chegada em Cáceres tenham estabelecido um roteiro migratório que passou por São Paulo (SP) e/ou Paraná (PR) e/ou Mato Grosso do Sul (MS).

Conforme dados constantes no Recenseamento Geral do Brasil de 1980 (IBGE, 1982), considerando as pessoas com pelo menos 10 anos de idade, na microrregião Alto Guaporé/Jauru, 74,79 % não possuíam curso completo nem

mesmo o grau elementar, enquanto que no município de Cáceres (*MT*) tal indicador alcançava a cifra de 67,11 %. Na microrregião Alto Guaporé/Jauru, possuíam nível completo (pessoas com 10 ou mais anos de idade), 20,06 %, 3,33 %, 1,34 %, 0,44 % e 0,01 % das pessoas, respectivamente, com os cursos elementar, 1º Grau, 2º Grau, Superior e Mestrado ou Doutorado. Já Cáceres (*MT*) apresentou para a mesma seqüência de cursos, os seguintes percentuais de pessoas com curso completo: 23,48 %, 5,68 %, 2,79 %, 0,88 % e 0,02 %, respectivamente.

O Recenseamento Geral de 1980 no Brasil indicou que o número médio de pessoas por família em *MT* era de 4,75, na Microrregião Alto Guaporé/Jauru de 4,92 e no município de Cáceres era de 4,87 (IBGE, 1982). Dados do Censo Demográfico de 1991 revelam que a média de moradores por domicílio na microrregião do Guaporé e do Município de Cáceres (*MT*) foi, respectivamente, 4,35 e 4,70 no meio rural e, 4,48 e 4,59 no meio urbano (IBGE, 1997).

Conforme a EMPAER-*MT* (1992a e b), em 1992, a diretriz técnica para o algodão em *MT* aglomerava os cotonicultores em duas categorias: (a) os que utilizavam e (b) os que não utilizavam a mecanização motorizada, adubação de plantio, mão-de-obra contratada. A segunda categoria plantava até 5 ha de lavoura

No Brasil, a cotonicultura abrange desde a exploração braçal e familiar até a empresarial altamente tecnificada. Em *MT*, segundo estudos de FREIRE *et al.* (1993), em 94,4 % das lavouras a colheita vinha sendo efetuada manualmente. Entre os cotonicultores, nas safras de 1992/93, 46,1 % desenvolviam a atividade apenas com a mão-de-obra familiar, enquanto 97,56 % dos cotonicultores do sudoeste de *MT*, na safra de 1986/87, utilizavam mão-de-obra familiar (4 ou 5 pessoas/família) nas atividades da cultura do algodão, apesar de 31,70 % contratarem ocasionalmente terceiros (3 ou 4 pessoas/contratante) para auxiliarem no período de maior demanda no serviço (RIEDER, 1990). Conforme a EMBRAPA (2003b), na década de 1990 as regiões cotonicultoras baseadas na agricultura familiar passaram a sofrer impacto negativo no mercado de algodão imposto pela globalização da economia brasileira, havendo, porém a expansão rápida da cotonicultura comercial, como no *MT*, usando tecnologia competitiva com os principais países produtores de algodão. Dados da CONAB (2005) comparam as áreas plantadas (mil ha) e respectivas produtividades (kg/ha) de lavouras de algodão no Brasil (BR) e Mato Grosso (*MT*) nas safras de 2001/1 (BR: 868,4; 2.834; *MT*: 392,0; 3.510), 2001/2 (BR: 747,7; 2.690; *MT*: 312,6; 3.225), 2002/3 (BR: 735,1; 3.010; *MT*: 300,3; 3.570), 2003/4 (BR: 1.100,0; 3.099; *MT*: 438,4; 3.615), 2004/5 (BR: 1.172,4; 2.897; *MT*: 452,6; 3.420).

b) - Caracterização da atividade

Conforme PARO (2000), em 1933, com o uso da variedade Texas, deu-se início a cotonicultura no antigo Estado de Mato Grosso, no município de Três Lagoas (hoje situado no *MS*). Em 1962 a cotonicultura começou instalar sua história no atual estado de Mato Grosso (*MT*), no município de Rondonópolis e vizinhanças, cuja produção abastecia indústrias de *SP*.

FREIRE *et al.* (1993) revela que em *MT* no ano de 1993, aproximadamente 1/3 dos cotonicultores tinham propriedades com áreas superiores a 100 ha, enquanto em outras regiões do Brasil (*PR*, Nordeste) o cultivo de algodão predominava em minifúndios. Em 1993, 71,15 %, 14,74 % e 14,10 % da área cultivada de algodão estavam distribuídas, respectivamente, em áreas pequenas (1-20 ha), medianas (21-100 ha) e grandes (> 100 ha). Entretanto, houve indicação, a partir de 1986, de redução na proporção de pequenos produtores e aumento de médios e grandes agricultores.

Dois terços dos cotonicultores de *MT*, em 1993, eram proprietários das

terras em que estavam suas lavouras (FREIRE *et al.*, 1993).

Os mesmos autores revelam a maioria dos cotonicultores em *MT*, em 1993, se dedicava também ao cultivo de arroz, milho e feijão.

No ano de 1993, segundo FREIRE *et al.* (1993), na cotonicultura de *MT*, apenas em torno de 25 % dos agricultores cultivavam algodão há mais de 7 anos, mas, em 1996 (EMBRAPA, 1997) esse contingente passou para 36,2 %.

As áreas médias cultivadas de algodão por cotonicultor, no sudoeste de *MT*, foram de 6,17 ha e de 4,89 ha, respectivamente, nas safras de 1985/86 (RIEDER, 1986) e de 1986/87 (RIEDER, 1990). ARANTES *et al.* (1990) mencionam que no sudoeste de *MT* predomina o minifúndio com pequenas lavouras de algodão que, em sua maioria, situavam-se entre 1 e 10 ha. Um levantamento efetuado junto a nove localidades do município de Cáceres (*MT*) mostrou que a área média das lavouras de algodão variou pouco entre as três safras de 1992-94, situando-se em torno de 4,438 ha agricultor⁻¹, embora houvesse incremento do total de área plantada no município na seqüência daqueles anos (RIEDER, 1994b). Mas nos anos de 1990 o quadro da cotonicultura no *MT* experimentou rápidas e profundas mudanças em que o modelo da cotonicultura baseada em pequenas áreas conduzida pela força familiar foi se extinguindo a favor do cultivo de grandes áreas e altamente tecnificadas, migrando inclusive de municípios e regiões deste estado. Ao longo do desenvolvimento deste trabalho isto ficará mais bem caracterizado. CRUZ & CARVALHO (2004), com base em estudos do Ministério da Agricultura do Brasil, mostram a evolução do mercado brasileiro de algodão, em que as áreas plantadas entre as safras 2002/03 e 2007/08 podem ascender de 735 mil para 1597 mil ha.

1.2.4.3.3 - Pesticidas adotados

A cotonicultura consome altos volumes de pesticidas. Além do tratamento curativo, alguns agricultores adotavam o preventivo, o que aumentava os custos e a probabilidade de intoxicações (PASSOS, CANÉCHIO FILHO & JOSÉ, 1973). As aplicações preventivas ainda foram encontradas nas duas últimas décadas (RIEDER, 1983; RIEDER, 1991). Em *SP*, no início da década de 1970, eram recomendados mais os pesticidas sistêmicos, via líquida, para pragas sugadoras [pulgão (*Aphis gossypii* Glover, 1876, e *Myzus persicae* Sulzer, 1776), trips (*Thrips tabaci* Lind. 1888 e *Frankliniella* sp.)], os clorados, em polvilhamento, para ácaros e broca da raiz (*Eutinobothrus brasiliensis* Hambl., 1937), clorados, por via líquida para pragas mastigadores, fosforados não sistêmicos para combate do curuquerê (*Alabama argillacea* Huebn., 1818) (PASSOS *et al.*, 1973).

As diretrizes técnicas de algodão para *MT*, editadas entre 1977 e 1985, apresentavam pesticidas clorados, clorofosforados, fosforados, carbamatos, dinitrocompostos, derivados do fenoxiciclo hexil-base sulfeto, fisiológicos, biológicos e piretróides, recomendados por fase e/ou tipo de pragas. Mas, na segunda metade do ciclo da cultura, eram usadas, em polvilhamento, preferencialmente, misturas de clorados e fosforados ou carbamatos e, na primeira metade do ciclo da cultura podiam ser usadas fosforados de contato ou sistêmicos mas acrescidos de algum clorado, solução líquida (RIEDER, 1990).

No sudoeste de *MT*, safra 1986/87, a permanência do uso dos clorados era pequena (por estarem proibidos), mas, os pesticidas fosforados sistêmicos e não sistêmicos eram os mais freqüentemente usados, acompanhados de perto por pesticidas do grupo dos piretróides (RIEDER, 1990).

No início da década de 1970 a lista de pesticidas recomendados para controle de pragas de algodão era enorme, entre os quais estava citado o endrin, EPN, malix, thiodan, canfeno clorado, (PASSOS *et al.*, 1973).

No Manual de Entomologia - versão de 1978 (GALLO *et al.*, 1978), os

pesticidas recomendados para controle das pragas também apareciam relacionados conforme a fase de incidência e o tipo de pragas. Havia também no mercado o produto microbiano a base de *Bacillus thuringiensis* para pulverização contra lagartas, podendo ser usado em alternância com os químicos.

Quando os clorados ainda não estavam proibidos (antes de 2/9/1985 – Port. 329 -Ministério da Agricultura do Brasil), o HCH, DDT, endrin e aldrin eram intensamente utilizados, principalmente compondo misturas comerciais com produtos de outros grupos químicos (Ex: fosforados - metil paration). Entretanto, agricultores também faziam misturas de vários produtos comerciais, no âmbito de sua propriedade. Este hábito de misturarem foi constatado ao longo dos tempos de acompanhamento da atividade (RIEDER, 1983; RIEDER, 1990; RIEDER, 1994 b).

Um dos produtos fosforados mais largamente usados no tempo e no espaço, na atividade cotonícola da borda do Pantanal, tem sido o metil paration (*MP*). O mesmo está presente, em quase todos os estudos de qualquer lugar e época, sendo apontado como um dos mais usados, o que é confirmado no trabalho de ARANTES *et al.*, (1990). Em média, a demanda de consumo (em toneladas) do ingrediente ativo de *MP* no Brasil (BR) e no Mato Grosso (*MT*), entre os anos de 2000-2004 continuou a crescer (2000 - BR: 695,385; *MT*: 36,256; 2001 - BR: 1.112,242; *MT*: 56,235; 2002 - BR: 873,366; *MT*: 32,645; 2003 - BR: 975,381; *MT*: 66,533; 2004 - BR: 2.656,507; *MT*: 482,791) conforme JANNUZZI (2005).

Entretanto, nos Estados Unidos da América do Norte (EUA) a Agência de Proteção do Meio Ambiente (EPA) cancelou, em 2 de agosto de 1999, o uso de produtos a base de *MP* para várias culturas, embora não para algodão e, restringiu sua aplicação por pulverizações aéreas extensas (EPA, 1999).

A proibição dos organoclorados levou comunidades cotonícolas tradicionais (C_2), a usarem piretróides com maior frequência e intensidade.

Na comunidade C_1 os produtos mais usados pertenciam aos grupos organo sintéticos fosforados e piretróides. Mas, mesmo na década de 1990, foram encontrados pesticidas clorados, embora proibidos, ainda em uso em algumas comunidades da borda do Pantanal (RIEDER, 1994b).

Segundo FREIRE *et al.* (1993), no *MT*, nas lavouras de algodão da safra de 1992/93, os seis pesticidas mais frequentemente usados foram metamidofós (31,94 % das menções), deltametrina (12,25 %), monocrotofós (11,34 %), cipermetrina (8,66 %), metil paration (8,06 %) e profenofós (1,49 %).

1.2.4.3.4 - Implantação da lavoura e procedimentos fitossanitários

a) - Época de plantio

Devido a variabilidade das condições climáticas, somente a experimentação por vários anos pode indicar a melhor época de plantio e, a observância desta oferece maior possibilidade de êxito diante de variações de clima a que está sujeita a lavoura (PASSOS *et al.* 1973). Atrasos nos plantios infestam mais com pragas tardias implicando em sérios danos para a cultura e, induzindo um maior número de controles fitossanitários, resultando em aumento do custo da produção (LACA-BUENDIA & ALVES-FARIAS, 1978) e dos riscos à saúde do homem e do ambiente. A não observância da melhor época de plantio também pode comprometer a qualidade da produção e a produtividade (perda de até 60 % da produção), mas a antecipação da implantação das lavouras pode resultar numa maior incidência de pragas, conforme menções de LACA-BUENDIA & ALVES-FARIAS (1982). As épocas de plantio variam com as condições climáticas, de solo, e com o material genético específico em questão. Para as condições de *MT* e para o material genético disponível e usado no começo da década de 1990, as épocas de plantio recomendadas, segundo microrregiões homogêneas, eram: (a) região

Amazônica e Cáceres, de 07/01 a 28/02 (tolerância até 15/3); (b) região Sul e Sudoeste, de 20/12 a 10/02 (tolerância até 25/02); (c) região Médio Norte, de 01/12 a 30/01 (tolerância até 15/03 quando se trata de plantios em sucessão), (EMPAER-MT, 1992a e b). Um diagnóstico sobre o que caracteriza o cotonicultor de MT, na safra de 1992/93, revelou que a maior concentração dos plantios ocorreu nos meses de janeiro (47,00 %) e fevereiro (39,50 %) mas, houve os que plantaram em dezembro (4,50 %), março (8,50 %) e abril (0,5 %) (FREIRE *et al.*, 1993). No sudoeste de MT, na safra de 1985/86, as preferências dos agricultores para implantar as lavouras foram os meses de dezembro (5,17 %), janeiro (41,38 %), fevereiro (44,88 %), março (6,89 %) e abril (1,72 %) (RIEDER, 1986).

b) - Escolha e aquisição de pesticidas

Na cotonicultura de Cáceres no ano de 1983, os vendedores eram os principais definidores para o agricultor (61,36 %) sobre os produtos pesticidas que deveria comprar, mas 15,90 % baseavam-se em experiências anteriores, 9,09 % seguiam o aconselhamento de vizinhos e, apenas 13,63 % procuravam orientação de técnicos da área de defesa sanitária vegetal e, além disto, 95 % dos produtores adquiriam os pesticidas no comércio de intermediários e apenas os 5 % restantes compravam no comércio regularmente instalado na região (RIEDER, 1991).

A EMPAER-MT (1992b) menciona alguns fatores a considerar para a escolha de pesticidas, tais como, eficiência, toxicidade, seletividade, período de carência, poder residual, método de aplicação, formulação, preço e o produto deve ser indicado por um profissional habilitado, através de receituário agrônomo.

c) - Início dos tratamentos com pesticidas

As Normas Técnicas de Algodão para a Região de Dourados (EMATER-MT, 1977) recomendavam a primeira aplicação quando a lavoura tivesse 20 a 30 dias, com pesticida fosforado de contato (líquido ou em pó).

Na concepção de manejo integrado de pragas só deve haver intervenção quando o controle natural não é suficiente para manter a população da praga abaixo do nível de dano econômico e, portanto, a necessidade da aplicação de algum método de controle é sinalizada quando a praga começa a ocasionar prejuízos ou danos econômicos (FERREIRA, 1982). Isto requer vigilância permanente. Para o manejo integrado de pragas, a EMPAER-MT (1992a e b) apresenta um calendário de amostragem de pragas, alertando que os trips, são precoces, e assim devem ser acompanhados até 20 dias.

No caso de pragas iniciais, como infestação por broca da raiz (*Eutinobothrus brasiliensis* Hambl., 1937), a diretriz técnica da EMATER-MT (1988), recomenda que a primeira aplicação de pesticida deve ocorrer aos 10 dias quando as sementes usadas não estiveram tratadas, caso contrário aos 20 dias é feita a primeira aplicação de um pesticida de contato.

No sudoeste de MT, safra 1986/87, foi constatado que alguns agricultores iniciavam a aplicação de pesticidas 20 dias pós-plantio (RIEDER, 1990).

d) - Doses e misturas de pesticidas usadas nos tratamentos

Os dados sobre dose de pesticida a usar podem ser encontrados em várias fontes (Inf. Agropec., 1979a e b; SALAZAR CAVERO, 1982; ANDREI, 1996; Instruções do fabricante) e, também, em outras direcionadas, como Informes ou Diretrizes Técnicas de Algodão (EMATER-MT, 1977; Inf. Agropec., 1982; EMATER-MT, 1983b; EMATER-MT, 1985b; EMATER-MT, 1988; EMPAER-MT, 1992a; EMPAER-MT, 1992b; EMBRAPA, 2003a).

A dose a usar pode depender de fatores relacionados ao produto pesticida, às condições ambientais, às pragas e a planta alvo. Por exemplo, para a

cultura de algodão, o pesticida metil paration (*MP*), representado pelo Folidol 600 CE, é indicado nas dosagens de 270-350 mL ha⁻¹ quando se trata de alvejar as pragas iniciais como pulgão (*Aphis gossypii*) e trips (*Thrips tabaci*, *Selenothrips rubrocinctus*, *Frankliniella spp*), 500 mL ha⁻¹ para a broca (*Eutinobothrus brasiliensis*), 450-675 mL ha⁻¹ para o ácaro vermelho (*Tetranychus ludeni*), percevejos (*Horcias nobilellus*, *Dysdercus spp*) e curuquerê (*Alabama argillacea*), 800 mL ha⁻¹ para o bicudo (*Anthonomus grandis*) e de 750-1000 mL ha⁻¹ para a lagarta da maçã (*Heliothis virescens*), (ANDREI, 1996). Considera-se que o consumo médio de calda.ha⁻¹ seja de 400 L. Dados de SALAZAR CAVERO, GUERRA & SILVEIRA (1976) mostram que o Folidol 600 CE, recomendado para controle de pragas do algodão, é de 12-30 mL do produto (20 L de água)⁻¹.

Na safra de 1986/87 no sudoeste de *MT*, foi constatada que 19,50 % dos agricultores abordados usavam super dosagem do produto Decis, 4,87 % de Folidol 600, 4,87 % de Arrivo, 2,43 % de Rodhiatox mas, o Endrex era usado em subdosagens por 2,43 % dos cotonicultores (RIEDER, 1990). Sub e super dosagens também estiveram em uso na safra 1982/83 na área de algodão de Cáceres -*MT* (RIEDER, 1991). Um estudo de RIEDER (1994b), junto a nove comunidades de Cáceres (*MT*), com base em três safras de algodão de 1992-94, revelou que 41,64 % das doses usadas eram constituídas exatamente de 50 mL de pesticida (20 L de água)⁻¹, sendo ela a mais freqüentemente usada e, curiosamente, coincidia com a capacidade volumétrica máxima do dosador do produto comercial que o acompanha.

No sudoeste de *MT* havia um hábito quase que comum entre os agricultores de misturarem produtos no preparo da calda para, em seguida, aplicarem nas lavouras. Em Cáceres, safra de 1982/83 de algodão, foi observada misturas de até quatro produtos pesticidas numa mesma calda (RIEDER, 1991), e na safra 1986/87, os agricultores continuavam a usar caldas mistas de dois ou mais produtos comerciais de pesticidas (RIEDER, 1990). Em sete comunidades de Cáceres, na safra de 1993/94, 43,20 % da área cultivada de algodão foi submetida a aplicações com caldas de misturas de dois ou mais produtos pesticidas efetuadas pelo agricultor. Isto envolvia 51,94 % das lavouras e absorvia 30,61 % de todo volume de pesticidas usados na safra (RIEDER, 1994b). Os agricultores justificavam este procedimento, dizendo que: "(a) os pesticidas individualmente não estariam produzindo o efeito desejado, por serem *muito fracos* (expressão do agricultor); (b) para poder combater todo o tipo de praga existente através de uma mesma aplicação, e assim não precisar gastar mais serviço e se expor desnecessariamente aos pesticidas; (c) por ter aprendido assim e sempre deu certo".

De fato, na década de 1970, documentos técnicos mencionavam o uso de mistura de pesticidas para controle de pragas em lavouras de algodão, em que apareciam produtos compostos de pesticidas fosforados e mais clorados e/ou carbamatos (PASSOS *et al.*, 1973; EMATER-MT, 1977).

Mas devido aos altos riscos que isto acarretava no campo não é mais permitido efetuar misturas. Pode-se dizer que a legislação brasileira sobre pesticidas avançou bastante nas três últimas décadas, conforme verificável em GELMINI (1991), BRASIL (2002), BRASIL (2005).

e) - As opções de pesticidas por fase da cultura

Algumas pragas são típicas de determinada fase da cultura. A diretriz técnica para algodão em *MT* (EMPAER-MT, 1992b), indica para o algodão um período do ciclo da planta de maior ocorrência de pragas, reforçando a adoção do manejo integrado destas. No início do ciclo do algodão deve ser efetuada uma avaliação criteriosa para indicar a necessidade de intervenção com pesticidas para o controle de pragas e, constatada a necessidade, para a escolha dos pesticidas deve

se considerar também a proteção dos inimigos naturais.

Segundo a EMPAER-MT (1992b), o uso indiscriminado de pesticidas na fase inicial pode afetar drasticamente a ação dos inimigos naturais e, por isto, deve-se começar com pesticidas relativos, de curto período residual e não requerer 100 % de controle. Com isto se mantém o alimento à atração dos inimigos naturais.

Nos anos de 1970 ainda havia a recomendação do uso mais drástico de pesticidas na cotonicultura, em que eram indicados: aos 20-30 dias, a aplicação de fosforados de contato (líquido ou pó); na seqüência (40-45 dias), sistêmicos e fosforados de contato (líquidos); depois (55-65 dias ou 70-80 dias), o monocrotofós mais clorados (líquido); e após (85-95; 100-105; 110-120; 125-135 dias), aplicações de DDT misturado ao paration ou a um carbamato (Pó), (EMATER-MT, 1977).

Um diagnóstico da situação cotonícola no sudoeste de MT, referenciando a safra de 1985/86 revelou que 98,27 % dos cotonicultores compravam os pesticidas de intermediários sem recorrer ao receituário agrônômico (RIEDER, 1986), enquanto que na safra seguinte tal condição ainda envolvia mais de 90 % de agricultores (RIEDER, 1990).

f) - Encerramento dos tratamentos fitossanitários

No antigo Estado de Mato Grosso, em 1977, era recomendado que a última aplicação de pesticida fosse realizada entre 125-135 dias de idade da lavoura, polvilhando com “DDT mais paration ou com um carbamato” (EMATER-MT, 1977).

O calendário de amostragem no manejo integrado de pragas (MIP), para as tardias estabelecia que fossem realizadas até os 120 dias, caso da lagarta rosada (*Pectinophora gossypiella* Saund., 1844), ácaros (*Tetranychus urticae* Koch, 1836; *Polyphagotarsonemus latus* Banks, 1904; *Tetranychus ludeni* Zacher, 1913) e percevejos (*Horcias nobilellus* Berg., 1883 e *Dysdercus spp*), e para o curuquerê (*Alabama argillacea* Hubner, 1918) até o final da cultura (EMPAER-MT, 1992 b).

Na década de 1980, no sudoeste de MT, as aplicações de pesticidas se estendiam até meados da colheita da lavoura (120-150 dias) (RIEDER, 1990).

g) - Frequência e número total de aplicações

PASSOS *et al.* (1973), com referência aos procedimentos vigentes na década de 1970, mencionam que, além do combate curativo, era adotado o controle preventivo de pragas em lavouras de algodão. Esta combinação elevava o número de tratamentos com pesticidas em 12 e até 15 vezes durante uma safra.

Segundo FERREIRA (1982), se aplicado corretamente o conceito de manejo integrado de pragas (MIP: *conjunto de medidas que protegem e estimulam os inimigos naturais de pragas, com o uso de inseticidas seletivos e somente quando o controle natural não é suficiente para manter a população da praga abaixo do nível de dano econômico*), o cotonicultor consegue reduzir em mais de 50 % o número de aplicações de pesticidas, diminuindo custos de produção e os riscos de deterioração da saúde do homem e do ambiente.

As normas técnicas de algodão para a região de Dourados, na segunda metade da década de 1970, recomendavam a realização de oito aplicações de pesticidas no ciclo completo da cultura (EMATER-MT, 1977).

Em Cáceres (MT), safra de 1982/83, houve o uso de um número muito elevado de aplicações de pesticidas no ciclo completo da lavoura, em que 5,25 % dos lavoureiros usavam mais de 20 aplicações, 34,20 % mais de 15, 68,41 % mais de 10 e, 97,35 % efetuavam mais de 5 tratamentos com pesticidas (RIEDER, 1991).

No sudoeste de MT, um estudo da safra de 1985/86 de algodão mostrou que 62 % dos cotonicultores usaram entre duas a cinco aplicações de pesticidas, 31 % entre seis a oito tratamentos e 7 % adotaram nove ou mais aplicações de pesticidas no ciclo completo da cultura, sendo que esta variabilidade

reforça que o número de aplicações é induzido pela freqüência e a intensidade de pragas, inseticida usado, condições climáticas e grau de conhecimento do cotonicultor, em relação à cultura e pragas (ARANTES *et al.*, 1990). Na mesma safra e região outro estudo indicava 80 % dos cotonicultores usando entre três a cinco aplicações, enquanto os demais 20 % usavam entre seis até onze tratamentos (RIEDER, 1986). Na safra seguinte (1986/87), na mesma região, em torno de 2/3 dos cotonicultores usavam até cinco aplicações de pesticidas no ciclo da lavoura mas, por volta de 5 % adotavam mais que 10 tratamentos (RIEDER, 1990).

No MT, safra de 1993 houve 59,09 % de cotonicultores usando de duas até cinco aplicações de pesticidas no ciclo completo da lavoura, mas 36,36 % usavam de 6 a 8 e 5,55 % mais de nove aplicações (FREIRE *et al.*, 1993).

A média de aplicações de pesticidas no ciclo das lavouras de algodão no sudoeste de MT mostrou um decréscimo entre 1982 e 1987, embora a amplitude dos casos encontrados fosse bastante larga (>20) (RIEDER, 1990; RIEDER, 1991).

O ideal seria ocorrerem menos de cinco aplicações no ciclo completo. PESSANHA (1982) cita que a redução de aplicações diminuiria os riscos de contaminação ambiental, à saúde das pessoas, além de reduzir custos de produção.

Em Cáceres, no período de tratamento do algodão, as aplicações de pesticidas repetiam-se, mais freqüentemente, entre 7-15 dias (RIEDER, 1990).

Os números distintos de aplicações entre localidades e safras podem ter sido induzidos por múltiplas razões.

h) - Volume de pesticidas usados

Vários fatores alheios ao agricultor, definidos por terceiros, contribuem para estabelecer o volume de pesticidas aplicados numa lavoura de algodão (RIEDER, 1994b). Influem também a prática adotada pelo aplicador, tipo de produto, dosagem e número de tratamentos, momento, habilidade, hábito do mesmo, além das condições ambientais reinantes (ARANTES *et al.*, 1990).

Conforme RIEDER (1994b), em nove localidades de Cáceres (MT), safra de 1993/94, foi verificado que os quatro pesticidas (entre treze) aplicados em maior volume foram o lambdacihalotrina, metil paration (MP), metamidofós e o monocrotofós. O volume médio consumido, dos produtos comerciais dos pesticidas usados naquela safra, foi de 2,0345 litros.ha⁻¹, o que representou um consumo de 9,09 litros por cotonicultor. Porém, as referências consultadas, não permitiram esclarecer se este volume para mesmos produtos e de princípios ativos era maior ou não em relação a períodos pretéritos. Mas em face da crescente ocorrência da praga do bicudo, a expectativa era de aumentar o volume de pesticidas gastos por unidade de área plantada com algodão nas safras posteriores a 1994.

1.2.4.3.5 - Aspectos gerais da cotonicultura na região de Cáceres (MT)

Para o agricultor os pesticidas são identificados como *venenos*. Alguns também os denominam de *remédios para plantas*. Estas denominações não são específicas em Cáceres (MT), sendo encontradas no sul ao centro-norte brasileiro.

Segundo NASCENTES (1988), veneno é sinônimo de tóxico (do grego: *toxikón*, pelo latim: *toxicum ou venenum*). O dicionário do autor citado define veneno como *substância, de origem vegetal, animal ou mineral, a qual, ingerida ou aplicada exteriormente, sendo absorvida, é capaz de alterar ou destruir as funções vitais; todo e qualquer elemento de infecção ou corrupção moral*.

Registros de DEBARBA & RIEDER (1974) e HULLMAN & RIEDER (1974) indicavam que na primeira metade da década de 1970, no município de Cáceres (MT), a cotonicultura herbácea já estava introduzida. No ano de 1975, a cultura do algodão já tinha uma posição destacada na economia regional (Municípios de Cáceres e de Mato Grosso - hoje Vila Bela da Santíssima Trindade)

(CANELLAS, 1976). Entretanto, nesta época os materiais, instrumentais e insumos necessários (inclusive pesticidas) ao cultivo eram fornecidos por um sistema de crédito informal (Caderneta de anotações dos fornecimentos para descontar com a produção) intermediado comercialmente para agentes de outros Estados (Ex: *SP*). O comprador do produto final (pluma de algodão em caroço) era o mesmo que fornecia os insumos ao cultivo. Na época não existia agroindústria na região para desencarroçamento e processamento do algodão. Desta forma, a margem de benefício regional ou local com esta atividade, era muito pequena e, talvez, num cômputo mais amplo, até negativa, se incluíssemos os impactos na saúde e no ambiente com a atividade usuária de pesticidas (na época, volumes altos de produtos organoclorados eram usados: DDT, HCH, lindano, aldrin, dieldrin, entre outros). Este quadro relatado acontecia também em localidades muito próximas à linha limítrofe da planície pantaneira (borda do Pantanal), tal como nas comunidades rurais de Caiçara, Caramujo, Pé de Anta, Cem Alqueires, Santa Luzia, Itiquira, Santa Rita, Barreirão, Curvelândia, Nova Limeira, Vila Nova, Barra Nova (*C₂*) e outras. A cotonicultura herbácea, altamente dependente de pesticidas (RESENDE *et al.*, 1994), foi a atividade agrícola comercial mais persistente desde a década de 1970, também em *C₂* do presente estudo (RIEDER, 1983; ARANTES *et al.*, 1990; RIEDER, 1995), e na faixa de bordadura norte-pantaneira (RIEDER *et al.*, 1995a), executada nos limites proporcionados pela força braçal familiar, auxiliada, às vezes, pela tração animal e, raramente envolvendo a motomecanização (RIEDER, 1990).

Antes de meados da década de 1980, os produtos mais usados para combate de pragas na cotonicultura do sudoeste de *MT*, Bacia do Alto Pantanal, eram constituídos por pesticidas das classes químicas dos organoclorados, clorofosforados, fosforados e carbamatos (RIEDER, 1983).

Por imposição da legislação brasileira concernente à pesticidas, associado às ofertas dos avanços tecnológicos pertinentes, o perfil de uso das classes mudou na década de 90. Houve uma expressiva incorporação de vários produtos pesticidas do grupo dos piretróides sintéticos, em substituição dos clorados principalmente, embora continuem usando consideráveis quantias de pesticidas fosforados (RIEDER, 1994b; RIEDER, MORAES & DORES, 1995b).

As lavouras de algodão no sudoeste de *MT*, em trechos das Bordas do Pantanal eram implantadas no período chuvoso e permaneciam até o auge do período seco. Os cultivos eram anuais e, normalmente, os plantios iniciavam em janeiro e as colheitas se encerravam em agosto. Os lançamentos de pesticidas no ambiente acompanham os anos de cultivo de algodão e as aplicações repetem-se durante o ciclo das lavouras.

Estudos que comentam o preparo do agricultor ou operador de pesticidas às aplicações nas lavouras de algodão indicam a ausência generalizada de treinamentos específicos para a habilitação de pessoal a tal tarefa, salvo poucos casos de orientações não sistemáticas e raras palestras sobre o tema. Os estudos ainda mencionam um elevado índice de analfabetos entre os aplicadores de pesticidas (RIEDER, 1990; RIEDER, 1991 e RIEDER, MORAES & DORES, 1996).

SEÇÃO 1 (S₁) - ESTUDO DE CAMPO
ASPECTOS DA RELAÇÃO *HOMEM-PESTICIDA-AMBIENTE (H-P-A)*
NA BORDA NOROESTE DO PANTANAL DE MATO GROSSO

CAPITULO 2 - MATERIAL E MÉTODOS DA SEÇÃO 1

Esta parte envolve um estudo de múltiplos aspectos e, conseqüentemente, utiliza vários recursos materiais e metodológicos à sua execução, conforme descritos a seguir.

2.1 - RETRATO COTONÍCOLA DE MATO GROSSO

Para apresentar um retrato da mobilidade no território mato-grossense, ao longo do tempo, das maiores somas municipais de área plantada de algodão por safra e dos produtos químicos preferenciais nela aplicados, recorreu-se a várias fontes de dados e informações, tais como: publicações, relatórios e historizações escritas e verbalizadas, disponibilizadas por órgãos afins (EMATER-MT, EMPA, EMPAER-MR, UFMT, EMBRAPA, CONSULTORIA GUERRA) comentadas por seus profissionais. Utilizaram-se também a própria experiência e os apontamentos efetuados ao longo da atuação no PROJETO RONDON-CAMPUS AVANÇADO (1974-1979), EMATER-MT (1979-1990), EMPAER-MT (desde 1990) e UNEMAT (desde 1981) em MT.

2.2 - COMUNIDADES OBJETO DE ESTUDO ESPECÍFICO

Foram selecionadas duas comunidades (Facção – C_1 , Barra Nova – C_2): dedicadas, entre outras, à atividade cotonícola utilizando predominante o sistema de *manejo A*; constituídas de, pelo menos, 30 famílias de pequenos ou mini agricultores; assistidas pelo mesmo serviço oficial de pesquisa, assistência e extensão rural; localizadas no mesmo município (Cáceres) e às bordas do Alto Pantanal, uma em microbacia da margem esquerda do rio Paraguai (C_1) e a outra na margem direita (C_2), com suas lavouras distribuídas em vertentes de talude estreito (<5 km) em relação ao curso de água afluente direto do rio Paraguai; e utilizarem poços de água para consumo doméstico.

2.3 - LOCALIZAÇÃO DAS COMUNIDADES

A primeira, C_1 (57° 39' 20" e 57° 36' 50" Long. W. Gr.; 16° 11' 20" e 16° 09' 00" Lat. Sul) e a segunda, C_2 (57° 50' 00" e 58° 00' 00" Long. W. Gr.; 15° 50' 00" e 16° 00' 00" Lat. Sul), estão inseridas na faixa de bordadura do Alto Pantanal, município de Cáceres, sudoeste do Estado de MT (Fig. 2.1 e 2.2). As áreas de interesse específico foram as constituídas de lavouras de algodão.

2.4 - UNIVERSO E POPULAÇÃO

2.4.1 - Universo

Conjunto dos estabelecimentos ou unidades de Barra Nova (C_2) e do Facção (C_1) que cultivavam algodão no período considerado.

2.4.2 - População do período restrito

2.4.2.1 - Atores (cottonicultor e família)

- Comunidades C_1 e C_2 , respectivamente, com 52 e 48 atores estudados.
- Seis safras (1992-97): envolveram-se 100 atores, havendo nos anos de 1992, 1993, 1994, 1995, 1996 e 1997, respectivamente, 37, 47, 60, 73, 49 e 36 atores.
- Persistiram em 1, 2, 3, 4, 5 e 6 safras, respectivamente, 31 (C_1 : 20, C_2 :11), 15 (C_1 : 11, C_2 :4), 15 (C_1 : 11, C_2 :4); 12 (C_1 : 4, C_2 :8); 15 (C_1 : 4, C_2 :11) e 12 atores (C_1 : 0, C_2 :12).

O estudo apresentou variabilidade temporal de atores e de lavouras envolvidas na atividade cotonícola.



FIGURA 2.1. – Localização da área de estudo no continente sul-americano

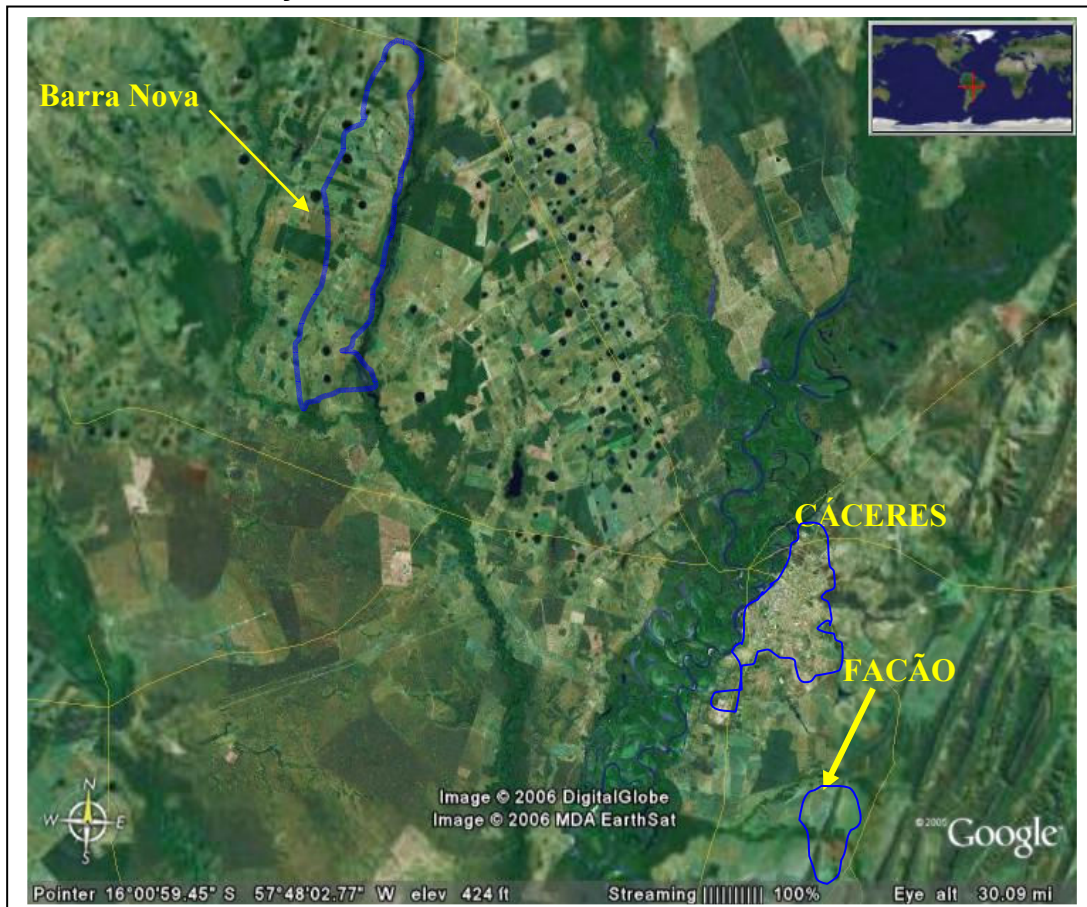


FIGURA 2.2 – Localização das comunidades de estudo (Facão e Barra Nova) no Alto Pantanal, Cáceres, Mato Grosso, Brasil.

2.4.2.2 - Lavouras (Ambiente interativo)

- Nas duas comunidades e no período estudado (1992-97) foram envolvidas 302 lavouras (C_1 : 113; C_2 :189) cultivadas pelas 100 famílias (atores);
- Nas safras de 1992, 1993, 1994, 1995, 1996 e 1997 foram estudadas, respectivamente, 37, 47, 60, 73, 49 e 36 lavouras.

2.4.2.3 - Adoções de produtos pesticidas

- Nas 2 comunidades, nas 6 safras, nas 302 lavouras desenvolvidas, os 100 atores adotaram 831 vezes produtos pesticidas (C_1 : 319; C_2 : 512). Cada adoção representa o uso de determinado produto pesticida em uma safra. Produtos de mesmo nome podem ter sido adquiridos e utilizados em outras safras ou em outras lavouras ou por outros agricultores, o que se constituía em uma adoção considerada distinta.
- Nas safras de 1992, 1993, 1994, 1995, 1996 e 1997 foram constatadas, respectivamente, 91, 116, 171, 212, 141, e 101 adoções de produtos pesticidas.

2.5 - PERÍODO DO ESTUDO

- Restrito: 1992-97 (Estudo das relações *H-P-A* em seis safras de algodão herbáceo);
- Amplo: 1976-2003 (monitoramento da cotonicultura em C_1 e C_2 , e de modo genérico no *MT*).

2.6 - MÉTODO APLICADO À COLETA DE DADOS

O estudo nas comunidades (C_1 , C_2) utilizou-se da metodologia descrita em MINAYO (1994), por **entrevista e observação** (com um roteiro guia básico e questionário semi-estruturado, conforme Quadro 1.1 no Apêndice), incluindo a :

Observação Participante ou **Observador-como-Participante** [*Investigação científica com o observador presente numa situação, face a face com os observados, participando na vida deles, no seu cenário cultural, colhendo dados; sendo uma observação quase que formal, em curto espaço de tempo, empregada como estratégia complementar ao uso das entrevistas. A aplicação do método esteve centrado em três fatores e suas interações (H-P-A), efetuando-se o reconhecimento *in loco*, no contexto doméstico e de lavouras, as relações, procedimentos e outros*].

Participação Observante ou **Participante-como-Observador** [*Observação informal temporária vivenciando e acompanhando a rotina cotidiana, junto dos acontecimentos importantes*].

Como regra geral, as informações obtidas na **observação participante** e na **participação observante** tanto complementavam como orientavam as **entrevistas** e validavam o conteúdo para o banco de dados da pesquisa. O informante era o responsável - proprietário pela lavoura em estudo, geralmente chefe de família.

Dados complementares ao questionário-guia, e as referentes a dinâmica da cotonicultura no território de *MT* foram obtidas junto a instituições ligadas à cotonicultura mato-grossense (EMATER-MT, EMPA, INDEA-MT, EMPAER-MR, UFMT, EMBRAPA, CONSULTORIA GUERRA, SEDER-MT), através de consultas à suas publicações, relatórios e registro de relatos e comentários escritos e verbais de seus profissionais.

2.7 - VARIÁVEIS ESTUDADAS (TAB. - 2.1)

TABELA 2.1 - Variáveis consideradas no estudo de duas comunidades cotonícolas (C_1 , C_2), Cáceres, MT, Brasil, safras 1992-97.

H-Homem cotonicultor (H)	P-Pesticida usados	A-Ambiente alvo
v ₁ . Naturalidade, v ₂ . Migração, v ₃ . Idade, v ₄ . Escolaridade, v ₅ . Pessoas na família, v ₆ . Renda anual	v ₇ . Produtos comerciais, v ₈ . Grupos químicos, v ₉ . Categorias de grupos químicos v ₁₀ . Pacotes, v ₁₁ . Ingredientes ativos, v ₁₂ . Modo de ação; v ₁₃ . Classes toxicológicas; v ₁₄ . Classes de Potencial de Periculosidade Ambiental (PPA);	v ₁₅ . Área da propriedade, v ₁₆ . Vegetação, v ₁₇ . Relevo, v ₁₈ . Aspectos hídricos, v ₁₉ . Clima, v ₂₀ . Solo, v ₂₁ . Fauna;
Interações H-P-A, envolvendo:		
Sub-fator "acl": Aspectos da cotonicultura local Sub-Sub-Fator "dm": Domínio da atividade v ₂₂ . Fonte do saber, v ₂₃ . Conceito de pesticida bom, v ₂₄ . Tempo de experiência (vivência) cotonícola, Sub-Sub-Fator "rot": Regime de ocupação v ₂₅ Regime de ocupação da terras; Sub-Sub-Fator "acc": Algumas características do cultivo v ₂₆ . Força de trabalho usada, v ₂₇ . Época de plantio, v ₂₈ . Área plantada, v ₂₉ . Colheita do algodão, v ₃₀ . Produção da lavoura, v ₃₁ . Produtividade da lavoura; Sub-fator "amp": Aspectos do uso e manejo de pesticidas v ₃₂ . Início do tratamento com pesticidas, v ₃₃ . Término dos tratamentos, v ₃₄ . Número de tratamentos na safra, v ₃₅ . Mistura de pesticidas, v ₃₆ . Doses usadas, v ₃₇ . Volume aplicado na lavoura;	Sub-Fator "aap": Aquisição e armazenagem de pesticidas v ₃₈ . Via de aquisição, v ₃₉ . Local de aquisição, v ₄₀ . Local de armazenagem; Sub-fator "mpa": Medidas de proteção ambiental adotadas v ₄₁ . Destino da embalagem vazia, v ₄₂ . Destino de soqueiras; Sub-fator "mpp": Medidas de proteção pessoal v ₄₃ : Preventivas Sub-fator "mdp": Medidas de desintoxicação de pessoas v ₄₄ :Curativas Sub-fator "intox": Intoxicações por pesticidas v ₄₅ . Agentes intoxicantes, v ₄₆ . Causas intoxicadoras, v ₄₇ . Gravidade das intoxicações, v ₄₈ . Intoxicações.	

2.8 - MAGNITUDE ASSUMIDA PELAS VARIÁVEIS CONSIDERADAS

As magnitudes das variáveis foram avaliadas (teste de χ^2 , ou F e Tukey) e contrastadas espacial (C_1 e C_2) e temporalmente (safras 1992-97) através das expressões observadas em cada uma, pelas freqüências de ocorrência ou medidas próprias das mesmas. Assim tem-se expressão qualitativa e quantitativa. Para as avaliações qualitativas das variáveis, analisou-se a distribuição das freqüências de categorias encontradas ou binomiais do tipo focada (c_f) e não-focada ($c_{\bar{f}}$). Tendo como referência o conhecimento existente e as recomendações técnicas pertinentes, a categoria focada (c_f) reunia os casos menos desejáveis ou mais inadequados, incorretos ou prejudiciais. Enquanto a categoria não-focada ($c_{\bar{f}}$) contemplava as situações menos prejudiciais, ou mais desejadas, corretas, adequadas. A significância das diferenças, para fins de estabelecer a similaridade ou não, nos espaços e nos tempos considerados, foi estabelecida pelo valor de $\alpha < 0,05$ (ou seja, probabilidade de erro de conclusão menor que 5 %).

2.9 – INDICADORES DE RISCO DEVIDO AO USO DE PESTICIDAS

Visou-se suscitar indicadores para avaliação de *risco coletivo ou comunitário por pesticidas* usados em cotonicultura nas bordas do Pantanal sob condições de ambiente tropical estacional. Foi estabelecida uma metodologia para reconhecer variáveis indicadoras que exercem efeito sobre o risco (**R**) de contaminação_*c* e de danos_*D* ambientais_*A* e humanos_*H* atribuído ao uso e manejo de pesticidas_*P*. Doravante, onde há referência a tal risco, o mesmo estará identificado assim: $R_{CDPAH/variável\ indicadora\ em\ questão}$. Pontos duplos (:), a seguir desta convenção ($R_{CDPAH/x}$), anunciam a apresentação do resultado comparativo nas comunidades (C_i) ou safras (1992-97) do risco com questão. Ex.: ($R_{CDPAH/x} \cdot C_1 > C_2$).

Pelas definições dadas a categoria focada (c_f) e a não-focada ($c_{\bar{n}}$), ambas também são, respectivamente, as que reúnem os casos de maior (r_1) e de menor (r_2) risco relativo. Portando, a variável que for indicadora de risco, apresenta sua categoria $c_f = r_1$ e $c_{\bar{n}} = r_2$. Como r_1 e r_2 são complementares, a soma unitária ou percentual das mesmas ($r_{u1} + r_{u2}$) é igual, respectivamente, a **1** ou **100 %**. De onde se extrai que $r_1/(r_1 + r_2) = 1 - r_2/(r_1 + r_2)$. Comportam-se como uma função de distribuição binomial. Diante disto foi possível expressá-las, em cada nível hierárquico de dependência (variável ou fatores), pela proporção de ocorrência de casos. Assim se determinou e se analisou a proporção do maior e do menor risco assumido pelas variáveis nas comparações efetuadas (C_1, C_2 ; safras 1992-97).

Contudo, para desvelar indicadores de risco foi assumido que as variáveis (V_i) podiam (**Vcer**) ou não (**Vser**) exercer efeito sobre o risco (**R**). Havendo efeito, à faixa de variação da expressão de cada variável corresponderia uma escala de valores de risco produzido por esta variável. Entretanto, esta metodologia, nesta fase, não deseja determinar o exato valor do risco, mas identificar a existência de efeito ou não e o sentido da variação do mesmo, ou no máximo um significado relativo (de proporcionalidade).

Tal relação pode ser direta ($V_{cer} \cdot R$) ou indiretamente proporcional ($V_{cer} 1/\infty R$). A inexistência de associação entre o nível de risco (**R**) e os valores expressos por uma variável representam efeito nulo da mesma ($R = f(V_{ser}) = 0$). Não sendo nulo o efeito, a expressão de determinada variável induzirá, então, risco crescente ou decrescente [$R = f(V_{cer}) \neq 0$].

Também foi efetuada uma análise dos reflexos da variação da magnitude da expressão de cada variável $\{V_i\}$ para identificar o sentido do efeito (\Downarrow - ou \Uparrow +) induzido pela mesma no risco $\{R\}$ à saúde e ao ambiente.

A magnitude considerada, para efeito de comparações, foi aquela efetivamente expressa no estudo.

A análise temporal não foi efetuada para todas as variáveis consideradas na análise espacial, em função de algumas limitações encontradas.

As comunidades (C_1, C_2) e as safras (1992-97) foram então comparadas diante das expressões das variáveis, pelos fatores (H, P, A), nas interações destes, e no global, através das totalizações obtidas nas respectivas categorias ($c_f, c_{\bar{n}}; r_1, r_2$).

2.10 - VALORAÇÃO DE DADOS QUALITATIVOS

As variáveis “ v_{43} - medidas preventivas (*mpp*)” e “ v_{44} - curativas (*mdp*)” adotadas pelos agricultores, foram analisadas para identificar se efetivamente poderiam ter algum efeito anti ou desintoxicante. Não havendo efeito (valor zero) ou havendo o mesmo poderia ser a favor (+) ou contrário (-) ao fim desejado. A amplitude da dispersão, foi estabelecida entre -1 (mínimo) e +1 (máximo), sendo que os valores intermediários indicam a existência de efeitos, mas situados entre os

máximos e mínimos. Em cada variável ou sub-variável podia então assumir valores negativos (r_1 - **prejudiciais à saúde**), nulos (**inofensivas à saúde**) ou positivos (**auxiliares à saúde**), as quais somadas resultavam no valor final da variável. Desta maneira, as medidas preventivas (mp) e curativas (mc), constituíam as variáveis derivadas “valor das medidas preventivas (vmp) e curativas (vmc)”. Por último, as comunidades foram comparadas pela proporção de ocorrência das categorias r_1 e r_2 .

2.11 - ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS

Foram efetuadas, de acordo com a pertinência, análises de variância (F), estudos de correlação (Pearson, Kendall e Spearman) e testes estatísticos (χ^2 , Fisher, Tukey) com nível de significância $\alpha \leq 0,05$.

2.12 - UNIDADES DE INVESTIAÇÃO NO ESTUDO

Para efeito de tratamento estatístico, foram consideradas como unidades experimentais ou de investigação, no caso de variáveis relacionadas: (1) à safra agrícola, o evento a *safra de algodão de um agricultor*; (2) com o cotonicultor, o *dado do mesmo*; (3) a usos e procedimentos, a *informação específica pertinente*; (4) a acontecimentos, fatos, submissões e manifestações, o *próprio evento*.

2.13 – EXECUÇÃO, VALIDAÇÃO E FONTES DA PESQUISA

A partir de 1976 começou o envolvimento funcional com a comunidade de Barra Nova e, a partir de 1989 com a comunidade do Facão. Alguns dados utilizados foram reunidos de estudos de realidades (documentos de uso interno para fins de elaboração de planos de ação, no Campus Avançado de Cáceres do Projeto Rondon, na EMATER-MT e posteriormente na EMPAER-MT). Outros são frutos de experiências interativas propiciadas a partir de projetos de assistência técnica e extensão rural desenvolvidos nestas comunidades. Uma terceira parcela de dados foi disponibilizada por instituições (INDEA, EMPAER-MT) através de seus profissionais em documentos e relatos. Uma quarta parte foi obtida através da interação pesquisador-pesquisados, envolvendo os atores das comunidades, por ocasião de visitas de acompanhamento das atividades, de assistência ao cotonicultor e a sua família, cuja frequência programada era de pelo menos três visitas por safra. E completando, os principais dados caracterizadores da relação *H-P-A* referentes às seis safras de algodão (1992-97) nas comunidades (C_1 e C_2) foram obtidas em visitas do pesquisador aos cotonicultores, e finalizadas na ocasião da colheita ou logo após. No ano de 2003 voltou-se às duas comunidades, para fins de verificar, junto a cada ator, sua continuidade ou não na atividade cotonícola após 1997. E assim, então, teve-se posse dos dados necessários a conclusão do presente estudo.

Os parâmetros analíticos medidos constam do formulário-guia utilizado e estão apresentados no Apêndice 1.

Os procedimentos metodológicos para obtenção das informações, aplicadas no presente trabalho, já vinham sendo adotados em estudos anteriores, com eficácia, servindo de suporte à elaboração de planos de ação institucionais (EMATER-MT e EMPAER-MT) como também resultando em várias publicações (RIEDER, 1983, 1986, 1990, 1991; ARANTES *et al.* 1990), as quais vêm sendo referenciadas por outros autores (RESENDE *et al.* 1994; ALVES, 1998).

CAPÍTULO 3 – RESULTADOS E DISCUSSÃO DA SEÇÃO 1

ASPECTOS DOS FATORES HOMEM (*H*), PESTICIDA (*P*) E AMBIENTE (*A*) E DA INTERAÇÃO DESTES (*H-P-A*)

HOMEM: Agricultores que usam pesticidas em seus cultivos de algodão

PESTICIDA: Armas químicas usadas para combater pragas de algodão

AMBIENTE: De regiões que cultivam algodão com uso de pesticidas

3.1 - A IDENTIDADE DO HOMEM ENVOLVIDO COM PESTICIDAS

3.1.1 - Naturalidade dos agricultores

Doze Estados brasileiros (Paraná-*PR*, São Paulo-*SP*, Mato Grosso do Sul Estado - *MS*, Espírito Santo - *ES*, Minas Gerais - *MG*, Goiás - *GO*, Bahia - *BA*, Sergipe - *SE*, Alagoas - *AL*, Pernambuco - *PE*, Ceará - *CE* e Mato Grosso - *MT*) contribuíram para a constituição do grupo de cotonicultores das áreas estudadas. Os dois Estados com representação mais freqüente de plantadores de algodão foram *MT* (21,6 %) e *SP* (19,2 %) mas, ao considerar agrupamentos de Estados tem-se a seguinte ordem decrescente de freqüência destes: Nordeste > Centro-Sul (*PR*, *SP*, *MS*) > *MT* > Outros Estados. Na comunidade C_2 não foram encontrados cotonicultores de outra origem que não fossem nordestinos (53,8 %), sulistas (*PR*, *SP*, *MS*) (38,4 %) e mato-grossenses (7,6 %); enquanto na comunidade C_1 , havia nordestinos (20,4 %), sulistas (31,8 %), mato-grossenses (34,0 %) e, 13,6 % de agricultores naturais de três outros Estados (*ES*,*MG*,*GO*). Esta distribuição, embora diferencie significativamente as duas comunidades (χ^2 , GL= 3, $\alpha < 0,05$), não é discordante de outros estudos levantados por RIEDER (1983) em Cáceres (*MT*).

A comunidade C_2 , por estar composta de uma maior proporção de agricultores oriundos de Estados produtores mais tradicionais de algodão (Nordeste, *SP*,*PR*, *MS*), teria tido um melhor domínio da atividade cotonícola - dependente de pesticidas, e por conseguinte assume-se que esteve sujeita a menor risco devido a naturalidade ($R_{CDPAH/nat.} C_1 > C_2$) em comparação a comunidade C_1 , constituída com menor proporção de famílias oriundas de zonas cotonícolas (TAB. 3.1 v_1).

3.1.2 - História migratória dos cotonicultores

A constituição atual das duas comunidades estudadas é predominantemente integrada de não mato-grossenses (C_1 : 65,9 %; C_2 : 92,3 %). Em C_2 (69,23 %) existem mais cotonicultores que já estiveram e fixaram atividades em, pelo menos, três Estados brasileiros que em relação aos de C_1 (38,6 %).

Aceitando-se que a migração pelos estados de *SP*, *PR* e/ou *MS*, com certo tempo de permanência nos mesmos, em atividade cotonícola, teria oportunizado um melhor aprimoramento do agricultor ao manuseio mais adequado de pesticidas, em face do contato com uma agricultura mais tecnificada, conforme citam PASSOS *et al.* (1973), sugere-se então que o risco devido o tipo de história migratória ($R_{CDPAH/mig.} C_1 > C_2$) foi maior na comunidade C_1 que em C_2 , uma vez que em C_1 havia maior proporção de cotonicultores com passagem em regiões de cotonicultura relativamente menos avançada que em C_2 (TAB. 3.1 v_2).

3.1.3 - Idade dos agricultores

Diversas lavouras consideradas no presente estudo (>13,9 %) foram conduzidas por pessoas com mais de 60 anos de idade.

A média de idade em C_1 se assemelhou (Tukey, $\alpha > 0,05$) à de C_2 , estando em torno de 44 anos.

Constatou-se que a freqüência observada de lavoureiros com 45 anos ou mais foi praticamente a mesma do grupo com menos de 45 anos.

A variável idade pode ser considerada como um indicador de risco, ao assumir-se que diferentes grupos etários estariam sujeitos, com intensidade diferente, à exposição e danos por pesticidas (Ex.: crianças e idosos são mais vulneráveis).

TABELA 3.1 - Expressão proporcional de variáveis consideradas no fator Homem (H), segundo suas categorias de risco, em duas comunidades cotonícolas (C_1 , C_2), Cáceres, MT, Brasil, safras 1992-97.

Variáveis (v_i) do fator H	Categoria focada (cf) ou de maior risco- r_1 em cada variável (em oposição à não-focada (cn) ou de menor risco - r_2 ; sendo $r_1 + r_2 = \text{total}$)	Comunidades e as Expressões de r_1				Expressão proporcional e comparativa (igual, =; desigual, ≠)
		Fação (C_1)		Barra Nova (C_2)		
		Proporções de r_1 em C_1 [$\% (n_{r1}/n_{c1})$]	Relatividade do risco r_1 em C_1	Proporções de r_1 em C_2 [$\% (n_{r1}/n_{c2})$]	Relatividade do risco r_1 em C_2	
Fator Homem (H)^(**)						
v_1 : Naturalidade ^(**)	Estado não tradicional-cotonicultura	44,89 (44/98) a	+	5,66 (9/159) b	-	≠20,62 (53/257)
v_2 : Migração ^(*)	Por regiões menos desenvolvidas	41,83 (41/98) a	+	11,87 (19/160) b	-	≠23,25 (60/258)
v_3 : Idade	≥ 45 anos (Idade média=44,1 anos)	50,87 (58/114) s	≅	49,16 (88/179) s	≅	=49,82(146/293)
v_4 : Escolaridade	Sem estudo	42,98 (49/114) s	≅	38,54 (69/179) s	≅	= 40,27 (118/293)
v_5 : N° pessoas/família	> que a mediana (4)	45,61 (52/114) s	≅	49,72 (89/179) s	≅	= 48,12(141/293)
v_6 : Renda anual/família ^(**)	≤ que média (R.\$6.885,25)	96,87 (31/32) a	+	54,90 (28/51) b	-	≠ 71,08 (59/83)
Expressões relativas das categorias r_1 nas 6 variáveis do fator " H "		3a; 3s	3(+);3(≅)	3b; 3s	3(-);3(≅)	3(=);3(≠)
Soma dos casos no fator H ^(**) ($\chi^2=32,9$; GL=1; n=1477; $\alpha=0,000$)		48,24 (275/570)a		33,29 (302/907)b		≠39,06(577/1477)
		51,75 (295/570)b		66,70 (605/907)a		≠60,93 (900/1477)

OBS.: Relatividade qualitativa das proporções ou expressões em pauta: semelhante [s ou ≅]; maior [a ou +]; menor [b ou -]; Igual [=]; Diferente [≠]; Significância pelo teste χ^2 : (**): $\alpha < 0,01$; (*): $\alpha < 0,05$.

Considerando a semelhança etária entre os lavoureiros das duas comunidades (C_1 ; C_2), o risco havido atribuível à variável idade ($R_{CDPAH/id}$: $C_1 = C_2$), não deve ter assumido valores distintos em C_1 e C_2 (TAB. 3.1_{v3}).

3.1.4 - Escolaridade

As freqüências observadas e esperadas foram concordantes nas categorias *com* e *sem escolaridade* nas duas comunidades.

Em média, nas seis safras agrícolas consideradas (1992-97), 39,8 % dos agricultores não possuíam estudo escolar algum (escolaridade zero: e_0) 51,1 % tinham até quatro anos de escolaridade (e_4) e 8,9 % estudaram em escola por cinco a onze anos (e_{11}). Houve maior concentração de cotonicultores nas categorias de mais baixa escolaridade. Dados do recenseamento geral do Brasil de 1980 (IBGE, 1982), também confirmam para a região estudada uma maior concentração de pessoas nas categorias mais baixas de escolaridade.

Se aceita, a princípio, que o aumento da escolaridade permite às pessoas melhor compreensão e relacionamento e, portanto, possibilita melhor proteção ambiental em suas ações. Assume-se, então, que o nível de escolaridade constitui um indicador de risco no uso de pesticidas ($R_{CDPAH/esc}$). Assim, o predominante baixo nível de estudo em C_1 e C_2 , deve ter contribuído para elevar, semelhantemente em ambas, o risco ($R_{CDPAH/esc}$: $C_1 = C_2$) (TAB. 3.1_{v4}).

3.1.5 - Tamanho das famílias de cotonicultores

Quatro pessoas por família foi mais freqüentemente encontrado. A distribuição do número de atuais integrantes por família não diferiu (χ^2 , $\alpha > 0,05$) nas duas comunidades (C_1 e C_2) e, também não, nas seis safras agrícolas consideradas (1992-97). Os dados do censo demográfico de 1980 (IBGE, 1982) também apontam entre 4 e 5 indivíduos e os dados de 1991 (IBGE, 1997) confirmam a mesma faixa de pessoas por família (4,4 no meio rural de Cáceres). Nas duas comunidades e nas seis safras agrícolas, famílias de cotonicultores com até quatro integrantes estiveram presentes com freqüências semelhantes (χ^2 , $\alpha > 0,05$) em relação aos com família mais numerosa. Então, quanto ao tamanho das famílias de cotonicultores, as duas comunidades e as seis safras agrícolas se assemelharam. Famílias mais numerosas, e com seus componentes envolvidos na atividade cotonícola, estariam expondo um maior número de pessoas ao tratamento com pesticidas e, portanto, esta variável pode ser considerada como um indicador de risco. Por conseguinte, nas duas comunidades, devido à semelhança dos valores desta variável, o eventual efeito da mesma sobre o risco ($R_{CDPAH/npf}$: $C_1 = C_2$) deve ter sido também semelhante (TAB. 3.1_{v5}).

3.1.6 - Renda anual familiar

A renda média anual (1996-97) por família cotonicultora foi de R\$ 6.885,25 (seis mil, oitocentos e oitenta e cinco reais e vinte e cinco centavos). Considerando que, em média, as famílias estavam constituídas de cinco pessoas, a renda per capita anual foi de R\$1.377,05 (mil, trezentos e setenta e sete reais e cinco centavos). Entretanto, em C_1 , 96,9 % das famílias apresentaram renda inferior à média mas, em C_2 tal categoria constituiu-se de 54,9 %.

A renda familiar nas comunidades foi constituída pela soma da produção obtida por todos os componentes presentes na família em todas as atividades desenvolvidas. As atividades agropecuárias próprias foram as principais que contribuíam para a formação da renda. Atividades bastante diversificadas desenvolvidas por cotonicultores de MT também foram constatadas em outros estudos, tal como lavouras de milho, arroz, feijão (RIEDER, 1990; FREIRE *et al.*,

1993; EMBRAPA, 1997), soja (EMBRAPA, 1997), café, banana, bovinocultura de leite e corte (RIEDER, 1990), contribuindo com a renda familiar do cotonicultor. Entretanto, em algumas situações, atividades externas também auxiliavam para complementar a renda familiar. Em C_1 (3,13 %) eram, significativamente (χ^2 , $<0,05$), menos famílias de cotonicultores que obtiveram renda maior que a média de todos os informantes em comparação aos de C_2 (45,10 % das famílias) (TAB. 3.1v₆). Além disso, em C_2 a composição da renda familiar era oriunda predominantemente da atividade pecuária mista e do cultivo de algodão, enquanto que em C_1 a pecuária era inexpressiva, mas envolvia outros produtos agrícolas mais básicos (arroz, milho, feijão, mandioca, frutas e hortaliças), atividades externas mais freqüentes (serviços braçais para terceiros) além da cotonicultura. Diante do maior envolvimento em outras atividades agrícolas, também dependentes de pesticidas, que concorriam para formação de uma renda menor em C_1 , e das limitações que isto impõe ao acesso de melhor escolha, preparo e manuseio, os agricultores dessa comunidade provavelmente submetiam o ambiente e a eles próprios a um maior risco ($R_{CDPAH/ren}: C_1 > C_2$), quando comparado com C_2 . Pelo exposto, a “renda” constitui um indicador de risco, pressupondo-se haver efeito direto sobre o nível de risco.

3.2 - QUALI-QUANTIFICAÇÃO DOS PESTICIDAS ADOTADOS

Os pesticidas usados foram categorizados por produtos comerciais; grupos químicos; categorias de grupos químicos; pacotes; ingredientes ativos; modo de ação; classe toxicológica e; classe de periculosidade ambiental (*PPA*).

3.2.1 - Produtos comerciais

Provavelmente, a enorme lista de produtos comerciais usados na cotonicultura tenha influência, não apenas da concorrência de fabricantes e da opção do agricultor não tecnicamente orientada, mas também da grande variedade, ao longo do tempo, de princípios ativos sugeridos pela assistência técnica, conforme constatado em RIEDER (1990) e EMPAER-MT (1997). Esta situação pode justificar a adoção, entre 1992-97 de uma lista enorme de produtos pesticidas comerciais em C_1 (21 produtos) e em C_2 (15 produtos) (TAB. 3.2). Mesmo que os usuários sejam treinados para uso adequado de cada produto, assume-se que o risco é somativo, pois o conjunto de erros cometidos na aplicação resulta da soma daqueles ocorridos com cada produto. Assim, a ampliação do número de marcas comerciais em uso conduz à soma dos riscos individuais e, portanto, aumenta o risco global ($\Sigma R_{CDPAH}/\Sigma p_{com}$). Assim, esta variável se constitui em um indicador de risco.

Assumindo-se como aceitável, que o uso de uma diversidade maior de marcas comerciais de pesticidas concorreu para aumentar o risco, pode-se sugerir que o nível de risco ($R_{CDPAH}/p_{com}: C_1 > C_2$) foi maior em C_1 que em C_2 (TAB. 3.3v₇).

Produtos comerciais a base de *MP* foram usados em proporção similar mas relativamente expressiva nas duas comunidades (26,83 %). Foram três as marcas comerciais de *MP* usadas nestas duas comunidades (C_1 , C_2) ao longo de seis safras (1992-97) (TAB. 3.2; TAB. 3.3v₇).

Quanto à formulação dos produtos usados, constatou-se que 75,4 % das adoções foram de concentrados emulsionáveis (**CE**), 18,6 % de concentrados solúveis (**CS**), e 6,0 % as demais formulações. As freqüências observadas e esperadas, nas categorias de formulados, foram concordantes nas duas comunidades.

TABELA 3.2 – Ocasão do uso de pesticidas em lavouras de algodão (*Gossypium hirsutum* L.) em duas comunidades (C₁, C₂), Cáceres, MT, Brasil, safras 1992-97.

Pesticidas usados: Grupo químico (GQ), nome técnico, nome comercial.	Frequências absoluta de ocasião de uso de produtos nas safras (1992-97), comunidades (C ₁ , C ₂) e totais (T _{C₁} ; T _{C₂} ; T _{T_{total}})																									
	1992			1993			1994			1995			1996			1997			Total ₁₉₉₂₋₉₇							
	C ₁	C ₂	T _{C₁}	C ₁	C ₂	T _{C₂}	C ₁	C ₂	T _{C₁}	C ₁	C ₂	T _{C₂}	C ₁	C ₂	T _{C₁}	C ₁	C ₂	T _{C₂}	C ₁	C ₂	T _{C₁}	C ₁	C ₂	T _{C₂}	C ₁	C ₂
GQOrgano sintéticos fosforados(OFo)	7	46	53	21	47	68	42	46	88	49	34	83	18	45	63	20	24	44	157	242	399					
Metamidofós (Tamaron BR; Stron)	4	13	17	11	13	24	21	16	37	16	11	27	5	19	24	8	17	25	65	89	154					
Monocrotofós (Azodron 400; Nuvactron 400)	-	3	3	3	3	6	5	3	8	1	-	1	-	2	2	-	-	-	9	11	20					
Metil Paration (Folífol 600; Folisuper 600BR; Bravie 600 CE)	3	30	33	6	31	37	15	27	42	32	23	55	13	24	37	12	7	19	81	142	223					
Etil Paration (Rhodiatox)	-	-	-	1	-	1	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	2					
GQ Piretróides(Opi)	3	28	31	10	30	40	29	44	73	46	55	101	19	46	65	26	21	47	133	224	357					
Deltametrina (Decis 25 CE)	2	23	25	5	23	28	8	21	29	10	10	20	2	8	10	4	3	7	31	88	119					
Cipermetrina (Arrivo 20 CE; CynofE-PM; Ripcord 100)	-	5	5	2	7	9	12	21	33	20	28	48	4	25	29	11	12	23	49	98	147					
Cipertrina (Cepertin)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	5	-	3	3	-	8	8					
Ciflutrina (Baytroid CE)	1	-	1	3	-	3	8	1	9	1	2	3	5	-	5	7	1	8	25	4	29					
Betacliflutrina (Bulldog 125 SC)	-	-	-	-	-	-	-	1	1	3	4	7	2	3	5	-	-	-	5	8	13					
Lambdacihalotrina (Karate 50 CE)	-	-	-	-	-	-	1	-	1	12	11	23	6	5	11	4	2	6	23	18	41					
GQ Clorofosforado+Piretróide(OCIFo+OPi)	-	7	7	-	7	7	2	7	9	12	10	22	6	5	11	-	-	-	20	36	56					
Profenofós+Cipermetrina (Polytrin 400/40 CE)	-	7	7	-	7	7	2	7	9	12	10	22	6	5	11	-	-	-	20	36	56					
GQ Carbamatos(Oca):	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	1	6	-	2	2	1	6	7	6	9	15					
Carbofuran (Furadan 350 TS)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	1	6	-	2	2	-	-	-	5	3	8					
Metomil (Lamate BR)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	6	7	1	6	7					
GQ Clorados (OCl):	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1					
DDT (DDT-PM)	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1					
GQ Clorofosforado(OCIFo):	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	1	-	1					
Clorpirifós (Lorsban 480 BR)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	1	-	1					
GQ Outros: (Creolina)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	2	1	1	2					
Totais C₁, C₂, T_C	10	81	91	32	84	116	73	97	170	112	100	212	43	98	141	49	52	101	319	512	831					

TABELA 3.3 - Expressão proporcional de variáveis consideradas no fator Pesticidas (P), segundo suas categorias de risco, em duas comunidades cotonícolas (C₁, C₂), Cáceres, MT, Brasil, safras 1992-97.

Variáveis (v _i), sub-variáveis (v _i ¹ ou v _i ²) do fator P	Categoria focada (C _f) ou de maior risco- r _f em cada variável (em oposição à não-focada (C _n) ou de menor risco - r ₂ ; sendo r ₁ + r ₂ =total)	Comunidades e as Expressões de r _i				Expressão proporcional e comparativa (igual [=; desigual; ≠)
		Facão (C ₁)		Barra Nova (C ₂)		
		Proporções de r _i em C ₁ [% (n _{1i} /n _{1c})]	Relatividade do risco r _i em C ₁	Proporções de r _i em C ₂ [% (n _{2i} /n _{2c})]	Relatividade do risco r _i em C ₂	
Fator Pesticidas usados (P)						
v ₇ : Produtos comerciais (PC)	Diversidade usada (n°) (***)	21a	+	15b	-	≠ 22
		v ₇ ²	26,21 (81/309) s	≅	27,73 (142/512) s	≅
v ₈ : Grupos Químicos (GQ)	Diversidade usada (n°) (***)	7a	+	5b	-	≠ 7
		v ₈ ²	58,30 (186/319) s	≅	56,25 (288/512) s	≅
v ₉ : Categorias de GQ	Sem Piretróides na formulação		≅	49,11 (251/511) s	≅	=50,18 (416/829)
		v ₉ ²	19,64 (22/112) s	≅	15,95 (30/188) s	≅
v ₁₀ : Pacotes usados (PU)	Mais que 3 produtos comerciais		≅	46,99 (242/515) s	≅	=47,55 (399/839)
		v ₁₀ ²	48,45 (157/324) s	≅	36,91 (189/512) s	≅
v ₁₂ : Modos de ação (MA)	Sistêmica		≅	21,28 (109/512) s	≅	=22,74 (189/831)
		v ₁₂ ²	25,07 (80/319) s	≅	51,46 (263/511) b	-
v ₁₃ : Classes Toxicológicas (CT) (*)	Altamente tóxicos (CT-I) (*)		+	39,80 (205/515) s	≅	=37,40 (309/826)
		v ₁₃ ²	59,11 (188/318) a	+	3(-); 8(≅)	3(-); 8(≅)
v ₁₄ : Classes de Periculosidade Ambiental (PPA)	Altamente Perigosos (PPA-I)		≅	3a; 8s	3b; 8s	
		v ₁₄ ²	33,44 (104/311) s	≅	40,08 (1717/4283) s	≅
Expressões relativas das categorias r ₁ nas 8 variáveis do fator "P"	Somando os casos no fator P		≅	58,80 (1564/2660) s	≅	=59,48 (4130/6943)
		v ₁₄ ²	41,20 (1096/2660) s	≅	59,92 (2566/4283) s	≅

OBS.: Relatividade qualitativa das proporções ou expressões em pauta: semelhante [s ou ≅]; maior [a ou +]; menor [b ou -]; Igual [=]; Diferente [≠]; Significância pelo teste χ^2 : (**): $\alpha < 0,01$; (*): $\alpha < 0,05$. (***)-Diferença numérica absoluta nas comunidades na categoria "diversidade usada", da variável em questão.

3.2.2 - Grupos químicos

Nas duas comunidades (C_1 e C_2) em seis safras (1992-97), identificou-se o uso de produtos pertencentes aos grupos químicos (GQ) organo sintéticos fosforados (OFo: 48,0 %), piretróides (OPi: 42,9 %), mistura de clorofosforado e piretróide (OCIFo+OPi: 6,7 %), carbamatos (OCa: 1,8 %), clorofosforados (OCIFo: 0,1 %), clorados (OCl: 0,1 %) e outros não praguicidas (Ou: 0,2 %) (TAB. 3.2).

Porém, na comunidade C_2 houve o uso de apenas quatro grupos químicos praguicidas, enquanto em C_1 usou seis grupos, inclusive, um clorado.

Os clorados, pelas razões de sua proibição, expõem os agricultores a um risco mais elevado que os não clorados em uso. Além disso o uso de um maior número de grupos químicos de pesticidas requer, concomitantemente, um preparo mais ampliado para garantir o uso correto. Assume-se, porém, que a diversificação de treinamentos concorre para aumentar o risco ($R_{CDPAH}/Gqui$). Assim sendo esta variável constitui-se em um indicador de risco.

Considerando, então, o uso de clorados e uma maior diversidade de grupos químicos de pesticidas em C_1 pode-se sugerir que nesta comunidade o nível de risco ($R_{CDPAH}/Gqui$: $C_1 > C_2$) deva ter sido maior que em C_2 , no período estudado (1992-97) (TAB. 3.3 v_8). Entretanto, em outros períodos (década de 1980) estudos mostram que pesticidas do grupo dos clorados também eram usados em C_2 (RIEDER, 1983), e NUNES et al.(2002) encontraram em sedimentos coletados na foz, com o rio Paraguai, de rios que recebem águas destas áreas produtoras de algodão.

3.2.3 - Categorização de grupos químicos com e sem piretróides ou fosforados

As freqüências observadas das categorias de grupos químicos (TAB. 3.3 v_8 , v_9 e v_{11}) identificados como “sem (50,2 %) e com piretróide-OPi (49,8 %)”, não diferiram ($\alpha < 0,05$) das esperadas equiprováveis nas duas comunidades. E as freqüências das categorias “fosforados-OFo (47,5 %) e não fosforados (52,5 %)”, também não diferiram ($\alpha > 0,05$).

Na cotonicultura das duas comunidades (C_1 ; C_2), juntando as seis safras (1992-97), predominou o uso de princípios ativos de pesticidas à base de OFo (47,55 %) e de OPi (49,82 %) (TAB. 3.3 v_9 e v_{11}).

A dinâmica de adoção de OPi e de OFo foi complementar, ou seja, nas safras em que eram acrescidos piretróides, diminuía-se a adoção de fosforados e, vice-versa (TAB. 3.2). Os produtos com OPi apresentaram uma preferência crescente de adoção de 1992 (41,7 %) até 1995 (57,9 %) e depois experimentaram um declínio até o último ano estudado - 1997 (46,5 %). Já os OFo apresentaram um decréscimo de adoção entre os anos de 1992 (58,2 %) e 1995 (39,1 %) com pequena recuperação nos dois anos seguintes (1997: 43,5 %).

Apesar da semelhança entre as duas comunidades (C_1 ; C_2) no que se refere aos percentuais de adoção nas duas categorias (*com e sem, ou presença e ausência*) de ambos nas junções de grupos químicos (OPi e OFo), o nível de risco devido estas categorias químicas ($R_{CDPAH}/catqui$: $C_1 = C_2$; Safras 92 e 93 > 95) não se manteve semelhante ao longo das seis safras, podendo-se sugerir que assumiu os valores mais elevados nas safras de 1992-93 e o valor mais baixo em 1995, oportunidades em que, percentualmente, ocorreu a adoção de maiores e menores quantias de pesticidas do OFo, respectivamente. Assumindo-se que o OFo tem um potencial maior, em relação ao OPi, de causar danos ambientais e à saúde nos casos de contaminação, atribuiu-se um risco relativo maior ao OFo. Segundo NARVAEZ VALDEZ (1995), o maior risco de intoxicação aguda ou crônica do OFo ocorre nos países do terceiro mundo, constituindo um problema de saúde pública e,

sendo as suas morbidade e mortalidade sub-notificadas. Além dos efeitos bem difundidos, alguns OFo são capazes de promover a neurotoxicidade retardada induzida, em razão da inibição das estereases suscetível a neurotóxico.

3.2.4 - Pacotes de pesticidas adotados

No ciclo da lavoura de algodão os agricultores podem estar usando um ou vários produtos pesticidas (pacotes) em face da época, do ciclo da planta, das pragas existentes e devido a critérios próprios, inclusive os não recomendados.

Nas safras de 1992-97 constatou-se que apenas no último ano (1997) não houve tendência de crescimento da freqüência do uso de pacotes com mais de três produtos em contraste aos pacotes com menos de três produtos (TAB. 3.4v₁₀).

Foram encontrados pacotes variados (1 até 6 produtos). Entretanto, prevaleceram pacotes com até três produtos (82,7 %), sendo as freqüências esperadas e observadas de adoção discordantes entre safras (χ^2 , $\alpha < 0,05$), e concordantes nas duas comunidades (χ^2 , $\alpha > 0,05$) (TAB. 3.3v₁₀; TAB. 3.4v₁₀).

Assume-se que quanto maior o número de produtos pesticidas usados, reduz-se a possibilidade do uso correto e, portanto, haveria maior exposição e risco. Então a variável "pacotes..." constitui-se também em um indicador de risco.

Um estudo de RIEDER (1994b) no município de Cáceres (MT), safras de 1992 a 1994, indicou o uso de dezenas de distintos pacotes de pesticidas, cuja diversidade foi se ampliando de uma safra para a seguinte, mas predominando pacotes de três e, em seguida, de dois produtos. No presente estudo, houve o uso de pacotes com até seis distintos produtos pesticidas, mas a distribuição das categorias de pacotes (≤ 3 ou > 3 produtos) foi semelhante nas duas comunidades, mas não nas safras. Isto leva a crer que esta variável deve ter exercido efeito, sobre o nível de risco em pauta ($R_{CDPAH/pac}: C_1 = C_2$), semelhante nas duas comunidades, mas distinto entre safra ($R_{CDPAH/pac}: \neq$ entre safras).

TABELA 3.4 - Expressão de categorias focadas (c_f) ou de maior risco (r_1) de variáveis do fator P(Pesticidas) diante de uma atividade pesticida-dependente, em duas comunidades cotonícolas (C_1, C_2), Cáceres, MT, Brasil, safras 1992-97.

Variáveis do fator P	Categorias focadas(c_f) ou de maior risco(r_1)	Safras agrícolas (Freqüência observada na safra - % e sinal de tendência da variação em relação ao ano anterior)						Geral	
		1992	1993	1994	1995	1996	1997		
Fator P- Pesticidas usados²($\alpha=0,0008$)^(**)									
V ₁₀ : Pacotes adotados ^(**)	Mais que 3 produtos	2,7	↓ 2,1	16,9 ↑	26,0 ↑	29,2 ↑	↓ 19,4	17,3 (52/300)	
V ₁₃ : Classes Toxicológicas ^(*)	Altamente tóxicos (CT-I)	59,3	61,2 ↑	↓ 56,7	↓ 43,4	53,3 ↑	62,6 ↑	54,3 (451/830)	
V ₁₄ : Classes Potencial Periculosidade Ambiental ^(**)	Altamente perigosos (PPA-I)	49,5	50,0 ↑	↓ 42,2	↓ 25,6	32,6 ↑	35,4 ↑	37,3 (307/822)	
Total geral (r_1 1995=33,26 % < r_1 1992,1993,1994,1996,1997: 40,90 a 46,57 %; n=1952; $\chi^2=20,898$; GL=5; $\alpha=0,0008$) ^(**)	r_1 :Maior risco	n°	100	129	177	165	135	104	810
		%	45,66	46,57	44,69	33,26	40,90	44,44	41,49
	r_2 :Menor risco	n°	119	148	219	331	195	130	1142
		%	54,33	53,43	55,30	66,73	59,09	55,55	58,50
Total de casos (Σn)		219	277	396	496	1263	833	1952	

Obs: Nas variáveis assinaladas com asteriscos (** ou *), as freqüências observadas discordam das esperadas (Teste χ^2 , $\alpha < 0,01^{**}$ ou $0,05^*$).

Sinais usados: ↑ : Tendência ascendente em relação ao dado do ano anterior; ↓: Tendência descendente em relação ao dado do ano anterior; ⚡: Ascendência em relação ao ano anterior, em distribuição não concordante entre freqüências observadas e esperadas; ⚡: Descendência em relação ao ano anterior, em distribuição não concordante entre freqüências observadas e esperadas; ↔ : Invariabilidade em relação ao ano anterior.

3.2.5 - Ingredientes ativos (i.a.)

Como já foi expressa antes, a diversidade de "i.a.", devido às suas

diferentes características, afeta o risco. Deste modo, essa variável constitui-se em um indicador de risco.

No decorrer de seis safras agrícolas (1992-97) foram usadas, no geral, quinze “i.a.”: 4 OFo, 6 OPi, 1 mistura de OCIFo + OPi, 2 OCa, 1 OCIFo e 1 OCI. A comunidade C_1 usou 14 “i.a.”, enquanto a de C_2 apenas 12 “i.a.”. O uso de um maior número de “i.a.”, inclusive com a presença de um clorado (cujo uso agrícola está proibido) em C_1 , sugere que o risco devido a variável “ingredientes ativos” utilizados ($R_{CDPAH/ia}$: $C_1 > C_2$), tenha sido maior na comunidade C_1 que na C_2 (TAB. 3.2; TAB. 3.3v₁₁).

Dos piretróides, o deltametrina e o cipermetrina foram menos usados (χ^2 ; $\alpha < 0,05$) em C_1 (31,35 %) que em relação a C_2 (43,36 %), enquanto que, dos fosforados, o metamidofós e o metil paration tiveram adoção semelhante (χ^2 ; $\alpha > 0,05$) em ambas as comunidades (45,37 %).

Outros estudos também indicam, na cotonicultura de MT, em safras pretéritas, o uso de numerosos “i.a.” de pesticidas (RIEDER, 1983; RIEDER, 1991).

3.2.6 - Modo de ação

Os pesticidas usados (TAB. 3.2), apresentaram produtos que agem por: (a) contato e ingestão; (b) contato, ingestão e fumigação; (c) contato, ingestão, fumigação e profundidade; (d) contato e sistêmico; (e) contato, ingestão e sistêmico; (f) contato, fumigação e sistêmico; (g) contato, ingestão e repelência e; (h) repelência. Ao serem categorizados em sistêmicos-AS e não sistêmicos-NS ou em fumigantes-AF e não fumigantes-NF, constatou-se que as freqüências observadas e esperadas foram concordantes (χ^2 ; $\alpha > 0,05$) nas duas comunidades (TAB. 3.3v_{12'} e v_{12''}). O modo de ação dos pesticidas constitui-se em um indicador de risco. O uso mais intenso de produtos AS e AF, assume-se que induzem a um maior risco que seus simétricos.

Em face disto, pode-se assumir que esta variável contribuiu de forma semelhante, nas duas comunidades nos níveis de risco ($R_{CDPAH/mac}$: $C_1 = C_2$). Contudo, a ação combinada de, pelo menos, contato e ingestão prevaleceu em mais de ¾ dos produtos pesticidas usados. Dos produtos pesticidas recomendados pelas diretrizes técnicas, publicadas entre 1977-85, para algodão em MT, 31 % dos mesmos também possuíam ação sistêmica (RIEDER, 1990).

3.2.7 - Classes Toxicológicas (CT)

As freqüências esperadas equiprováveis foram discordantes (χ^2 ; $\alpha < 0,05$) das observadas nas CT ao longo de seis safras (1992-97) em C_1 , C_2 e no Geral (TAB. 3.3v₁₃; TAB. 3.4v₁₃).

Os pesticidas adotados, ao longo de seis safras (1992-97), se enquadraram na CT I e II, tanto em C_1 (I: 59,1 % ; II: 40,9 %) como na de C_2 (I: 51,5 % ; II:48,5 %). Mais da metade dos pesticidas adotados pertenceu à CT I (C_1 : 59,1 %; Geral: 54,3 %; C_2 : 51,5 %). Nas seis safras (1992-97), a CT I foi a mais predominantemente usada, com exceção em 1995 quando prevaleceu ligeiramente (56,6 %) a CT II. O ano de 1995 expressou inversão de tendências, ocasião em que houve, em ambas as comunidades, pique de opção por pesticidas da CT II em substituição aos da CT I. Nos dois anos seguintes (1996-97) houve um retorno a pesticidas da CT I em troca dos da CT II. Como as CT expressam potencial biocida (mortalidade e morbidade), esta variável constitui-se em um importante indicador de risco.

Considerando que os pesticidas da CT I oferecem um risco maior que os da classe II, assume-se que esse risco ($R_{CDPAH/CT}$: $C_1 > C_2$) foi maior no C_1 que em C_2 . Portanto, o agricultor deve ser orientado quanto aos cuidados gerais e

específicos a adotar diante de pesticidas das várias CT, o que deve acontecer, inicialmente, na instrução do receituário agrônomo, conforme enfatiza SALAZAR CAVERO (1998).

3.2.8 - Classes de Potencial de Periculosidade Ambiental (PPA)

Nenhum dos produtos pesticidas usados, nas duas comunidades durante as safras de 1992 a 1997 se enquadraram nas classes de PPA III (Perigoso) e IV (Pouco Perigoso). Mas, 37,4 % e 62,6 % dos mesmos pertenciam às classes de PPA I (Altamente Perigoso) e II (Muito Perigoso), respectivamente (TAB. 3.3v₁₄; TAB. 3.4v₁₄). A proporção dos pesticidas usados destas duas classes foi semelhante ($\chi^2 = 3,264$; GL= 1; $\alpha > 0,05$) nas duas comunidades, mas não a foi ao longo das seis safras consideradas, havendo proporção significativamente maior que a esperada ($\chi^2 = 29,118$; GL= 5; $\alpha < 0,05$) de uso da classe de PPA I em 1992 (49,5 %) e 1993 (50,5 %), e menor em 1995 (25,6 %). A predominância de pesticidas da classe de PPA II também se confirmou num estudo de pesticidas usados em 24 municípios inseridos na bacia hidrográfica do Alto Pantanal, em duas safras (1999 e 2000) havendo também alteração significativa na proporção das classes de PPA de um ano para outro (RIEDER *et al.*, 2004). Esta variável se constitui em um importante indicador de risco (R_{CDPAH}/PPA), pois sinaliza o perigo em potencial que há quando determinado produto químico é usado. Quanto maior o número de pesticidas mais perigosos em uso, maior será o risco e, portanto, no presente estudo nas comunidades ($R_{CDPAH}/PPA: C_1 = C_2$) foram assumidos valores semelhantes de risco, mas nas safras, não ($R_{CDPAH}/PPA: \text{Safras } 92 \text{ e } 93 > 94, 95, 96 \text{ e } 97; \text{ Safra } 95 < 94, 96 \text{ e } 97$).

3.3 - O AMBIENTE DAS ÁREAS DE ESTUDO

3.3.1 - Área da propriedade

Em C_1 predominaram (83,18 %) áreas não maiores que 5 ha e não havia propriedades com área superior a 50 ha, enquanto que em C_2 prevaleceram áreas entre 5 e 25 ha (TAB. 3.5v₁₅). Ao todo, constata-se que 75 % das propriedades não superaram, individualmente, 25 ha e, em cada oito ocorre apenas uma propriedade (12,3 %) com área maior que 50 ha. As áreas médias das propriedades ao longo das seis safras de algodão (1992-97) não diferiram significativamente ($\alpha > 0,05$), mas a média de C_1 (4,6 ha) foi menor ($\alpha < 0,05$) que a de C_2 (34,2 ha), em qualquer safra considerada. Assume-se, em geral, que o aumento da área de propriedades rural permite ampliar, dispersar e diversificar as atividades rurais. Isto facilita a implantação de esquemas de cultivos em rotação, incluindo pousios. Quando as atividades agrícolas são dependentes de pesticidas, o risco de contaminação também se expande dentro da propriedade, mas a frequência da contaminação pode se apresentar mais reduzida quando do uso de rodízios que incluem atividades menos dependentes de pesticidas e de pousios intercalados. Acredita-se, desta maneira, que os danos decorrentes do uso de pesticidas sejam menos drásticos e mais recuperáveis em áreas maiores, quando não haja um crescimento, na mesma razão, das áreas dependentes de pesticidas. Áreas diminutas induzem a intensificação de uso do espaço territorial e de recursos tecnológicos, assim como torna mais próximas as distâncias entre as atividades e entre estas, o próprio ambiente doméstico. Quando se trata de atividades dependentes de pesticidas, haverá então o uso mais intenso e freqüente de pesticidas no espaço territorial e, pela proximidade das parcelas, e do meio doméstico, o risco devido a esta variável ($R_{CDPAH}/\text{área}$) é maior e mais contínuo

TABELA 3.5 - Expressão proporcional de variáveis consideradas no fator Ambiente (A), segundo suas categorias de risco, em duas comunidades cotonícolas (C₁, C₂), Cáceres, MT, Brasil, safras 1992-97.

Fatores e Variáveis (v _i)	Categoria focada (c _f) ou de maior risco- r ₁ em cada variável (em oposição à não-focada (c _n) ou de menor risco - r ₂ ; sendo r ₁ + r ₂ =total)	Comunidades e as Expressões de r ₁				Expressão proporcional e comparativa (igual=,; desigual:≠)
		Facão (C ₁)		Barra Nova (C ₂)		
		Proporções de r ₁ em C ₁ [%(n _{r1} /n _{c1})]	Relatividade do risco r ₁ em C ₁	Proporções de r ₁ em C ₂ [%(n _{r1} /n _{c2})]	Relatividade do risco r ₁ em C ₂	
Fator Ambiente alvo(A)						
v ₁₅ :Área da propriedade(**)	≤ a 5 ha	83,18 (94/113)a	+	7,40 (14/189) b	-	≠35,76 (108/302)
v ₁₆ :Vegetação(**)	Natural menos conservada	46,90(53/113) b	-	80,42(152/189) a	+	≠67,88(205/302)
v ₁₇ :Relevo(**)	Mais acidentado	87,61 (99/113) a	+	18,51(35/189) b	-	≠44,37(134/302)
v ₁₈ :Aspectos hídricos(**)	Águas mais próximas das aplicações	5,30 (6/113) b	-	64,55(122/189)a	+	≠42,38(128/302)
v ₁₉ :Clima	Aw ₁ e lavouras < protegidas do vento	72,56 (82/113) s	≅	76,19 (144/189)s	≅	=74,83(226/302)
v ₂₀ :Solos(**)	C/ < poder de adsorção(<MO e <Arg)	9,73 (11/113) b	-	80,42(152/189)a	+	≠53,97 (163/302)
v ₂₁ :Fauna(**)	Mais diversa e mais não-alvos	38,93 (44/113) b	-	85,71(162/189)a	+	≠68,21 (206/302)
Expressões relativas das categorias r ₁ nas 7 variáveis do fator "A"		2a; 4b 1s	$\frac{2(+)}{4(-)}; 1(\equiv)$	4a 2b; 1s	$\frac{4(+)}{2(-)}; 1(\equiv)$	1(=);6(≠)
Soma dos casos no fator A(**) (χ ² =19,450; GL=1; n=2114; α=0,000)		49,17 (389/791)b		59,03(781/1323)a		≠55,34(1170/2114)
		50,82(402/791)a		40,96(542/1323)b		≠44,65(944/2114)

OBS Relatividade qualitativa das proporções ou expressões em pauta: semelhante [s ou ≅]; maior [a ou +]; menor [b ou -]; Igual [=]; Diferente [≠];
Significância pelo teste χ²: (**): α < 0,01; (*)α < 0,05.

em pequenas, em relação a médias e grandes propriedades, desde que estas últimas não estejam dominadas de lavouras dependentes de pesticidas. Assim, essa variável constitui-se em um indicador de risco. A distribuição das áreas de propriedades ($\text{Área}_{C_1} < \text{Área}_{C_2}$) associada a esta linha de raciocínio leva a sugerir que, em C_1 , o risco ($R_{\text{CDPAH}/\text{área}: C_1 > C_2}$) tenha sido maior que em C_2 . Entretanto, as duas comunidades estudadas são de cotonicultura de pequenos agricultores utilizando, predominantemente, a força familiar braçal e animal, distinta da situação média encontrada pela EMBRAPA (1997) e dos dados recentes disponibilizados pelo IBGE (2004), em que predominam grandes áreas e cada vez menos a força braçal.

3.3.2 - Vegetação

Em C_1 , entre os anos de 1992-97, a vegetação natural arbórea inicial nos lotes de terra dos produtores já estava removida quase que completamente, dando lugar para espécies cultivadas. Embora as ervas consideradas daninhas marcassem presença intensa e bastante diversificada no período chuvoso e de cultivo, a composição original foi alterada drasticamente, pela retirada de espécies naturais e também pela introdução de exóticas (cultivadas e daninhas).

Na comunidade C_2 , no início do período de estudo (1992) havia pouca cobertura vegetal arbórea nativa remanescente. Entretanto, pelas descrições em RIEDER (1995), a vegetação nativa original predominante na comunidade C_2 se assemelhava à da mencionada em C_1 . Porém, algumas distinções podiam ser identificadas, como a presença de áreas tendendo a cerrado com o afastamento pela margem direita do córrego Caramujo, e de vegetação tendendo à do Pantanal, nas proximidades do córrego citado. Áreas antropizadas tinham uso agrícola similar à de C_1 mas com presença mais freqüente de pastagens (*Brachyaria* sp.).

O processo de remoção completa da vegetação arbórea na comunidade C_2 foi anterior à de C_1 , confirmado em EMATER-MT (1983a) e em MATO GROSSO (1990). Este fato, no período estudado (1992-97) pode ter proporcionado uma redução mais drástica, em C_2 , da população de inimigos naturais das pragas que atacam as lavouras de algodão que, por sua vez, induzem o uso de pesticidas. Além disto, em C_1 , entre 1992-97, áreas de vegetação nativa intactas estavam mais próximas das lavouras que as de C_2 . Portanto, a vegetação nativa disponível e acessível próximas a lavouras ($\text{Veg}_{C_1} > \text{Veg}_{C_2}$), deve alojar melhor e mais predadores de pragas, controlando-as melhor e, por conseguinte requerendo menos aplicações de pesticidas, nas situações em que esta relação se confirma (TAB. 3.5v₁₆). Assim, assume-se que, em C_1 , a variável “vegetação” concorreu para proporcionar menor risco ($R_{\text{CDPAH}/\text{veg}: C_1 < C_2}$) que em C_2 . Por isto, assume-se que esta variável constitui um indicador de risco quando do uso de pesticidas.

3.3.3 - Aspectos do relevo das comunidades

Em C_2 , entre 1992-97, havia mais lavouras de algodão em terrenos com menor declividade (planos e levemente ondulados) que em relação às de C_1 . Em C_1 os lotes estavam situados numa vertente com declividade média situada entre 2 % e 3 %

Diante da maior declividade encontrada (BRASIL, 1982; EMBRAPA, 1982; MATO GROSSO, 1990; RIEDER, 1995), o relevo em C_1 deixa suas áreas mais vulneráveis ao arraste superficial de partículas contaminadas por pesticidas. Por isto, teria havido, em C_1 , uma ação erosiva mais intensa e disseminadora de poluentes para as superfícies vizinhas. Por outro lado, o relevo mais acentuado teria desfavorecido o arraste vertical do poluente (para dentro do perfil do solo). Considerando que a maior parte dos resíduos de pesticidas é adsorvida na camada

mais superficial do solo e, sendo esta, a primeira a ser erodida e, devido o processo erosivo ser afetado pelo relevo, assume-se que esta variável ($rel = v_{17}$) é um indicador de risco. Assim, devido às características de v_{17} o risco ($R_{CDPAH}/rel: C_1 > C_2$) foi maior em C_1 que em C_2 (TAB. 3.5 v_{17}). O risco de contaminação do ambiente pantaneiro, em face do exercício de atividades dependentes de pesticidas à sua montante, é também discutido por AB'SABER (1978) e RESENDE *et al.* (1994).

3.3.4 - Recursos hídricos

Em C_1 existem dois córregos, de água salobra (com gosto de sal), entre os quais está situada a colonização I do Projeto de Assentamento. Também são utilizadas fontes de água subterrânea (poços de até 25 m de profundidade). São poucos os poços constituídos de água não salobra. Um poço semi - artesiano, também de água salobra, complementa o atendimento de demandas de consumo doméstico.

Em C_2 , o córrego do Caramujo é a fonte mais volumosa de água disponível aos agricultores, estando o mesmo situado na base da vertente das terras daquela comunidade. Existem também duas importantes várzeas e olhos d'água, as quais, transversalmente ao sentido longitudinal da comunidade, drenam suas águas para o córrego Caramujo. Os agricultores também utilizam águas subterrâneas através de poços por eles perfurados, cujo nível das águas se aproxima, com o passar dos anos, da superfície do solo. A profundidade do nível da água nos poços é variável desde além de 20 m até a superfície. Não foi mencionada e nem encontrada a existência de águas salobras, de qualquer fonte utilizada nesta comunidade. A distribuição e intensidade de chuvas em ambas as comunidades acredita-se ser semelhante aos registros efetuados no Posto Meteorológico de Cáceres.

Assume-se que as características dos recursos hídricos, existentes e utilizados em atividades dependentes de pesticidas constituem uma variável indicadora de risco.

Pesticidas aplicados sobre o solo podem ser hidromobilizados, atingindo rios, lagos ou percorrer o perfil de solos atingindo águas subterrâneas (ALVES, 1998).

Por um lado, em C_1 as águas utilizadas para o preparo de caldas de pesticidas derivam de fontes salobras, conforme constatado por extensionistas rurais por ocasião da implantação do Projeto de Irrigação da Colonização do C_1 (MATO GROSSO, 1990). Porém, em C_2 as águas são aparentemente doces, segundo constatações rotineiras pessoais verificadas, adicionadas a relatos dos agricultores locais, desde a década de 1970. Assumindo-se que a salobridade relativa maior seja um indicador de alcalinidade também mais elevada, então as águas de C_1 teriam um poder maior de neutralização, desativação de pesticidas e de seus resíduos, inclusive podendo afetar a eficácia durante as próprias aplicações de pesticidas nas lavouras. A literatura cita os meios alcalinos como incompatíveis com maioria dos pesticidas (SALAZAR CAVERO, 1998), inclusive os usados na cotonicultura local. Entretanto, a aproximação do lençol de água à superfície do solo de algumas lavouras, em períodos mais chuvosos, em C_2 , pode estar favorecendo a contaminação (por resíduos de pesticidas) de águas subterrâneas. Nesta linha de discussão as águas salobras concorrem para que na comunidade C_1 haja, provavelmente, um menor risco de impactos negativos sobre a saúde e ao ambiente atribuível ao fator água, ($R_{CDPAH}/hid: C_1 < C_2$), mas, em compensação, deve haver menor eficácia com os tratamentos fitossanitários, em relação a C_2 , o que poderia justificar uso de maiores dosagens e maior número de tratamentos. De modo

semelhante, considerando a proximidade das águas subterrâneas em relação à superfície do solo das lavouras, em C_1 o risco de contaminação em profundidade também deve ter sido menor que em C_2 ($R_{CDPAH/hid}: C_1 < C_2$) (TAB. 3.5v₁₈). A elevação do lençol de águas subterrâneas, a formação e o aumento do nível de lagoas, com o tempo de utilização antrópica, das áreas de C_2 é abordada por COUTO & SANDANIELO (1995) e RIEDER(1999).

3.3.5 - Condições climáticas

Dados de temperatura e precipitação pluviométrica registrada em Cáceres no período de 1992-97 confirmam o tipo climático Aw_i . Apesar de não se possuir registros de séries de dados meteorológicas especificamente nas duas comunidades estudadas, com base na vivência na área desde 1974 e associado às informações dos moradores mais antigos das duas localidades, assume-se que a condição climática em C_1 e em C_2 é semelhante àquela registrada em Cáceres (TAB. 3.5v₁₉).

Razão pela qual não deve ter havido efeito diferenciado, nas duas comunidades, da variável climática sobre o risco ($R_{CDPAH/cli}: C_1 = C_2$). Eventos climáticos como chuvas e a temperaturas podem afetar o processo de adsorção e dessorção de pesticidas no solo (STEINDORFF, 1973). Entretanto, a boa penetração luminosa no dossel, as temperaturas relativamente altas e a manutenção de elevada umidade na superfície do solo na primeira metade do ciclo da cultura nas lavouras das duas comunidades, oferecem uma condição favorável a um processo mais acentuado de degradação de resíduos de pesticidas quando comparado com regiões ou épocas mais frias, menos úmidas ou menos chuvosas e com dossel mais fechado com menor penetração luminosa.

Acredita-se, então, que na presente condição tropical, o processo de degradação de resíduos de pesticidas lançados no ambiente deva ser mais acentuado que em ambiente de clima subtropical ou temperado. Entretanto, considerando-se a existência, durante o ciclo da cultura, de uma primeira metade mais chuvosa, com temperaturas mais elevadas e com melhor iluminação e uma segunda metade com queda de temperatura, de chuvas e de luminosidade no ambiente das lavouras, o processo de degradação de resíduos de pesticidas lançados pela atividade cotonícola provavelmente se desacelera da primeira para a última aplicação de pesticidas. As últimas aplicações praticamente se dão em condições de ausência de chuvas e com superfície de solo seco. Estudos de RAJENDRAN & SUBRAMANIAN (1997), desenvolvidos na Índia, sugerem que o destino ambiental de pesticidas (em especial clorados) em situação tropical é fortemente determinado pelas condições climáticas reinantes. Assim, esta variável constitui um importante indicador de risco (sazonal e espacial).

3.3.6 - Solos e alguns de seus atributos

Em C_1 podem ser encontrados Neossolos, Gleissolos, Alissolos e Latossolos. Na área da colonização I da comunidade, foi encontrado o predomínio de Latossolos com horizontes C profundos (> 20 m), enquanto, na colonização II da C_1 os solos são mais rasos e mais pobres no que se refere à fertilidade.

Na comunidade C_2 , conforme RIEDER (1995), os solos descritos na área de estudo são Argissolos, Neossolos, Latossolos. Os teores de argila nos perfis destes três solos situaram-se, respectivamente, na faixa de 59-68 g dm^{-3} , 55-110 g dm^{-3} e 70-120 g dm^{-3} .

Atributos e/ou características de solos constituem-se em importantes indicadores de risco nas situações de uso de pesticidas, pois o principal destino final de seus resíduos e os processos envolvidos se dá nesta matriz.

No que se refere ao nível de risco atribuído a variável solo ($NR_{CDPAH}/solo$) na camada de 0-20 cm do perfil, assume-se, como importantes componentes os teores de areia total (areia fina + areia grossa: mais areia, maior o risco), matéria orgânica (maior teor, menor o risco), magnésio trocável (maior teor, menor o risco), cálcio trocável (maior teor, menor o risco), hidrogênio trocável (maior teor, menor o risco), a faixa de pH (maior alcalinidade, menor o risco), a porosidade total (maior porosidade, maior a infiltração, maior o risco de contaminação de águas subterrâneas) e a profundidade do perfil de solos (maior profundidade, maior a dispersão da concentração do contaminante, mas maior é a abrangência da contaminação) e o nível de água nos poços (menor a profundidade e maior a flutuação estacional, maior o risco de contaminação de águas subterrâneas) de consumo doméstico nas duas estações do ano (período chuvoso e de estiagens). Segundo ALVES (1998), várias podem ser as fontes de entrada de pesticidas no ambiente e também as suas rotas, podendo ser movimentadas, a partir de deposições no solo, para locais distantes de sua aplicação.

Vários são os componentes de solo que afetam a mobilização e a atividade de um pesticida ingressado nessa matriz. Assim, pode-se sugerir que os valores encontrados (TAB. 3.6), para as variáveis areia total, matéria orgânica, pH em água, magnésio trocável, cálcio trocável, a profundidade do perfil de solos e o nível da água de poços são, por si só, indicadores do nível de risco que resultam no chamado risco devido ao solo ($NR_{CDPAH}/solo$). Diante da expressão destas características, assume-se que os solos se apresentaram mais vulneráveis ao impacto negativo com os pesticidas usados na comunidade C_2 que em C_1 (TAB. 3.5v₂₀). Entretanto, em C_1 a contribuição do hidrogênio trocável e a porosidade total devem ter favorecido mais o risco que em C_2 . Considerando o número de características dos solos com expressões não semelhantes entre as comunidades, assume-se o nível de risco devido ao solo ($NR_{CDPAH}/solo:C_2 > C_1$) foi maior em C_2 que no C_1 .

3.3.7 - Impacto sobre a fauna

A fauna silvestre encontrada em C_1 , antes da remoção completa da vegetação (Ex.: paca, tatu, cutia, anta, macacos, tamanduá, papagaios, tucanos, araras, peixes em dois córregos vizinhos), foi alterada com as atividades antrópicas locais, surgindo populações prevalecentes de outras espécies (ratos, raposas, cobras, aves predadoras, animais e insetos predadores e pragas e, presença pouco freqüente dos animais antes citados). Os animais domésticos constituem-se de caninos, felinos, aves - galináceos, suínos, poucos bovinos e poucos eqüinos ou muares.

Com a substituição dos ecossistemas complexos e equilibrados por outros mais simplificados e instáveis (criações e cultivos agrícolas) a fauna associada também se alterou. Pragas das plantas cultivadas e das criações, assim como os predadores das mesmas também se instalaram ou alteraram a dinâmica de flutuações da densidade populacional, como eram de se esperar. Na tentativa de controlar as pragas, o homem passa a impactar este novo ecossistema com pesticidas, no caso em foco, nas lavouras de algodão.

A situação descrita em C_2 é semelhante à de C_1 , com exceção de presença maior de representantes da fauna que utilizam o ambiente aquático - córrego Caramujo, várzeas inundáveis e nascentes de água (aves, répteis, anfíbios e peixes). Ainda, na comunidade C_2 algumas famílias de agricultores estão introduzindo a apicultura. Em C_2 há um contingente populacional bem mais numeroso de bovinos (misto e leiteiro) que no C_1 .

TABELA 3.6 - Resultados de análises química e física de amostras de solos coletadas na camada arável (0-20 cm) em estabelecimentos rurais de duas comunidades cotonícolas (C₁, C₂), Cáceres, MT, Brasil, 1998.

Variáveis		Comunidade do Fação (C ₁)			Comunidade de Barra Nova (C ₂) ⁽³⁾		
Nome	Unidade	Solos da comunidade ⁽¹⁾		Latossolos ⁽²⁾	Argissolos	Neossolos	Latossolo
		Faixa	% Estabel.	Amplitude e	Amplitude e Média	Amplitude e	Amplitude e
Matéria Orgânica	g.dm ⁻³	20-50	>80	39-57 (49)	30-90 (60)	21-38 (34)	31-47 (45)
Argila	g.dm ⁻³	20-30	71	40-280(160)	59-68 (63)	55-111 (79)	70-124 (98)
Porosidade total	dm ³ .dm ⁻³	0,50-0,71	100	0,46-0,49 (0,47)	0,38-0,52 (0,44)	0,37-0,47 (0,42)	0,38-0,46 (0,42)
pH em água	-	> 5,0	100	6,5-7,5(7,0)	6,1-7,1 (6,7)	6,1-6,3 (6,2)	5,8-6,2 (6,1)
H ⁺	cmol _c .dm ⁻³	> 5,0	63	1,5-2,6(2,1)	1,3-4,2 (2,4)	2,7-3,5 (2,9)	3,6-4,1 (3,8)
Al ⁺⁺⁺	cmol _c .dm ⁻³	< 0,7	100	-	-	-	-
K ⁺	cmol _c .dm ⁻³	< 0,15	63	> 0,15 (0,38)	< 0,15 (0,08)	< 0,15 (0,12)	< 0,15 (0,09)
Mg ⁺⁺	cmol _c .dm ⁻³	< 2,0	59	1,7-2,8 (2,3)	1,4-2,8 (2,7)	0,3-1,9 (1,5)	0,6-1,7 (1,4)
Ca ⁺⁺	cmol _c .dm ⁻³	> 5,0	85	6,0-9,5 (7,3)	5,5-13,5 (7,6)	3,4-5,7 (4,2)	5,2-7,6 (6,1)
P - disponível	mg.kg ⁻¹	< 9,5	100	20-51 (34,4)	3,7-121 (6,8)	1,6-8,9 (4,9)	1,9-9,4 (5,3)

Obs.: ⁽¹⁾ - Resultados analíticos apresentados e obtidos em RIEDER et al. (1990);

⁽²⁾ - Resultados obtidos no presente estudo;

⁽³⁾ - Resultados analíticos apresentados e obtidos em RIEDER (1995).

Embora os pesticidas tenham sido desenvolvidos para auxiliar o homem, podem provocar drástico impacto no ambiente e na saúde humana, além de danos sobre outros mamíferos, peixes, pássaros, microorganismos, abelhas e outros insetos não alvos (MADHUN & FREED, 1990). Mesmo com a carência de estudos, pelo fato de haver em C_2 uma maior densidade populacional de animais domésticos (bovinos, principalmente), criados nas vizinhanças de lavouras submetidas a pesticidas, presença de apicultura e fauna aquática mais populosa e próxima dos ambientes diretamente tratados, assume-se que o uso de pesticidas na comunidade C_2 concorre para um maior risco ($R_{CDPAH/fauna}: C_2 > C_1$), em relação à situação do C_1 (TAB. 3.5v₂₁). Assim, a variável “fauna” (a ser protegida e a interferente direta ou indiretamente na incidência de pragas, alvos de pesticidas) constitui um indicador de risco.

3.4 - INTERAÇÃO HOMEM-PESTICIDA-AMBIENTE (H-P-A)

O homem, impulsionado para sobreviver e vencer desafios que a própria sociedade e o meio lhe impõem, é criativo para intervir no ambiente de forma progressivamente eficaz ou radical diante de seus objetivos. Entre os instrumentos e métodos que utiliza para tal estão os pesticidas, objetivando eliminar pestes ou inimigos biológicos interferentes em suas atividades e ambientes.

3.4.1 - Domínio na atividade

3.4.1.1 - Fonte do saber do agricultor

Constatou-se que os procedimentos aplicados no uso e manejo de pesticidas deriva de conhecimentos adquiridos por experiência própria ou por herança, de vizinhos ou amigos, de vendedores de pesticidas, da leitura de bulas e de técnicos da área fitossanitária. Pois 93,4 % dos cotonicultores não receberam treinamento específico para trabalhar com pesticidas em cotonicultura. Assim, restaram apenas 6,6 % de casos em que os operadores tinham recebido algumas informações técnicas (5,2 % via palestras e 1,4 % via cursos). SIMON (1993) menciona que a educação e o treinamento de agricultores devem continuar recebendo especial consideração por parte da indústria de pesticidas. FREIRE *et al.* (1993) verificou no MT, em 1993, que 86,67 % dos cotonicultores manifestaram o desejo de receberem treinamentos, enquanto três anos após a EMBRAPA (1997), verificou que 91,7 % dos agricultores queriam ser treinados e, 83,3 % dos extensionistas que os atendem, também necessitavam de treinamento.

Mas no presente estudo, ao se considerar a leitura da bula e o ensinamento de técnicos da área como fonte melhor habilitada e confiável para transmissão correta do saber sobre uso e manejo de pesticidas, verifica-se que apenas 15,2 % dos casos se baseiam em tais fontes (TAB. 3.7v₂₂). Assim, 84,8 % dos casos de uso e manejo de pesticidas têm os procedimentos adotados baseados em conhecimentos próprios e/ou adquiridos com vizinhos, amigos e/ou com vendedores de pesticidas, e não em fontes mais habilitadas. Os percentuais mencionados sobre a origem deste saber não diferiram (χ^2 , $\alpha > 0,05$) nas duas comunidades. Com a origem deste saber pode afetar a correção dos procedimentos, assume-se que esta variável constitui um indicador de risco. Embora o agricultor consolide e defina a sua prática (*como fazer*) com base no exercício repetitivo ou de tentativas de aproximação, estimulado para acertar a partir do errar (*como fazer melhor observando o próprio fazer e seu resultado*), são poucos os agricultores que não reconhecem a necessidade de receberem treinamentos especializados, de fontes externas.

TABELA 3.7 - Expressão proporcional de variáveis nas interações dos fatores H-P-A, sub-fator Aspectos da cotonicultura local, segundo suas categorias de risco, em duas comunidades cotonícolas (C₁, C₂), Cáceres, MT, Brasil, safras 1992-97.

Fatores e Variáveis(v _i)	Categoria focada(c _f) ou de maior risco-r ₁ em cada variável (em oposição à não-focada(c _n) ou de menor risco - r ₂ ; sendo r ₁ + r ₂ =total)	Comunidades e as Expressões de r ₁				Expressão proporcional e comparativa (igual =; desigual≠)
		Fação (C ₁)		Barra Nova (C ₂)		
		Proporções de r ₁ em C ₁ [% (n _{r1} /n _{c1})]	Relatividade do risco r ₁ em C ₁	Proporções de r ₁ em C ₂ [% (n _{r1} /n _{c2})]	Relatividade do risco r ₁ em C ₂	
Interação dos fatores H-P-A: Sub-fator “Aspectos da cotonicultura local-acc” – Sub-sub-fator “Dominio na atividade - dm”						
v ₂₂ : Fonte do saber	Influência predominante de leigos	83,03 (93/112)s	≅	85,95 (153/178) s	≅	=84,82 (246/290)
v ₂₃ : Conceito Pesticida bom ^(**)	Entre outros, ser mais persistente	2,67(3/12) b	-	23,86(42/176) a	+	≠15,62(45/288)
v ₂₄ : Vivência cotonícola ^(**)	Menos que a média(<21,3 anos)	67,30 (35/52) a	+	47,82(22/46) b	-	≠58,16(57/98)
Expressões relativas das categorias r ₁ nestas 3 variáveis						
		1a, 1b 1s	1(+);1(-); 1(≅)	1a 1b, 1s	1(+);1(-); 1(≅)	1(=);2(≠)
Soma dos casos em dm (χ ² =3,011; GL=1; n=676; α=0,0827)						
	> Risco (r ₁)	47,46(131/276)s	≅	54,25(217/400)s	≅	=51,47(348/676)
	< Risco(r ₂)	52,53(145/276)s	≅	45,75(183/400)s	≅	=48,52(328/676)
Sub-sub-fator “regime de ocupação das terras-rot”						
Expressão relativa da categoria r ₁ nesta variável						
		1s	1(≅)	1s	1(≅)	1(=)
v ₂₅ : Regime de ocupação (χ ² =0,531; GL=1; n=302; α=0,4659)						
	> Risco (r ₁) [Não-proprietários]	31,85(36/113)s	≅	35,97(68/189)s	≅	=34,43 (104/302)
	< Risco(r ₂) [Proprietários]	68,14(77/113)s	≅	64,02 (121/189)s	≅	=65,56 (198/302)
Sub-sub-fator “Algumas características do cultivo-acc”						
Expressões relativas das categorias r ₁ nestas 6 variáveis em acc						
v ₂₆ : Força - instrumentos labor	Predominantemente manual	100,0(113/113)s	≅	100,0 (189/189) s	≅	=100,0 (302/302)
v ₂₇ : Época de semeadura ^(**)	Datas não recomendadas	17,02(16/94) a	+	1,12 (1/89) b	-	≠9,28(17/183)
v ₂₈ : Área plantada ^(**)	Maior que a média(>3,29 ha)	13,39 (15/112) b	-	51,59(97/188) a	+	≠37,33(112/300)
v ₂₉ : Colheita do algodão ^(**)	Predominantemente manual	100,0(113/113)s	≅	100,0 (189/189) s	≅	=100,0 (302/302)
v ₃₀ : Produção da lavoura ^(**)	Maior que a média(>3645 kg)	20,35 (23/113) b	Ise	45,40(84/185) a	Ise	≠35,90(107/298)
v ₃₁ : Produtividade/lavoura ^(**)	Maior que a média(>1169,25 kg/ha)	55,75 (63/113) a	Ise	40,54(75/185) b	Ise	≠46,30(138/298)
Expressões relativas das categorias r ₁ nestas 6 variáveis em acc						
		2a; 2b 2s	1(+);1(-); 2(≅); 2(Ise)	2a 2b; 2s	1(+);1(-); 2(≅);2(Ise)	2(=);2(≠); 2 Ise
Soma dos casos em acc ^(**) (χ ² =15,887; GL=1; n=1683; α=0,000)						
	> Risco (r ₁)	52,12(343/658) b	-	61,95(635/1025) a	+	≠58,11(978/1683)
	< Risco(r ₂)	47,87(315/658) a	+	38,04(390/1025) b	-	≠41,88 (705/1683)
Expressões relativas das categorias r ₁ com base na soma dos casos de dm + rot + acc, deste sub-fator acc						
		3a; 3b 4s	3(+);3(-); 2(≅); 2(Ise)	3a 3b; 4s	3(+);3(-); 2(≅);2(Ise)	2(=);2(≠); 2 Ise
Soma dos casos em acc ^(**) (χ ² =17,558; GL=1; n=2661; α=0,000)						
	> Risco (r ₁)	48,71(510/1047) b	-	57,00(920/1614) a	+	≠53,73(1430/2661)
	< Risco(r ₂)	51,28(537/1047) a	+	42,99(694/1614) b	-	≠46,26 (1231/2661)

OBS.: Relatividade qualitativa das proporções ou expressões em pauta: semelhante [s ou ≅]; maior [a ou +]; menor [b ou -]; Igual [=]; Diferente [≠]; Significância pelo teste χ²: (**): α < 0,01; (*) α < 0,05.

Nas áreas de algodão de MT, em 1993 apenas 13,3 % dos cotonicultores julgavam não necessitar de treinamento especializado de fonte externa (FREIRE *et al.*, 1993) enquanto que em 1996 este percentual caiu para 8,3 % (EMBRAPA, 1997).

Diante das freqüências não distintas na origem destes saberes, em ambas as comunidades, assume-se que o risco atribuído a esta variável deva ter sido semelhante nas mesmas ($R_{CDPAH/sab}: C_1 = C_2$), mas com efeito forte sobre o risco global.

3.4.1.2 - Conceito de pesticida bom ou pesticida mais eficiente

O conceito sobre algo que nos custa dinheiro normalmente está associado à utilidade prática e eficácia deste diante da finalidade de sua aquisição. Nas comunidades estudadas, houve um número minoritário de ocasiões em que agricultores, das duas comunidades (C_1, C_2), consideraram os atributos como persistência (2,7 % e 23,9 %) (TAB. 3.7v₂₃), dose necessária (20,5 % e 16,5 %), odor e toxicidade humana (12,5 % e 19,9 %) e, existência de bioindicadores (13,4 % e 7,4 %) para avaliar a qualidade do pesticida. Mas, um percentual bem maior usou como referencial a toxicidade e o espectro de ação (55,4 % e 43,8 %) e/ou a rapidez da ação biocida do pesticida (53,6 % e 48,3 %).

Os atributos próprios de um pesticida, considerados mais desejáveis pelo agricultor, podem não concordar com os de técnicos da área, consumidores de produtos agrícolas e também não com os de ecologistas e com a legislação vigente.

O conceito de pesticida bom, para o cotonicultor, está alicerçado em um ou mais atributos que, em geral, garantam o controle de pragas por um prazo mais prolongado possível. As freqüências observadas e esperadas, nas duas comunidades, são concordantes quando se considera sua associação ou não com atributos tal como bioindicadores, toxicidade a insetos e espectro de ação, dose necessária, rapidez de ação e, odor e toxicidade humana. Mas, quando o conceito esteve associado a persistência ou não, as freqüências observadas foram discordantes das esperadas ($\chi^2, \alpha < 0,05$) nas duas comunidades. Neste caso, os cotonicultores de C_2 e C_1 , respectivamente em 23,9 % e 2,7 % das manifestações, adotaram a persistência (preferência por produto mais persistente) como indicadora de pesticida bom.

Outro estudo de RIEDER (1990) também revelou que agricultores da região sudoeste de MT, na safra 1986/87, consideravam determinado pesticida como “o melhor”, em relação aos demais, quando apresentava ação mortífera mais rápida ou fulminante e sobre maior número possível de tipo de pragas. A interferência prática destes conceitos de *bom pesticida ou mais eficaz* se reflete na escolha do produto a adquirir e, também sobre os esquemas de uso e manejo dos mesmos. Assim, é mais provável ($\chi^2; \alpha < 0,05$) que um agricultor de C_2 venha adquirir um produto mais persistente que um outro cotonicultor de C_1 . Então assume-se que esta variável conceitual de *pesticida bom* é um indicador de risco ($R_{CDPAH/pbom}: C_2 > C_1$) e teve efeito maior em C_2 que em C_1 , diante da distinção freqüencial.

3.4.1.3 - Vivência na cotonicultura

O tempo que o agricultor trabalha em lavouras de algodão representa tempo de experiência ou vivência (T_V) na atividade como também de envolvimento com pesticidas. O T_V pode ser fracionado em tempos de experiência local ou em sua comunidade atual (T_L) e não-local ou externo (T_E). Assim, $T_V = T_L + T_E$.

Entre 1992-97, os cotonicultores de C_2 trabalhavam com lavouras de algodão há mais tempo ($T_V_{C_2}$: 25 anos e 255 dias > $T_V_{C_1}$: 14 anos 255 dias) que os seus pares do C_1 . Nas seis safras (1992-97) o T_V médio (21 anos e 215 dias \pm

15anos e 281 dias) manteve-se semelhante ($\alpha > 0,05$; Teste de Tukey). Em nenhuma das seis safras de algodão (1992-97), a comunidade C_2 teve a participação de agricultores com T_V menor que cinco anos, enquanto que em C_1 isto houve em todas as safras.

Alguns agricultores migraram para as comunidades deste estudo trazendo experiências cotonícolas anteriores (T_E), enquanto outros só vieram a tê-la em sua comunidade atual ou já estavam com alguns anos de experiência local (T_L).

Em C_1 o T_L foi menor que o de seus pares de C_2 (C_1 : 2 anos < C_2 : 12 anos e 146 dias; $\alpha < 0,05$). Entretanto, no período considerado (1992-97) a média de T_L foi semelhante ($\alpha > 0,05$) nas seis safras (8 anos e 183 dias \pm 6 anos e 292 dias).

Agricultores naturais das comunidades e outros de origem migratória envolveram-se com lavouras locais de algodão com base, também, em aprendizagens de cultivo adquiridas com suas vizinhanças. Áreas cotonícolas estudadas no MT em 1993 (FREIRE *et al.*, 1993) apresentavam um contingente menor de agricultores (24,6 %) com mais de sete anos na atividade que os encontrados (36,2 %) no ano de 1996 (EMBRAPA, 1997).

Partindo-se do princípio que o T_V concorre para melhorar o domínio sobre a atividade, embora outras variáveis também possam influir sobre tal, assume-se que a probabilidade de uso e manejo inadequado neste labor diminui. Para o presente estudo, com as devidas ressalvas, assume-se que C_1 , com menor T_V , submeteu-se a um maior risco (R_{CDPAH}/T_V : $C_1 > C_2$), em relação a C_2 , com maior T_V . Pois as freqüências esperadas e observadas nas duas categorias de T_V (I \leq média: 21,3 anos; II- > média: 21,3 anos) foram discordantes nas comunidades (TAB. 3.7v₂₄). Desta maneira esta variável (T_V) constitui um importante indicador para avaliação de risco atribuído ao uso de pesticidas (R_{CDPAH}).

3.4.2 - Regime de ocupação das terras

A distribuição de proprietários (65,6 %) e não-proprietários (34,4 %) das terras foi semelhante (χ^2 , $\alpha > 0,05$) em C_1 e C_2 (TAB. 3.7v₂₅). Mas, nos dois últimos anos, das seis safras (1992-97), houve uma alteração substancial (χ^2 , $\alpha < 0,05$) na proporção de proprietários e não proprietários (TAB. 3.8v₂₅). Estes dados concordam com os encontrados para o Estado de MT na safra 92/93 (FREIRE *et al.*, 1993), mas não se confirmam no ano de 1996, em que o percentual de proprietários se reduziu para o patamar próximo da metade (51 %) (EMBRAPA, 1997). Enquanto que na região de Cáceres (MT), na safra 86/87 de algodão, os proprietários constituíam 85 % dos lavoureiros (RIEDER, 1990).

Esta dinâmica pode estar relacionada ao ingresso e saída de agricultores na atividade e a expansão da mesma; diminuição da disponibilidade de terrenos para cultivo de algodão dentro da estrutura atual da propriedade, principalmente a de pequenos agricultores; queda da fertilidade dos solos e; infestação de pragas de áreas anteriormente cultivadas.

Assume-se que o regime de ocupação ou a situação fundiária em que se encontram os usuários de pesticidas afeta o nível de interação destes com o ambiente e, portanto, tal variável constitui um indicador de risco. RIEDER (1999) faz uma análise mais detalhada para reconhecê-la com um indicador de risco.

No presente estudo, os cotonicultores não proprietários estiveram presentes em menor percentual no ano de 1993 (21,3 %), mas aumentando nos anos seguintes, alcançado a proporção mais elevada em 1997 (47,2 %). Isto sugere que o risco por pesticidas, pela contribuição da variável "regime de ocupação" (R_{CDPAH}/ro_{cup} : 1997 > 1993) não se manteve semelhante ao longo do período estudado, assumindo valores mais alto e baixo, respectivamente, em 1997 e 1993.

TABELA 3.8 – Expressão recorrente de categorias focadas (c_f) ou de maior risco (r_1) de variáveis da interação Homem(H)-Pesticida(P)-Ambiente(A) em duas comunidades cotonícolas (C_1 , C_2), Cáceres, MT, Brasil, safras 1992-97.

Fatores, variáveis e sub-variáveis	Categorias focadas(c_f) ou de maior risco(r_1)	Safras agrícolas (Frequência observada na safra - % e sinal de tendência da variação em relação ao ano anterior)						Geral	
		1992	1993	1994	1995	1996	1997		
Interações H-P-A: ($r_1=36,04\%$; $n=4739$; $\chi^2=2,372$; $GL=5$; $\alpha=0,7956$)									
Sub-fator “Aspectos da cotonicultura local-acl” ($r_1=35,88\%$; $n=602$; $\chi^2=3,13$; $GL=5$; $\alpha=0,679$)									
V25: Regime de ocupação (*)	Não proprietários	27,0	↓ 21,3	30,0 ↑	35,6 ↑	46,9 ↑	47,2 ↑	34,4 (104/302)	
V28: Área plantada(**)	Maior que a média (>3,29 ha)	51,4	55,3 ↑	↓ 42,4	↓ 28,8	33,3 ↑	↓ 13,9	37,3 (112/300)	
Sub-fator: “Aspectos do uso e manejo de pesticidas-amp” ($r_1=36,93\%$; $n=3495$; $\chi^2=1,079$; $GL=5$; $\alpha=0,956$)									
V32: Início dos tratamentos	Mais cedo (≤ 30 dias após a semeadura)	-	-	82,9	87,7 ↑	↓ 85,4	↓ 80,6	84,9 (163/192)	
V33: Encerramento dos tratamentos (**)	Mais tarde (> 4 meses após a semeadura)	-	-	14,3	24,7 ↑	↓ 4,2	↓ 2,8	13,5 (26/192)	
V34: Número de tratamentos	Mais que 9 aplicações	-	-	48,6	↓ 34,2	47,9 ↑	↓ 38,9	41,1 (79/192)	
V35: Mistura produtos comerciais?	Sim(289/716)	35,5	↓ 34,9	37,2 ↑	44,4 ↑	↓ 40,4	43,3 ↑	40,4 (289/716)	
V36: Doses aplicadas (**)	V36 ⁷ > 50 mL/20Lágua	3,3	3,4 ↑	6,4 ↑	9,0 ↑	22,7 ↑	↓ 13,3	9,9 (82/828)	
	V36 ⁷ = 50 mL/20Lágua	76,9	↓ 73,3	↓ 67,8	↓ 58,8	↓ 49,6	61,2 ↑	63,2 (523/828)	
V37: Volume aplicado	Maior que a média (>2,20 L/Lavoura)	-	-	19,4	22,3 ↑	31,2 ↑	↓ 21,4	23,9 (131/548)	
Sub-fator: “Intoxicações por pesticidas-intox” ($r_1=31,30\%$; $n=642$; $\chi^2=2,84$ $GL=5$; $\alpha=0,7324$)									
V45: Agentes intoxicantes(**)	V45 ⁷ Do grupo dos fosforados	18,2	44,4 ↑	↓ 40,5	↓ 12,8	15,0 ↑	40,0 ↑	26,1 (36/138)	
V46: Causas intoxicadoras(**)	Dúbias (Não identificadas)	66,7	↓ 42,9	45,8 ↑	69,2 ↑	↓ 3,7	↓ 0,0	37,6 (35/93)	
V47: Gravidade das intoxicações	Muito grave	42,9	↓ 40,0	↓ 16,2	24,4 ↑	29,6 ↑	33,3 ↑	26,3 (36/137)	
V48: Casos de intoxicações	V48 ⁷ Mais que um/família	28,6	↓ 13,3	↓ 8,1	↓ 6,7	14,8 ↑	16,7 ↑	10,9 (15/137)	
	V48 ⁷ Mais que uma vez/vítima	57,1	↓ 46,7	54,1 ↑	57,8 ↑	70,4 ↑	↓ 50,0	57,7 (79/137)	
Total geral (P + HPA) (r_1 1995=34,76 % < r_1 1992,1993,1994,1996,1997: 37,5 a 41,5 % $n=6691$; $\chi^2=13,205$; $GL=5$; $\alpha=0,02150$)	r_1 :Maior risco	n°	237	307	524	658	478	314	2518
		%	41,43	40,60	38,13	34,76	37,84	37,69	37,63
	r_2 :Menor risco	n°	335	449	850	1235	785	519	4173
		%	58,56	59,39	61,86	65,24	62,15	62,30	62,36
Total de casos (Σn)		572	756	1374	1893	1263	833	6691	

Obs: Nas variáveis assinaladas com asteriscos (** ou *), as frequências observadas discordam das esperadas (Teste χ^2 , $\alpha < 0,01^{**}$ ou $0,05^*$).
Sinais usados: ↑ : Tendência ascendente em relação ao dado do ano anterior; ↓ : Tendência descendente em relação ao dado do ano anterior; ↑↓ : Ascendência em relação ao ano anterior, em distribuição não concordante entre frequências observadas e esperadas; ↓↓ : Descendência em relação ao ano anterior, em distribuição não concordante entre frequências observadas e esperadas; ↔ : Invariabilidade em relação ao ano anterior.

Porém, devido a semelhança na distribuição freqüencial das categorias desta variável nas duas comunidades a mesma não deve ter contribuído para diferenciar tal risco ($R_{CDPAH}/rocup$: $C_1 = C_2$) em ambas.

3.4.3 - Características do cultivo

3.4.3.1 - Força e instrumentos de trabalho

Conforme observações efetuadas no tempo de convivência com as comunidades (C_1 : 1989-97; C_2 : 1976-97) e anotações efetuadas no período da realização da pesquisa (1992-97; 2003), foi verificado que as lavouras de algodão eram desenvolvidas, essencialmente, por famílias de pequenos agricultores que utilizavam o sistema de manejo A (*baixo nível tecnológico, emprego de pouco capital e predomínio da força braçal*), havendo, além da força braçal, o uso da tração animal e, eventualmente o uso da força motor. Em geral, a mão-de-obra envolvida era familiar com, eventual contratação de serviços de terceiros em momentos de maior demanda de serviço, como na colheita do algodão. Os recursos instrumentais utilizados para implantação, condução e colheita de algodão, foram, predominantemente: (a) no preparo do solo: instrumentos manuais (foice, machado, enxada) e/ou animais (arado, grade e sulcador animal); (b) na semeadura: plantadeira manual (matraca) e/ou animal (semeadeira); (c) nos tratos culturais: raleação manual, para controle de ervas daninhas instrumentos manuais e de animal (enxada, riscador, sulcador) e, para controle de pragas e doenças, pulverizadores costais manual ou motorizados; (d) na colheita: catação manual.

Isso concorda com outros estudos (ARANTES, RIEDER & CANÇADO, 1990; RIEDER, 1990), nos casos de predomínio de pequenos agricultores. Entretanto, estudos descritivos da atividade em MT, mais amplos em 1993, já mostravam uma tendência de substituição de mão de obra braçal por motomecanizada (FREIRE *et. al*, 1993; EMBRAPA, 1997). A partir de 1998 a cotonicultura nas comunidades C_1 e C_2 foi se tornando inexpressiva, ausentando-se já a partir do ano 2000. A cotonicultura migrou expandindo-se em outras regiões de MT, baseada em modelos altamente tecnificados. A automação e modernização tecnológica têm priorizado questões de segurança envolvidas, por isto leva a acreditar que o uso da força braçal e de equipamentos costais manuais de aplicação de pesticidas expõe mais os operadores à contaminação de pesticidas que em relação aos que utilizam mais as operações motomecanizadas. Em ambas as comunidades estudadas, de forma semelhante, as aplicações de pesticidas eram efetuadas predominantemente sem o uso dos recursos mais modernos, ou seja com pulverizações manuais. Desta forma, assume-se que a “força e instrumentos utilizados” na aplicação de pesticidas afetaram o risco ($R_{CDPAH/forint}: C_1 = C_2$) mas, de modo similar nas duas comunidades (TAB. 3.7 v_{26}). Nesta linha de abordagem, esta variável (v_{26}) constitui um indicador de risco (R_{CDPAH}).

3.4.3.2 - Época de semeadura

A semeadura de algodão, nas duas comunidades, ocorria entre dezembro e abril. Nos meses de janeiro (32,7 %) e fevereiro (57,9 %) ocorria a maior concentração dos plantios. A semeadura em outros meses (9,2 %), em geral, esteve relacionada à desocupação de áreas com culturas anteriores (Ex.: arroz, milho).

As semeaduras em época não-recomendada foram mais freqüentes (χ^2 , $\alpha < 0,01$) em C_1 (17,0 %) que em C_2 (1,1 %) (TAB. 3.7 v_{27}).

Lavouras estabelecidas em época menos apropriada, em geral, sujeitam-se a ataques mais danosos de pragas, o que induz ao uso mais intensivo de pesticidas. Assim, esta variável é um indicador de risco. Como consequência, devido à maior taxa de exposição, o ambiente e os operadores de pesticidas nas lavouras implantadas, ficam submetidos a maior risco de contaminação e de acidentes por pesticidas que em relação a de lavouras implantadas dentro da época recomendada. Por isto, assume-se que o risco por pesticidas devido a esta variável ($R_{CDPAH/esem}: C_1 > C_2$), foi maior em C_1 que em C_2 . Estudos mais abrangentes em MT também confirmam

a existência de semeaduras fora do período recomendado (13,5 %, segundo FREIRE *et al.*, 1993; 14,29 %, conforme EMBRAPA, 1997).

3.4.3.3 - Área plantada

A área média plantada de algodão por agricultor em C_1 (2,00 ha) foi menor ($\alpha < 0,05$) que em C_2 (4,05 ha). A frequência observada de lavouras com tamanho maior que a área média geral (3,29 ha) foi bem inferior ($\alpha < 0,05$) em C_1 (13,4 %) que em C_2 (51,6 %), o que indica a presença mais freqüente de lavouras de área maior na comunidade C_2 (TAB. 3.7v₂₈).

No Estado MT, predominam lavouras menores de 20 hectares (FREIRE *et al.*, 1993: 71,1 %; EMBRAPA, 1997 : 62,5 %).

O tamanho da área plantada influi sobre o tipo, volume e às vezes também no manejo de pesticidas usados, o que, por sua vez, afeta a exposição e contaminação ambiental. Por isto esta variável constitui um indicador de risco ($R_{CDPAH/apl}$: $C_2 > C_1$). Assim, assume-se que na comunidade C_2 o risco devido a variável *área plantada*, foi mais acentuado que em C_1 .

Nas safras analisadas (1992-97) das duas comunidades, embora não de forma linear, constatou-se um crescimento, na frequência de agricultores que plantaram áreas menores que a média de cada ano. Isto indica, também, que um menor número de agricultores plantavam áreas maiores que as referências de anos anteriores (TAB. 3.8v₂₈). Assim, o maior percentual de agricultores nas safras de 1992-93, com áreas maiores que a média, pode estar sugerindo que estas duas safras (1992: 51,4 % e 1993: 55,3 %) tenham apresentado um risco ($R_{CDPAH/apl}$: 1992 e 1993 > 1997) maior que em 1997 (13,9 %), quando foi constatado o mais baixo valor do período. Entretanto, a partir de então a cotonicultura foi abandonada nestas comunidades. Após 1997 apenas três agricultores arriscaram continuar plantando algodão, encontrando extrema dificuldades à comercialização de sua produção e, por isto, não houve cultivo de algodão em C_1 e C_2 no ano de 2000 e subseqüentes. Contudo, neste começo de século (XXI), a cotonicultura baseada em "tecnologia de ponta" continua vigorando ou se expandindo em outras regiões de MT.

3.4.3.4 - Colheita

A colheita de algodão, nas comunidades estudadas, ocorria no período de pouca incidência de chuvas (maio a agosto). Desta forma, a qualidade da produção esteve favorecida.

Na colheita, a circulação sobre superfície de solo seco, das pessoas envolvidas, mobiliza mais material particulado que em solo não totalmente seco. Devido a aplicações recentes (fase final do ciclo) de pesticidas nas lavouras, existe a possibilidade de ficarem resíduos remanescentes aderidos no material particulado mobilizável. Nas duas comunidades observou-se poeira aderida na pele e na vestimenta dos trabalhadores por ocasião da colheita. No fim da jornada de trabalho as áreas expostas (desprotegidas de indumentária), como a mão, parte dos ante-braços, do pé, perna, do pescoço e rosto ficavam recobertas por uma camada considerável de material particulado, aderido pelo suor. Nestas condições ambientais e de trabalho destas famílias, sopros de limpeza das narinas chegam a expulsar concreções volumosas de material particulado (poeira) adensada pela secreção das mucosas.

Por isto, os colheitadores manuais de algodão, em regiões onde a maturação ocorre na estação seca, estariam sujeitos a risco maior atribuído a resíduos de pesticidas presentes na poeira ($R_{CDPAH/col}$) em relação a seus pares de regiões sem seca ou que a colheita esteja programada para não coincidir com a mesma. Por exemplo, quando executada por colheitadeiras com os seus operadores protegidos em cabines seguras. Desta maneira, esta variável constitui um indicador de risco. Mas

diante dos procedimentos similares de colheita em C_1 e C_2 assume-se que a fração do risco atribuído a v_{29} não diferiu nas mesmas ($R_{CDPAH/col. C_1 = C_2}$) (TAB. 3.7 v_{29}).

Nas principais zonas produtoras de algodão em *MT*, até 1997, as colheitas se caracterizavam por utilizarem predominantemente a mão de obra familiar e ser manual com múltiplas catações (EMBRAPA, 1997).

3.4.3.5 - Produção

O volume de produção de algodão das lavouras em C_1 (2510,37 kg) foi menor ($\alpha < 0,05$) que o de C_2 (4338,06 kg), e a frequência observada de lavouras com resultados maiores que a produção média de algodão (3645,0 kg) também foi menor ($\alpha < 0,05$) em C_1 (20,35 %) que em C_2 (45,4 %) (TAB. 3.7 v_{30}). As diferenças encontradas no volume de produção se devem, essencialmente, a discrepância do tamanho das lavouras em C_1 e C_2 , pois a produtividade média foi maior em C_1 .

Com uma taxa de 5 % ao ano de aumento no consumo de algodão pela indústria têxtil brasileira, havia uma previsão de necessidade de produção de 1,2 milhões toneladas de fibra para 2000 no Brasil (FREIRE *et al.* 1993). Esta taxa de demanda, associada a outros fatores (preço, mercado externo), impulsionou a ampliação de área plantada em *MT* e, conseqüentemente o volume produzido. Entretanto, no enfoque de impacto, a possível influência da produção (volume) sobre o nível de risco por pesticidas usados ($R_{CDPAH/vpr}$), já está considerada na variável “área plantada”, ao assumir-se que as demais condições são iguais para as situações em comparação. Nestas circunstâncias, a variável “produção” pode ser um indicador de risco, mas neutra.

3.4.3.6 - Produtividade

A produtividade média das lavouras de algodão de seis safras (1992-97) em C_1 (1357,89 kg/ha) foi maior ($\alpha < 0,05$) que em C_2 (1054,02 kg/ha). A frequência de produtividades acima da média geral (1169,25 kg/ha) foi maior (χ^2 , $\alpha < 0,05$) em C_1 (55,75 %) que em C_2 (40,54 %) (TAB. 3.7 v_{31}).

A produtividade pode estar associada ao nível tecnológico adotado, à adequação do sistema de cultivo e, também, às condições ambientais reinantes. É possível que a produtividade de C_1 tenha se apresentada maior que em C_2 em função das lavouras terem sido implantados em solos ainda melhor supridos de nutrientes e menos desgastados que os da comunidade C_2 . Pois a tecnologia de produção em C_2 parecia estar mais consistente que a aplicada em C_1 , como conseqüência de tempo mais amplo de experiência. No estado de *MT* houve um crescimento na frequência das faixas de produtividade mais baixas entre as safras de 1993 e 1996 (FREIRE *et al.*, 1993; EMBRAPA, 1997) o que, se reflete em diminuição da produtividade média das lavouras. AZEVEDO (1995) cita que a produtividade de lavouras, na bacia do Alto Paraguai (*MT*) ainda se mantinha muito baixa, com exceção da cultura da soja. Contudo, as produtividades de algodão nas regiões de *MT* altamente tecnificadas, entre 1995-2000, cresceram acentuadamente (IBGE, 2004).

A produtividade obtida nas lavouras, por si só, não permite inferir sobre seu efeito no nível de risco ambiental e à saúde do homem atribuído ao uso de pesticidas ($R_{CDPAH/prd}$), mas reflete o efeito de um conjunto de interferências ambientais e tecnológicas.

3.4.4 - Uso e manejo de pesticidas

3.4.4.1 - Início dos tratamentos

Em C_2 os agricultores começavam aplicar pesticidas em torno da quinta semana das lavouras (idade da planta), enquanto em C_1 iniciavam 5-6 dias antes. Então em C_1 foi mais freqüente (χ^2 ; $\alpha < 0,05$) os agricultores iniciarem antes as

aplicações de pesticidas nas lavouras que em C_2 (TAB. 3.9v₃₂). Esta preferência pela antecipação pode estar associada ao menor tempo de experiência dos primeiros na atividade. Nas safras de 1994-97 as frequências observadas de aplicações iniciadas em lavouras com idade de plantas não superior a 30 dias se mantiveram em torno de 84,9 %, não diferindo das frequências esperadas (χ^2 ; $\alpha < 0,05$) (TAB. 3.8v₃₂).

A Diretriz Técnica do ano de 1997, para a região tradicional de Algodão no Estado de MT, recomenda o uso de sementes tratadas para reduzir o risco com doenças e pragas iniciais (EMPAER-MT, 1997). Entretanto, iniciar antes as aplicações de pesticidas implica em exposição mais precoce do ambiente e do homem aos poluentes. Por isto, a variável “início dos tratamentos” constitui-se em um indicador de risco e, diante dos tratamentos mais antecipados em C_1 , assume-se que a fração do risco por pesticidas devido a esta variável ($R_{CDPAH/itr. C_1 > C_2}$) foi maior que na outra comunidade C_2 . Porém diante da semelhança das preferências dadas para iniciar os tratamentos nas quatro safras analisadas (1994-97) considera-se que o risco devido a este fator ($R_{CDPAH/itr. Safras 1994=95=96=97}$) se manteve similar naquele período.

3.4.4.2 - Encerramento dos tratamentos

Esta variável também afeta o tempo de exposição aos pesticidas. Portanto, a mesma constitui-se em um indicador de risco ($R_{CDPAH/etr}$).

Em C_1 o encerramento das aplicações se dava ao redor da segunda semana de junho (125 dias após o plantio e 101 dias após o início de aplicação de pesticidas), enquanto em C_2 a finalização ocorria na quarta semana de maio (122 dias após o plantio e 93 dias após o início das aplicações de pesticidas).

Em C_2 , 98 % das aplicações foram encerradas, no máximo, quatro meses após o plantio de algodão, enquanto que em C_1 , 25,5 % das aplicações foram além dos quatro meses, o que mostra diferenças significantes entre os níveis de exposição das comunidades (χ^2 ; $\alpha < 0,05$) quanto à ocasião do término dos tratamentos (TAB. 3.9v₃₃).

A maior frequência de encerramentos mais tardios das aplicações de pesticidas na cotonicultura em C_1 provavelmente estejam associados ao menor tempo de experiência e domínio da atividade em relação a C_2 . Tais circunstâncias conduzem a sugerir que o risco decorrente dos valores assumidos pela variável “encerramento dos tratamentos” de pesticidas ($R_{CDPAH/utr. C_1 > C_2}$) foi maior em C_1 que em C_2 . Entretanto, recomendações da assistência técnica mencionam a necessidade de monitorar a presença e nível populacional de algumas pragas até o final do ciclo da cultura (EMPAER-MT, 1992b). Lavouras de diferentes idades favorecem a persistência de pragas (EMBRAPA, 2003a) podendo induzir a dilatação dos tratamentos.

Nas quatro safras consideradas (1994-97), as frequências observadas e esperadas foram discordantes (χ^2 ; $\alpha < 0,05$) nas categorias de encerramento das aplicações, e em 1996-97 as aplicações que perduravam mais de quatro meses foram menos frequentes que nas duas safras anteriores (1994-95) (TAB. 3.8v₃₃).

Por isso, acredita-se que o risco devido a contribuição desta variável ($R_{CDPAH/utr. \neq}$ nas safras de 1994-97) foi distinto entre safras no período 1994-97, sendo maior em 1995 e menor em 1997.

TABELA 3.9 - Expressão proporcional de variáveis nas interações dos fatores H-P-A, sub-fator “Aspectos do uso e manejo de pesticidas”, segundo as categorias de risco, em comunidades cotonícolas (C₁, C₂), Cáceres, MT, Brasil, safras 1992-97.

Fatores e Variáveis (v _i)	Categoria focada (c _f) ou de maior risco- r ₁ em cada variável (em oposição à não-focada (c _n) ou de menor risco - r ₂ ; sendo r ₁ + r ₂ =total)	Comunidades e as Expressões de r ₁				Expressão proporcional e comparativa (igual: =; desigual: ≠)
		Facção (C ₁)		Barra Nova (C ₂)		
		Proporções de r ₁ em C ₁ [% (n _{r1} /n _{c1})]	Relatividade do risco r ₁ em C ₁	Proporções de r ₁ em C ₂ [% (n _{r1} /n _{c2})]	Relatividade do risco r ₁ em C ₂	
Interação dos fatores H-P-A: ...Continuação.....Sub fator “Aspectos do uso e manejo de pesticidas - amp”						
v ₃₂ : Início dos tratamentos (*)	Mais cedo (≤ 30 dias após semeadura)	90,42(85/94) a	+	79,59 (78/98) b	-	≠84,89 (163/192)
v ₃₃ : Encerramento dos tratamentos (**)	Mais tarde (>4 meses após semeadura)	25,53(24/94) a	+	2,04 (2/98) b	-	≠13,54(26/192)
v ₃₄ : Número de tratamentos (**)	Mais que 9 aplicações	55,31 (52/94) a	+	27,55(27/98) b	-	≠41,14(79/192)
v ₃₅ : Mistura de produtos?	Sim	42,94(137/319)s	≡	38,28 (152/397) s	≡	=40,36 (289/716)
v ₃₆ : Doses aplicadas (**)	Maior que ≥50 mL/ 20 L solução	61,00 (194/318) b	-	80,55(410/509) a	+	≠73,03(604/827)
v ₃₇ : Volume aplicado (**)	Maior que a média (> 2,20 L/Lavoura)	17,10 (46/269) b	-	30,57(85/278) a	+	≠23,94(231/547)
Expressões relativas das categorias r ₁ nestas 6 variáveis em amp						
		3a; 2b 1s	$\frac{3(+);2(-)}{1(=)}$	2a 3b; 1s	$\frac{2(+);3(-)}{1(=)}$	1(=);5(≠);
Soma dos casos no sub fator amp (**)(χ ² =8,6539; GL=1; n=2666; α=0,003)						
> Risco (r ₁)		45,28(538/1188)b	-	51,01(754/1478)a	+	≠48,46(1292/2666)
< Risco(r ₂)		54,71(650/1188)a	+	48,98(724/1478)b	-	≠51,53(1374/2666)

Obs.: Relatividade qualitativa das proporções ou expressões em pautas: semelhante [s ou ≡]; maior [a ou +]; menor [b ou -]; Igual [=]; Diferente [≠].
Significância pelo teste χ²: (**): α < 0,01; (*) α < 0,05.

3.4.4.3 - Número de tratamentos na safra

Em C_1 , a média, durante o ciclo da lavoura, situou-se em torno de 10 de aplicações de pesticidas, mas em C_2 foram, duas a menos.

A frequência de adoções de mais de nove aplicações de pesticidas por safra (categoria 2) foi maior (χ^2 ; $\alpha < 0,05$) em C_1 (55,31 %) que em C_2 (27,55 %) (TAB. 3.8v₃₄). Entretanto, ao longo de quatro safras (1994-97) as frequências observadas e esperadas foram concordantes (χ^2 ; $\alpha > 0,05$) diante das duas categorias desta variável (TAB. 3.8v₃₄).

O maior número de aplicações de pesticidas por lavoura foi decorrente do menor intervalo entre tratamentos e da maior amplitude do período entre a primeira e última aplicação. O elevado número de aplicações de pesticidas em lavouras de algodão, para controle das principais pragas, também foi constatado na safra de 1997/98 no sudoeste goiano (SOUZA, AMORIM NETO & FARIAS, 1998). FREIRE *et al.* (1993) mencionam que o ideal seria que houvesse menos de cinco aplicações no ciclo da lavoura, o que, segundo PESSANHA (1982) diminuiria os riscos de contaminação ambiental, à saúde do homem (agricultor e consumidor), além de reduzir custos de produção. Os tratamentos mais frequentes em C_1 podem ter sido definidos devido o menor tempo de experiência destes agricultores na cotonicultura em relação aos de C_2 . Esta variável constitui-se em um indicador de risco, pois quanto maior o número de aplicações de pesticidas numa lavoura maior será a exposição do meio e mais se elevará o risco pelo uso de pesticidas ($R_{CDPAH/ntr}$) e vice-versa. Então, diante da situação encontrada, pode-se sugerir que o risco atribuído a variável “*número de aplicações*” ($R_{CDPAH/ntr}$: $C_1 > C_2$) foi maior em C_1 que em C_2 , mas foi similar ao longo das quatro safras analisadas ($R_{CDPAH/ntr}$: = Safras 1994-97). Porém há de se analisar em maior profundidade a alteração anual da velocidade de degradação de resíduos, em áreas submetidas a pesticidas em várias safras seguidas. Pois FELSOT (1989), menciona que a progressão das aplicações nas lavouras, ao disponibilizar pesticidas aos microorganismos pesticida-dependentes, pode acentuar o processo de degradação biológica. Estes, especializados, buscam sua fonte energética no pesticida, permitindo o crescimento populacional e, daí, acelerando a degradação do produto químico.

3.4.4.4 - Uso de misturas

A legislação atual não autoriza o agricultor efetuar mistura de pesticidas que não estejam registrados para tal. No passado haviam produtos previstos para serem misturados e, prontas no comércio, contendo dois ou mais princípios ativos, principalmente formulações em pó. É possível, que a herança desse procedimento do passado associada a outros fatores, tal como a assistência e treinamento específico deficiente ao agricultor, sejam fortemente responsáveis pelos 40 % de casos de persistência do hábito de preparar a calda de aplicação com mistura de produtos pesticidas. Nas duas comunidades e também ao longo das seis safras estudadas (1992-97) as frequências observadas de adoção de misturas não diferiram ($\alpha > 0,05$) das esperadas (TAB. 3.8v₃₅; TAB. 3.9v₃₅).

Pelas razões de não estar autorizado a mistura de produtos no preparo das caldas, assume-se que tal procedimento se constitui em um indicador de risco. Então, sugere-se que a fração do risco devido o considerável hábito de efetuarem misturas de pesticidas ($R_{CDPAH/mist}$: $C_1 = C_2$; Safras_1992 =...= 97), foi alto mas semelhante tanto nas comunidades como nas safras referidas. Em outro estudo RIEDER (1994a e b) já mencionava que o hábito de misturar vários produtos podia acentuar vários efeitos indesejáveis, tanto no aspecto econômico, de eficácia e de

aumento do risco de contaminação ambiental e de intoxicações.

3.4.4.5 - Dose aplicada

Considerando as três categorias de doses adotadas pelos agricultores (1: <50; 2: 50 e 3: > 50 mL (20 L)⁻¹), a frequência de uso de 50 mL e de menos de 50 mL foram, respectivamente, maior e menor em C₂ (70,9 %; 19,4 %) que em C₁ (50,9 %; 39,0 %). Ao verificar-se a proporção de usuários de doses ≥ 50 mL (20 L)⁻¹ (categoria focada - *c_f* ou de maior risco - *r₁*) foi constatado (TAB. 3.9v₃₆) diferenciação entre comunidades (C₁ = 61,00 % e C₂ = 80,55 %). Com isso, confirma-se que a concentração média de pesticida na calda utilizada foi maior nas lavouras de C₂ que nas de C₁. A dose predominantemente usada (63,2 %) foi igual a capacidade máxima do recipiente dosador (50 mL), o qual, normalmente, acompanha o produto comercial. Esta alta frequência pode estar sendo sugerida, ao agricultor, pela capacidade volumétrica máxima do dosador que acompanha o produto comercial, o que estaria obscurecendo a recomendação técnica específica do pesticida. Outro estudo realizado, entre 1992-94, junto a nove comunidades de Cáceres (MT) também indicou que a dose mais frequentemente adotada era de 50 mL (RIEDER, 1994 b). Super e sub-dosagens também foram constatadas em uso na safra de algodão de Cáceres em 1983, (RIEDER, 1991). Mas, aceitando-se que concentrações mais elevadas ou mais baixas, aumentam ou diminuem, respectivamente, o perigo de acidente com o uso e manuseio, pode-se sugerir que este aspecto constitui um indicador de risco por pesticidas ($R_{CDPAH/dose}$). Então, estima-se que o risco tenha sido maior em C₂ que em C₁ devido a variável "dose" $R_{CDPAH/dose}$: C₂ > C₁) em consequência das diferenças já descritas nas duas comunidades. Nas safras estudadas (1992-97), as tendências das opções de doses usadas (TAB. 3.8v₃₆ e v₃₆"), sugerem que este risco ($R_{CDPAH/dose}$: ≠ Safras_1993 < 1996) não tenha sido semelhante, havendo menor valor em 1993 e maior em 1996.

Especula-se que distintas doses usadas entre safras por mesmos agricultores podem estar associadas à variações na incidência de pragas, resistência de pragas às doses anteriores (menores), ineficácia de doses menores, entre outras motivações.

3.4.4.6 - Volume aplicado nas lavouras

As frequências observadas e esperadas, para as categorias de volumes, se distinguiram nas comunidades (TAB. 3.9v₃₇). O uso de volumes maiores que a média das quantidades de pesticidas por lavoura, apresentaram frequência maior (χ^2 ; $\alpha < 0,05$) em C₂ (30,6 %) que em C₁ (17,1 %). A relação média geral de produto comercial de pesticida aplicado sobre uma lavoura, no presente estudo, foi de 0,66869 l/ha. A partir desta relação e uma vez identificada a concentração do princípio ativo de cada pesticida, é possível determinar a concentração média dos pesticidas lançados no ambiente com as aplicações. Durante as quatro safras analisadas (1994-97) as frequências observadas e esperadas de lavouras consumidoras de volumes nas duas categorias em pauta se manteve similar (χ^2 ; $\alpha > 0,05$) (TAB. 3.8v₃₇).

No início da década de 1990, a média geral de consumo de pesticidas no Brasil foi 1,3 kg de i.a. por hectare (GOELLNER, 1993). Outro estudo realizado junto a nove comunidades rurais do município de Cáceres (MT), na safra de 1994, indicou o gasto de 9,09 litros cotonicultor⁻¹ e 2,03 litros hectare⁻¹ de lavoura (RIEDER, 1994b). A variável "volume usado de pesticidas" constitui-se em um importante indicador de risco, pois volumes maiores podem atingir com maior possibilidade não-alvos. Diante da situação encontrada neste estudo pode-se assumir que em C₁ esse risco ($R_{CDPAH/vpest}$: C₁ < C₂) foi menor que em C₂ e, oscilou,

sem diferenças significantes ($R_{CDPAH}/v_{pest} = Safras_{1994_97}$) ao longo das safras consideradas.

3.4.5 - Aquisição e armazenagem de pesticidas

3.4.5.1 - Via de aquisição

A variável “via de aquisição” de pesticidas constitui-se em um importante indicador de risco com o uso e manejo dos mesmos.

Embora fosse alta a frequência de aquisição sem receituário agrônômico (*RC*) em ambas as comunidades, em C_2 (96,51 %), onde a cotonicultura é mais antiga, a obtenção do pesticida por tal meio ilegal foi maior (χ^2 ; $\alpha < 0,05$) que em C_1 (89,18 %) (TAB. 3.10v₃₈).

Infelizmente, a aquisição de pesticidas através do *RC* foi pouco freqüente. No máximo, uma em cada dez aquisições de pesticidas foi efetuada através do *RC*. Na safra de 1996, no estado de *MT*, o *RC* era utilizado também por menos da metade dos agricultores (42,4 %), (EMBRAPA, 1997). Provavelmente, o risco (R_{CDPAH}) seria reduzido sensivelmente com o aumento da adoção do *RC*. Portanto, pode-se sugerir que o risco ($R_{CDPAH}/via_{aq}: C_1 < C_2$) foi maior na comunidade que adotou menos o *RC*, ou seja, em C_2 . Apesar do impedimento legal, entre 1992-97 ainda haviam vendas de pesticidas sem *RC*.

3.4.5.2 - Local de aquisição

Os produtos comerciais de pesticidas usados foram adquiridos no comércio regular e também no não regular ou não legalmente autorizados para tal. A parcela de cotonicultores de C_2 (85,00 %) que adquiriram pesticidas no comércio irregular foi substancialmente mais numerosa (χ^2 ; $\alpha < 0,05$) que a de C_1 (26,53 %) (TAB. 3.10v₃₉).

Os pioneiros da cotonicultura regional relatam que a atividade iniciou por estímulo dos intermediários do algodão, os quais forneciam as sementes, pesticidas, máquinas e equipamentos, embalagens e compravam a produção. O problema era mais acentuado em C_2 onde apenas 15 % dos cotonicultores efetuavam aquisições no comércio regular, enquanto em C_1 , 73,5 % o faziam. No estado de *MT*, safra de 1996, 58,3 % das sementes utilizadas e 52,7 % da produção de algodão foi viabilizada através de “intermediários” (EMBRAPA, 1997). Observou-se também que 61,3 % dos insumos utilizados foram adquiridos para serem pagos na colheita ou com algodão, o que confirma a existência da mesma relação pretérita, descrita pelos agricultores pioneiros.

O “local de aquisição” (tipo de comércio) é um indicador de risco diante do uso e manejo de pesticidas. Assumindo-se, então, que a aquisição de pesticidas no comércio regular minimiza equívocos com o uso e manejo correto de pesticidas, sugere-se que o risco com os mesmos ($R_{CDPAH}/laq: C_2 > C_1$) tenha sido maior em C_2 que em C_1 , diante das vias de aquisição adotadas, relatadas antes. O presente risco é induzido pelo tipo de comércio fornecedor de pesticida ao agricultor.

Mas a partir de 1998 os “intermediários” do algodão e os agentes do comércio regular não mais se interessaram em continuar dando o suporte à atividade cotonícola baseada na agricultura familiar em Cáceres. Por sua vez, a política agrícola e ações de Estado nada fizeram de substancial para viabilizar a continuidade desta atividade importante para as comunidades rurais baseadas em agricultura familiar.

3.4.5.3 - Local de armazenagem

A variável “local de armazenagem” de pesticidas constitui um indicador de risco.

TABELA 3.10 - Expressão proporcional de variáveis consideradas nas interações dos fatores H-P-A, sub-fatores “Aquisição e Armazenagem dos Pesticidas” e “Medidas de Proteção Ambiental”, segundo suas categorias de risco, em duas comunidades cotonicolas (C₁, C₂), Cáceres, MT, Brasil, safra 1992-97.

Fatores e Variáveis (V _i)	Categoria focalizada (C _p) ou de maior risco- r ₁ em cada variável (em oposição à não-focalizada (C _n) ou de menor risco - r ₂ ; sendo r ₁ + r ₂ = total)	Comunidades e as Expressões de r ₁				Expressão proporcional e comparativa (igual; ≠; desigual; ≠)
		Fação (C ₁)		Barra Nova (C ₂)		
		Proporções de r ₁ em C ₁ [% (n _{1r} /n _{c1})]	Relatividade do risco r ₁ em C ₁	Proporções de r ₁ em C ₂ [% (n _{1r} /n _{c2})]	Relatividade do risco r ₁ em C ₂	
Interação dos fatores H-P-A: Continuação..... Sub fator “Aquisição e armazenagem dos pesticidas - aap”						
v ₃₈ : Via de aquisição ^(*)	Sem refeitório agrônômico	89,18(99/111) b	-	96,51 (166/172) a	+	≠93,63 (265/283)
v ₃₉ : Local de aquisição ^(**)	Comércio irregular	26,53(26/98) b	-	85,0 (85/100) a	+	≠56,06(111/198)
v ₄₀ : Local de armazenagem	Ambiente não recomendado	78,94 (30/38) s	≡	82,35(42/51) s	≡	=80,89(72/89)
Expressões relativas das categorias r ₁ nestas 3 variáveis em <i>aap</i>						
Soma dos casos no sub fator <i>aap</i> ^(**) (χ ² =65,040; GL=1; n=570; α=0,000)	> Risco (r ₁)	2 b 1s	2(-);1(≡)	2a 1s	2(+);1(≡)	1(=);2(≠);
	< Risco (r ₂)	2 b 1s	-	90,71(293/323)a	+	≠78,59(448/570)
Sub fator “Medidas de proteção ambiental - mpa”						
v ₄₁ : Destino de embalagem vazia	Inadequado	25,00(10/40) s	≡	10,00 (5/50) s	≡	=16,66 (15/90)
v ₄₂ : Destino da soqueira ^(**)	Não a elimina	7,69(6/78) b	-	25,26 (24/95) a	+	≠17,34(30/173)
Expressões relativas das categorias r ₁ nestas 2 variáveis em <i>mpa</i>						
Soma dos casos no sub fator <i>mpa</i> (χ ² =1,9028; GL=1; n=263; α=0,1678)	> Risco (r ₁)	1 b 1s	1(-);1(≡)	1a 1s	1(+);1(≡)	1(=);1(≠);
	< Risco (r ₂)	1 b 1s	≡	20,00(29/145)s	≡	=17,11(45/263)
Soma dos casos no sub fator <i>mpa</i> (χ ² =1,9028; GL=1; n=263; α=0,1678)						
		86,44(102/118)s	≡	80,00(116/145)s	≡	=82,88(218/263)

Obs.: Relatividade qualitativa das proporções ou expressões em pauta: semelhante [s ou ≡]; maior [a ou +]; menor [b ou -]; Igual [=]; Diferente [≠]; Significância pelo teste χ²: (**): α < 0,01; (*) α < 0,05.

As opções de local de armazenagem encontradas foram: (a) dentro de casa; (b) na roça ou mato (pendurado em árvores, encostado ou sobre tocos, em pau oco, etc.); (c) em galpão só para pesticidas; (d) em galpão também utilizado para armazenar produtos alimentares; (e) em galpão de ferramentas e; (f) em sacola fechada, longe de casa e em local alto ou pendurada. Classificando todos os casos mencionados nas categorias de (1) *local aceitável* e (2) *local não recomendável* foi observado que menos de 1/5 dos agricultores (19,11 %) armazenava ou guardava os pesticidas em local aceitável e, não foi encontrado caso algum que acondicionasse os pesticidas em condições estritamente recomendadas (TAB. 3.10v₄₀). A distribuição das frequências observadas e esperadas (χ^2 ; $\alpha > 0,05$). nas categorias desta variável foram semelhantes em C_1 e C_2 .

Os resultados mostraram que o agricultor não possuía um lugar especialmente preparado para guardar os pesticidas e, adotava vários locais para armazená-los.

No estado de MT, safra de 1996, outro estudo da EMBRAPA (1997) indicou que 91,7 % de produtores e 83,3 % de extensionistas ligados à cotonicultura necessitavam de treinamento. Isto reforça a necessidade de equacionamento urgente do problema.

Quanto à contribuição da variável “local de armazenagem” sobre o risco por pesticidas ($R_{CDPAH/Larmez}: C_1 = C_2$) pode-se sugerir que nas duas comunidades as influências foram semelhantes, considerando a similaridade dos procedimentos adotados nas mesmas.

3.4.6 - Medidas de proteção ambiental adotadas

3.4.6.1 - Destino de embalagens vazias

Apenas 16,66 % dos entrevistados recolhiam e/ou guardavam as embalagens vazias de produtos pesticidas usados nas lavouras, enquanto que os demais davam outros destinos às mesmas (TAB. 3.10v₄₁). A distribuição das frequências observadas e esperadas nas duas categorias de destino não foi discordante entre as comunidades. Entre os outros destinos, os agricultores deixavam as embalagens amontoadas ou aleatoriamente jogadas na roça, no mato, às margens de trilhas; entre outras providências, queimavam as embalagens, jogavam num buraco, deixavam pendurado em árvores ou colocavam sobre ou ao lado de tocos na roça. SCHNEIDER *et al.* (1998) também verificaram uma destinação preocupante das embalagens de pesticidas em área de agricultura moderna em municípios do Triângulo Mineiro.

O serviço oficial de assistência técnica e extensão rural do Estado de MT tem prestado orientações às duas comunidades, com relação a medidas de proteção ambiental, além do destino de menor risco (ao ambiente e à saúde humana e animal) a ser dado às embalagens vazias, incluindo a tríplice lavagem dos vasilhames dos pesticidas (EMPAER-MT, 1997). SIMON (1993) menciona que um dos principais riscos de segurança no uso de pesticidas é o descarte sem cuidado.

No presente estudo, apenas em C_1 , por influência de um esporádico trabalho de orientação de uma organização não governamental, em uma das safras estudadas (1995), os agricultores foram orientados para não darem outros destinos, mas guardarem as embalagens vazias em local reservado, as quais seriam posteriormente recolhidas por um agente de defesa ambiental. Tal atitude pode ter oferecido uma proteção adicional ao ambiente naquele ano, em relação aos procedimentos corriqueiros. Entretanto, essa iniciativa não teve continuidade. Já em C_2 , o destino aleatório das embalagens vazias pode ser mais preocupante que em C_1 , em face da existência mais próxima de recursos hídricos e de atividades mais

intensas e próximas de criações de animais. O destino dado às embalagens vazias é um indicador de risco e, predominantemente, foi efetivado, de modo similar, de forma inadequada nas duas comunidades. Por isso, o risco devido a esta variável ($R_{CDPAH/dev}: C_1 = C_2$) deva ter sido também semelhante em ambas as comunidades.

3.4.6.2 - Destino da soqueira

Denomina-se soqueira de algodão o conjunto de plantas de algodão que remanesçam na lavoura depois de efetuada a colheita da pluma bruta (com caroço). Tratar-se de planta de algodão já colhida ou abandonada. Segundo a EMPAER-MT (1997), a destruição da soqueira tem alta importância profilática no controle do bicudo (*Anthonomus grandis* Boheman 1843), lagarta rosada (*Pectinophora gossypiella* Saunders), broca da raiz (*Eutinobothrus brasiliensis* Hamboleton) e ramulose (*Colletotrichum gossypii* South variedade *Cephalosporioides* A.S. Costa). Por isso, a destruição da soqueira de algodão, logo após o encerramento da colheita, por lei, é uma prática obrigatória (EMPAER-MT, 1997; EMBRAPA, 2003b).

Diante dos procedimentos adotados, a frequência observada em C_2 foi maior que a esperada para a categoria dos que colocam gado e também para os que não eliminam a soqueira de algodão. As diferenças (χ^2 ; $\alpha < 0,05$) são que em C_1 98,7 % dos agricultores não colocavam gado na soqueira, mas 92,31 % a eliminavam, enquanto que em C_2 62,1 % colocavam gado na soqueira, mas 25,26 % não a eliminavam (TAB. 3.10v₄₂). Os que eliminavam a soqueira o faziam cortando, arrancando, queimando os restos ou gradeando a área da lavoura.

O destino dado às soqueiras de algodão constitui-se em um indicador de risco. O destino correto diminui a incidência de pragas e, por conseguinte, também o volume e frequência de uso de pesticidas que, por sua vez, reduzem a exposição de não-alvos à contaminação, conforme discutido em RIEDER (1999).

Portanto, em C_2 , por ter havido mais “não eliminação de soqueiras” e também maior uso das restêvas para alimentação de gado, assume-se que o risco atribuído ao destino dado a soqueira, ($R_{CDPAH/soq}: C_2 > C_1$) foi maior que em C_1 .

3.4.7 - Medidas de proteção pessoal adotadas

Diante do risco de sofrerem intoxicações por pesticidas, os agricultores adotaram medidas preventivas recorrendo a recursos diversos (*vmpd*), de caráter higiênico (*vmpH*), fitoderivados (*vmpf*), alimentares (*vmpa*) e indumentárias (*vmpi*). Essas medidas foram valoradas (atribuídos valores) diante de seu potencial de efetivamente beneficiarem (+), serem inertes (nulo) ou prejudicarem (-) o fim desejado. Ao categorizar o potencial do efeito das medidas preventivas adotadas em benéficas(+: 87,8 %), inertes(0: 2,0 %) e prejudiciais(-: 10,2 %), foi constatado que suas frequências nas duas comunidades não diferiram (χ^2 ; $\alpha > 0,05$). Enquanto que ao serem atribuídos os valores 3, 2 e 1, respectivamente, por recurso com efeito benéfico, inerte ou maléfico, os resultados para as medidas preventivas adotadas (*vmpt*), estatisticamente (F;Tukey; $\alpha < 0,05$), se diferenciaram nas duas comunidades (Valor_ C_1 = 2,647B; n_1 : 51; Valor_ C_2 = 2,914A; n_2 : 47). Mas a proporção de medidas prejudiciais (r_1 : 10,20 %) ou não (r_2) foram similares nas comunidades (C_1 ; C_2) (TAB. 3.11v₄₃).

Várias medidas adotadas protegeram pouco e, às vezes, até contribuíram para tornarem mais vulneráveis as pessoas à contaminação. O manuseio de pesticidas sem a adoção de medidas e equipamentos adequados à proteção pessoal, também está relatada num trabalho referente a região de agricultura moderna de Cerrado nos municípios do Triângulo Mineiro (MG, Brasil) (SCHNEIDER et al., 1998).

TABELA 3.11 - Expressão proporcional de variáveis consideradas nos sub-fatores “Medidas de Proteção Pessoal”, “Medidas de Desintoxicação” e “Intoxicações por Pesticidas” e de todas as interações dos fatores H-P-A, segundo suas categorias de risco, em comunidades cotônicas (C₁, C₂), Cáceres, MT, Brasil, safras 1992-97

Fatores, variáveis (v _i) e sub-variáveis (v _i [*])	Categoria focada (c _f) ou de maior risco- r ₁ em cada variável (em oposição à não-focada (c _n) ou de menor risco - r ₂ ; sendo r ₁ + r ₂ = total)	Comunidades e as Expressões de r ₁			Expressão proporcional e comparativa (igual: =; desigual: ≠)	
		Facção (C ₁)		Barra Nova (C ₂)		
		Proporções de r ₁ em C ₁ [%(n _{r1} /n _{c1})]	Relatividade do risco r ₁ em C ₁			Proporções de r ₁ em C ₂ [%(n _{r1} /n _{c2})]
Interação dos fatores H-P-A:Continuação.....Sub fator “Medidas de proteção pessoal-mpp”						
Expressões relativas das categorias r ₁ nesta variável <i>mpp</i>						
		1 s	1 (=)	1 s	1 (=)	1 (=)
v ₄₃ : Preventivas (χ ² =3,4880; GL=1; n=98; α=0,0618)	> Risco (r ₁) [Prejudiciais]	15,68(8/51)s	≅	4,25(2/47)s	≅	=10,20 (10/98)
	< Risco (r ₂) [Não prejudiciais]	84,31(43/51)s	≅	95,74(45/47)s	≅	=89,79(88/98)
Sub fator “Medidas de desintoxicação de pessoas-mdp”						
Expressões relativas das categorias r ₁ nesta variável <i>mdp</i>						
		1 s	1 (Ir)≅	1 s	1 (Ir)≅	1 (=)
v ₄₄ : Curativas (χ ² =0,0494; GL=1; n=71; α=0,8241)	> Risco (r ₁) [Prejudiciais]	35,29(12/34)s	Ir ≅	37,83(14/37)s	Ir ≅	=36,61 (26/71)
	< Risco (r ₂) [Não prejudiciais]	64,70(22/34)s	Ir ≅	62,16(23/37)s	Ir ≅	=63,38(45/71)
Sub fator “Intoxicações por pesticidas-intox”						
Expressões relativas das categorias r ₁ nestas 4 variáveis em <i>intox</i>						
		4 s	4 (Ir)≅	4 s	4 (Ir)≅	4 (=)
v ₄₅ : Agentes intoxicantes v ₄₆ : Causas intoxicadoras v ₄₇ : Gravidade-intoxicações v ₄₈ : Casos intoxicações	Não- piretróides (OFo+OCa+OCI+OCIFo)	50,00(31/62) s	Ir ≅	39,23 (51/130) s	Ir ≅	=42,70 (82/192)
	Dúbias (não identificadas)	34,92(22/63) s	Ir ≅	41,77 (33/79) s	Ir ≅	=38,73 (55/142)
	Muito grave	32,25(20/62) s	Ir ≅	37,09 (46/124) s	Ir ≅	=35,48 (66/186)
	Mais que uma vez/vítima	45,90(28/61) s	Ir ≅	55,64 (69/124) s	Ir ≅	=52,43(97/185)
Expressões relativas das categorias r ₁ nestas 4 variáveis em <i>intox</i>						
		4 s	4 (Ir)≅	4 s	4 (Ir)≅	4 (=)
Soma dos casos em <i>intox</i>						
> Risco (r ₁)		40,72(101/248)s	Ir ≅	43,54(199/457)s	Ir ≅	=42,55(300/705)
< Risco (r ₂)		59,27(147/248)s	Ir ≅	56,45(258/457)s	Ir ≅	=57,44(405/705)
Expressões relativas das categorias r ₁ nas interações H-P-A						
		6a; 8b; 13s	6(+);8(-); 6(Ir)≅;5(≅); 2(Ise)	8a; 6b; 13s	6(+);8(-); 6(Ir)≅;5(≅); 2(Ise)	14(≠);13(=)
Soma dos casos em H-P-A (**)						
> Risco (r ₁)		45,68(1340/2933)b	-	53,91(2211/4101)a	+	≠50,48(3551/7034)
< Risco (r ₂)		54,31(1593/2933)a	+	46,08(1890/4101)b	-	≠49,51(3483/7034)

Obs.: Relatividade qualitativa das proporções ou expressões em pauza: semelhante [s ou ≅]; maior [a ou +]; menor [b ou -]; Igual [=]; Diferente [≠]; (Ise): Indicadora sem efeito; (Ir): Indicadora resultante Significância pelo teste χ²: (**): α < 0,01; (*) α < 0,05.

A variável “medidas preventivas” adotadas constitui-se em um indicador de risco por pesticidas ($R_{CDPAH/vmpt}$: $C_1 = C_2$), assumindo-se, então, ter havido risco similar em C_1 e C_2 , em face da diferença não-significante na proporção de adotantes de medidas r_1 e r_2 , embora os resultados das valorações das medidas adotadas possam sugerir ter havido melhor proteção em C_2 . Estudos mais profundos então ficam sugeridos para este aspecto.

3.4.8 - Medidas curativas adotadas nos casos de intoxicações

As medidas supostamente curativas adotadas pelos cotonicultores, diante de quadros de intoxicações, foram classificadas em: formais (*vmcr*), alimentares (*vmca*), fitoderivadas (*vmcf*), higiênicas (*vmch*), diversas (*vmcd*) e de todas somadas (*vmct*).

Estas medidas constituem-se em importantes indicadores de risco diante do uso e manejo de pesticidas. Embora o processo inicial de intoxicação já possa ter se instalado, a intervenção curativa adequada interrompe o desenvolvimento de danos decorrentes, mas a inapropriada não.

Ao categorizar o potencial do efeito das medidas curativas adotadas em benéficas (+: 57,7 %), inertes (0: 5,6 %) e prejudiciais (-: 36,6 %), foi constatado que suas freqüências observadas e esperadas nas duas comunidades não diferiram (χ^2 ; $\alpha > 0,05$), o que se confirmou também ao categorizá-las em prejudiciais (r_1) ou não prejudiciais (r_2) (TAB. 3.11_{v44}). Enquanto que ao serem atribuídos os valores 3, 2 e 1, respectivamente, para cada recurso com efeito benéfico, inerte ou maléfico, os resultados para as *vmct*, estatisticamente (F; Tukey; $\alpha < 0,05$), não se diferenciaram nas duas comunidades (Valor_ $C_1 = 2,205A$; $n_1: 34$; Valor_ $C_2 = 2,216A$; $n_2: 37$). Isto significa que as *vmct* foram semelhantemente pouco eficazes nas duas comunidades.

Em geral, em C_1 e C_2 os cotonicultores devem ter sido bastante vulneráveis à intoxicações por pesticidas. Vários são os fatores que concorreram para aumentar o risco com os agentes tóxicos usados. Entre os quais, algumas *vmct* concorreram para agravar o problema, quando foram equivocadamente escolhidas e incorretamente aplicadas. As indicações de medidas de socorro e curativas, por exigência legal, devem estar expressas no rótulo, nas bulas e nas instruções específicas dos fabricantes, além de serem encontradas na literatura especializada sobre o assunto (Inf.Agropec., 1979a; MINISTÉRIO DA SAÚDE, 1985; ANDREI, 1996; SALAZAR CAVERO, 1998).

A variável “medidas curativas” adotadas constitui-se em um indicador de risco por pesticidas ($R_{CDPAH/vmct}$: $C_1 = C_2$), assumindo-se, então, ter havido risco semelhante em C_1 e C_2 , em face da similaridade das proporções r_1 e r_2 e das valorações correspondentes antes referidas.

3.4.9 - Casos de intoxicações por pesticidas

A análise de impactos já produzidos por pesticidas, como intoxicações ocorridas permitem ou facilitam entender o que já aconteceu. Assim, ao se tratar de riscos por pesticidas (R_{CDPAH}), estes se referem a o que provavelmente já aconteceu. Entretanto, tais avaliações são úteis para indicar procedimentos corretivos e alertar sobre riscos, agora sim, futuros, quando determinadas situações ocorrerem.

3.4.9.1 - Agentes intoxicadores

Pesticidas que já provocaram intoxicações são denominados aqui por agentes intoxicadores. Então, resultam da concretização de um risco havido. Passa-se de uma probabilidade de algo acontecer, para a constatação do acontecimento. Pesticidas do grupo dos piretróides (OPi) ou suas misturas foram identificadas como os responsáveis mais freqüentes (57,3 %) dos casos de intoxicações relatados no

período (1992-97) e comunidades estudadas (C_1 e C_2) (TAB. 3.11_{v45}). Enquanto os pesticidas organo sintéticos fosforados (OFo), foram responsáveis por 29,2 % dos casos relatados de intoxicações. Os demais casos foram atribuídos a pesticidas de outros grupos químicos (organo sintéticos clorados - OCl: 4,7 %, misturas com clorados: 4,2 %, organo sintéticos carbamatos - OCa: 4,2 %). Ao se comparar a distribuição das categorias de “agentes intoxicadores relatados”, entre comunidades, as respectivas freqüências observadas e esperadas foram semelhantes (χ^2 ; $\alpha > 0,05$).

Entre os pesticidas, os inseticidas foram os que mais causaram intoxicações. Essa predominância dos inseticidas (70,1 %), também foi constatada por um estudo de GRANDO *et al.* (1998) nos casos atendidos pelo Centro de Informações Toxicológicas de Santa Catarina (CIT/SC).

Nas safras consideradas (1992-97), das comunidades em questão (C_1 e C_2), os pesticidas do OPI causaram mais de 80 % das intoxicações relatadas nos anos de 1995-96, e em torno de 60 % nos demais anos, o que está coerente com a adoção também mais freqüente do mesmo grupo de pesticidas naqueles anos. Assim, ao uso mais freqüente do OPI está associado um crescimento de casos de intoxicação atribuídos aos mesmos. Em Santa Catarina, GRANDO *et al.* (1998) também verificaram que os piretróides constituíram o grupo químico mais envolvido nos casos de intoxicações atendidos pelo CIT/SC. Sugere-se que o risco pretérito de impacto global por pesticidas (R_{CDPH}) possa ter como um indicador neutro importante a variável “agentes intoxicadores relatados-*agintox*”. Embora uma intoxicação seja um fato concretizado antes só aventado por uma probabilidade (risco) entre múltiplos efeitos danosos, os registros de freqüências de intoxicações por agente químico, além de outras utilidades, são importantes sinalizadores do impacto passado global. Portanto, agentes que tem causado maior número de intoxicações, supõe-se que sejam também os que provocavam dano global maior (ambiente exposto). Considerando a similaridade freqüencial nas categorias de “agentes intoxicadores” nas duas comunidades sugere-se que a parcela atribuída aos componentes desta variável no risco pretérito global ($R_{CDPH/agintox} C_1 = C_2$) também deva ter sido semelhante em C_1 e C_2 , confirmando impactos concretos. Assumindo-se que os pesticidas fosforados apresentam um potencial maior de deixarem danos mais drásticos no ambiente e na saúde do homem, supõe-se que a parcela devida aos “agentes intoxicadores” no risco global ($R_{CDPH/aginto} \neq$ entre Safras: (1993 > 1995)) oscilou entre safras (1992-97), tendo sido mais elevado em 1993 e menor em 1995 (TAB. 3.8_{v45}). Agrotóxicos em uso continuado que já causaram intoxicações numa comunidade cotonícola, sem melhorarem o sistema de manejo dos mesmos, devem ser considerados ao se estimar riscos devido ao conjunto de pesticidas usados num determinado lugar e época ($R_{CDPH/aginto}$: espaço e tempo)

3.4.9.2 - Conhecimento de causas

Vários aspectos de interação inadequada do homem-pesticida-ambiente(H-P-A) concorreram para aumentar a exposição ao contaminante e os conseqüentes riscos de danos à saúde. Entre tais têm-se: (a) o uso de indumentária não apropriada ou deficitária; (b) jornadas de trabalho muito exaustivas; (c) adversidades ambientais; (d) equipamentos de aplicação em condições inadequadas e defeituosas; (e) não observância do prazo mínimo de re-entrada em lavoura tratada; (f) uso de caldas fortificadas irregularmente; (g) falta de cuidados higiênicos. Entretanto, em várias situações de casos de intoxicações ocorridas os seus relatores, em ambas as comunidades (C_1, C_2), similarmente, não conseguiram

associar (38,73 %), com convicção, suas causas de modo específico (TAB. 3.11v₄₆). Porém, no presente estudo, nas duas categorias de causas das intoxicações (r_1 - conhecidas; r_2 - não conhecidas), a distribuição das freqüências observadas e esperadas não foi discordante nas duas comunidades (χ^2 ; $\alpha > 0,05$), mas o foi nas seis safras estudadas (1992-97) (χ^2 ; $\alpha < 0,05$), sendo que nos dois últimos anos (1996-97) praticamente todas as vítimas associavam a intoxicação a alguma causa especificada (TAB. 3.8v₄₆).

Em outro estudo de 1983, RIEDER (1991) relata que 15,3 % das vítimas reconhecem que a intoxicação se instalou devido ao fato de terem fumado durante as aplicações de pesticidas. GRANDO *et al.* (1998) verificou que as intoxicações do meio urbano, mais freqüentemente ocorrem por acidente, mas no meio rural por motivos ocupacionais. Aceitando-se que as causas de intoxicações são conseqüentes de interações inadequadas ou acidentais do homem com pesticidas, e tendo havido semelhança nas freqüências observadas e esperadas das categorias de conhecimento das mesmas (*cocau*) em C_1 e C_2 , assume-se que a parcela devida a esta variável no risco global ($R_{CDPH/cocau}: C_1 = C_2$) nas duas comunidades também foi semelhante. Mas esta semelhança não se confirmou ao longo das seis safras (1992-97). Em contraste com as safras anteriores, os anos de 1996 e 1997, tinham poucos intoxicados que não fizeram associações entre *efeitos e causas*. Assume-se, então, que o risco global ($R_{CDPH/cocau}: \neq$ nas safras: 1996-97 < 1992-95) foi distinto entre algumas safras estudadas. Nos anos em que houve mais intoxicados com dúvidas sobre quais foram às causas efetivas que as levou a se intoxicarem, pelo desconhecimento, estavam mais vulneráveis, e o risco então foi maior que nos anos menos dúbios quanto as causas. Pode ter havido uma melhor interação do homem com pesticida no ambiente, nas safras de 1996-97. O nível de ignorância quanto ao perigo que estas armas químicas representam e sobre os fatores que favorecem ou desfavorecem a contaminação, deixam o seu operador, e demais expostos, proporcionalmente vulnerável ao potencial danoso dos mesmos.

3.4.9.3 - Gravidade dos envenenamentos

No presente estudo, 35,5 % e 64,5 % das intoxicações relatadas foi qualificado, respectivamente, como muito graves e não muito graves, sendo concordantes as freqüências observadas e esperadas nas duas comunidades (TAB. 3.11v₄₇). As intoxicações qualificadas como muito graves (*categoria r_1*), além da menção do informante, foram aquelas em que a vítima relatou que se sentiu muito mal e, por isso teve de recorrer ao atendimento de pronto socorro ou hospital e assistido por médico, o que não significa ter havido óbito. Enquanto que as não muito graves (*categoria r_2*) foram aquelas que, no máximo, exigiram recorrer ao médico, mas sem necessidade de internação em hospital ou pronto socorro. As intoxicações nas seis safras (1992-97) apresentaram freqüências observadas e esperadas não discordantes (χ^2 ; $\alpha > 0,05$) para as duas categorias ($r_1 = 26,27$ %) (TAB. 3.8v₄₇).

Pouco mais de 1/3 dos intoxicados recorreram à assistência médica hospitalar. Estas comunidades, em primeiro momento de necessidade de atendimento aos problemas de saúde, tinham o habito de recorrerem ao recurso do saber popular e familiar, e de atendimento de farmácia. As freqüências observadas e esperadas de intoxicações muito graves (r_1) e não muito graves (r_2), não foram discordantes nas comunidades (C_1 e C_2) e nos seis anos acompanhados (1992-97). Isso leva a sugerir que o risco por pesticidas ($R_{CDAH/grav}: C_1 = C_2$), interpretado a partir desta variável, tenha se expressado semelhante nas duas comunidades e também ao longo dos seis anos. Um outro estudo, com base nos atendimentos do

CIT/SC (1994-96), indicou que 90,7 % dos casos foram de intoxicação aguda e, em todos os casos, 86,3 % dos pacientes se curaram, sem seqüelas (GRANDO *et al.*, 1998). No ano de 1996, a letalidade e intoxicações por pesticidas, na região Centro-Oeste (7,25 %) superou o dobro da média do Brasil (3,09 %) FIOCRUZ/SINITOX (1998).

3.4.9.4 - Quantidade de intoxicações

A quantidade de intoxicações sofridas constitui-se em um indicador dos mais próximos do efetivo risco de danos globais por pesticidas e, também um bom estimador do espectro e profundidade dos impactos efetivamente produzidos em face da exposição e contaminação havida. Esta variável sintetiza um conjunto de fatores (outros indicadores) que contribuíram para estabelecer um risco e deflagrar efetivamente o dano.

A memória da história de vida relatada pelo agricultor, indica que mais da metade (57,7 %) das vítimas sofreu mais de uma intoxicação, entretanto não foi identificada discordância (χ^2 ; $\alpha > 0,05$) entre as freqüências observadas e esperadas nas duas comunidades e nem no período estudado considerando as duas categorias de intoxicações sofridas (1 - uma única vez; 2 - mais de uma vez).

Em 1983, na zona produtora de algodão do Município de Cáceres (MT) foi encontrado que em torno de ¼ das famílias tinham mais de uma vítima entre os seus integrantes, atingida por intoxicações (RIEDER, 1991). Outro estudo realizado entre março de 1983 e maio de 1984, junto a agricultores de Santa Rosa (RS) indicou que havia 42 % de suspeitas de intoxicação entre os agricultores aplicadores de pesticidas, (GARCIA, s/d).

Normalmente as exposições aos pesticidas se concentram sobre o operador ou poucas pessoas da família. Mas o operador é o mais vulnerável, devido a sua exposição direta como continuada aos produtos químicos tóxicos. Embora semelhante nas duas comunidades, é possível que o número mais elevado de pessoas com intoxicações reincidentes (52,43 %) em relação não-reincidentes (47,57 %) possa estar associado a vários fatores tais como: (a) quantidade de aplicações, (b) amplitude do período dos tratamentos, (c) toxicidade dos produtos usados, (d) concentração de pesticida nas caldas usadas, (e) uso de misturas, (f) nível de preparo ou treinamento dos operadores e, (g) tempo de envolvimento com pesticidas. A quantidade de intoxicados no espaço e no tempo é um bom indicador sintético da situação do passado, do risco (R_{CDPH}) havido, decorrente do uso e manejo de pesticidas.

No presente estudo, a maior reincidência de intoxicações em mesmas pessoas, sinaliza que o risco foi alto ($R_{CDPH}/Q_{intox} \cdot C_1 = C_2$), embora semelhante, nas duas comunidades (TAB. 3.11v₄₈). Nas seis safras consideradas (1992-97), em média, mais da metade (57,7 %) das vítimas por pesticidas foram intoxicados em mais de uma oportunidade, mas em torno de 1/10 das famílias atingidas tiveram mais que um integrante intoxicado (TAB. 3.8v₄₈).

No geral, foi constatada a ocorrência de um caso de intoxicação (CI) relatado para cada seis oportunidades de adoção de produtos pesticidas (Op). Isto permite as seguintes combinações básicas (entre *agricultores-H*, *pesticidas-P* e *safras-S*) de situações possíveis de oportunidades ($Op = H \times P \times S$):

(a) Se um *agricultor* ($H = 1$), numa determinada *safra* ($S = 1$), adquirir seis produtos *pesticidas* ($P = 6$), um deles causará um caso de intoxicação ($CI = 1$);

(b) Se um *agricultor* ($H = 1$) utilizar apenas um *produto pesticida* ($P = 1$) por safra, em seis *safras* ($S = 6$) haverá uma em que se produzirá um *caso de intoxicação* ($CI = 1$) por aquele pesticida usado;

(c) Havendo seis *agricultores* ($H = 6$) numa determinada *safra* ($S = 1$), cada um utilizando apenas um *produto pesticida* ($P = 1$), um dos usuários desenvolverá um *caso de intoxicação* ($CI = 1$).

Outras combinações intermediárias podem ocorrer, desde que o produto Op seja igual a seis ($Op = H \times P \times S$; Ex_1 : $Op = 1 \times 2 \times 3$; Ex_2 : $Op = 1 \times 3 \times 2$; Ex_3 : $Op = 3 \times 2 \times 1$).

Portanto, a soma dos casos de intoxicações [$\sum Ci = \sum Op \times (6)^{-1}$] podem ser obtidos a partir da soma das oportunidades ($\sum Op$) resultantes da interação dos números de usuários de pesticidas, de produtos tóxicos adotados e de lavouras ou safras agrícolas.

Uma versão de melhor aproximação de estimativa de casos de intoxicação (CI) teria de levar em conta outros componentes importantes, como intensidade ou frequência de uso, tamanho das lavouras, jornada de trabalho, uso de equipamentos de proteção (EPI), treinamento recebido.

Entretanto, nas comunidades C_1 e C_2 , no intervalo de 1998 a 2003, período em que os agricultores abandonaram a cotonicultura, foram relatados casos de intoxicações, apenas por 3 famílias informantes (ex-cotonicultores) entre as 15 mais tradicionais. Isto representou a ocorrência de 1 caso de intoxicação, em cada 2 anos, entre 15 agricultores.

3.5 - ESTUDO DE CORRELAÇÃO (TAB. 3.12)

3.5.1 - Relações entre agricultor, comunidade e área da propriedade

Foi constatada, através de uma correlação (r) média, que a idade dos lavoureiros corresponde uma variação inversa da escolaridade ($r = -0,518$; $\alpha = 0,0001$) e direta de tempo de experiência total com lavouras de algodão ($r = 0,514$; $\alpha = 0,0001$).

A relação direta entre idade e tempo de experiência total com a cotonicultura indicou tratar-se de uma atividade predominantemente tradicional entre os agricultores pesquisados e, sua continuidade transmitida entre as gerações que se sucedem. A correlação talvez não tenha sido mais acentuada em função de interrupções e descontinuidades do exercício da atividade pelo agricultor ao longo dos anos, assim como também pelo ingresso temporário, recente e de curta duração de antigos agricultores na atividade. A relação inversa entre idade e escolaridade deve estar confirmando que as oportunidades e condições para escolarização às gerações mais jovens estão efetivamente melhorando com o passar dos anos.

A renda familiar mostrou-se estar, através de $r_{\text{médio}}$, vinculada diretamente ($r = 0,597$; $\alpha = 0,0001$) com a área do estabelecimento agrícola. Na proporção em que havia áreas maiores de estabelecimentos rurais a renda familiar de seus proprietários também passava a ser crescente.

Houve sinalização ($\tau_{\text{Kendall}} = 0,673$; $\alpha = 0,000$) que os intoxicados por pesticidas com grau de escolaridade mais elevada tinham também mais freqüentemente dificuldade de identificar as causas de intoxicação que os de escolaridade menor. Existem, então, outros fatores indutores do resultado mencionado. Esta relação inversa é contestadora que, a princípio, se poderia esperar, carecendo, portanto de estudos mais profundos e específicos sobre o tema.

TABELA 3.12 -Correlação de Pearson (r), Kendall (τ) e de Spearman (R_s) entre as variáveis da interação Homem-Pesticida-Ambiente, Cáceres, MT, Brasil.

Variável 1 ⁽¹⁾	Variável 2 ⁽¹⁾	n	r	t	Sgnificância (α)	
Área plantada Área plantada Consumo de pesticidas Área da propriedade Época de plantio Idade Escolaridade Tempo de experiência local	Produção da lavoura	298	0,862	29,263	0,0001	
	Consumo de pesticidas	298	0,733	14,700	0,0001	
	Produção da lavoura	185	0,643	11,375	0,0001	
	Renda Familiar	83	0,597	6,706	0,0001	
	Término das aplicações	184	0,594	9,960	0,0001	
	Tempo de experiência total	292	0,514	10,220	0,0001	
	Idade	293	-0,518	-10,343	0,0001	
	Valor med. curativas Total (vmct)	39	-0,601	-4,580	0,0000	
			n	τ	z^2	(α)
			179	$\tau=0,722$	14,367	0,000
Agente intoxicante Anos do estudo (Escolaridade) Causas de intoxicações Causas de intoxicações condensado Gravidade da intoxicação Intoxicações sofridas Tempo exper. local condensado	Período da intoxicação	142	$\tau=0,673$	11,896	0,000	
	Causas de intoxicações	8	$\tau=0,714$	2,474	0,006	
	Razões abandono cotonicultura	141	$\tau=0,991$	17,436	0,000	
	Via d' contaminação condensada	186	$\tau=0,679$	13,761	0,000	
	Sinais de intoxicação	8	$\tau=0,928$	3,216	0,000	
	Razões abandono cotonicultura	38	$\tau=0,798$	7,052	0,000	
	Valor med. curativas. Total (vmct)					
			n	R_s	Z^2	(α)
Comunidade Comunidade	Tempo exper. local condensado	291	$r_s=0,696$	SPSS	0,000	
	Tempo de experiência local	292	$r_s=0,804$	SPSS	0,000	

Obs.:⁽¹⁾-Decodificação de variáveis, conforme segue:

- ◆ Causas de intoxicação condensadas: (1:Adversidades ambientais, despreparo ao uso e manejo, falta de EPI; 2: Não identificadas ou outras); ◆ Período de intoxicação: (1: No período de estudo; 2: Anterior ao período de estudo); ◆ Tempo Exper. local condensado: [1: ≤ que a média; 2: > que a média (8,476 anos)]; ◆ Valor das medidas curativas e preventivas: [Resultam da soma dos valores dos efeitos das várias medidas: indesejados (valores negativos); Sem efeito; (valor nulo); desejados (valores positivos)] ; ◆ Via de contaminação condensada: (1: Dérmica e/ou inalatória; 2: Não identificada); ◆ Razões do abandono da cotonicultura: [0: Não apresentou; 10-30: relacionadas a pesticidas e pragas; 30-50: relacionadas a problemas de mão-de-obra e de saúde; 50-60: relacionadas a resultados produtivos desestimulantes; 60-70: desconhecimento da atividade; 70-80: relacionada a dificuldades financeiras; 80-90: relacionadas a problemas de solo; 90-100: oportunidade de mudança de atividade]; ◆ Intoxicantes: Grupo químico do pesticida: (1: Fosforados; 2: Piretróides; 3: Carbamatos; 4: Mistura com Piretróides; 5: Clorados; 6: Clorofosforados; 7: Outros); ◆ Tempo exper. local condensado: [1: ≤ que a média; 2: > que a média (8,476 anos)]; ◆ Comunidades (1=Facão; 2=Barra Nova).

(2) - Nas células, da coluna z, em que aparecem valores numéricos e não numéricos, as análises estatísticas foram efetuadas pelos programas SAEG-4.0 e SPSS , respectivamente

3.5.2 - Relações de aspectos da cotonicultura local

Foi constatado, no geral ($\tau = 0,798$; $\alpha = 0,000$), que o grupo de agricultores com tempo de experiência local maior que a média, na atividade cotonícola, escolhia medidas curativas desintoxicantes mais adequadas que o grupo com menor tempo de vivência. Mas quando o tempo de vivência local não foi agrupado, havia uma relação inversa significativa ($r = -0,601$; $\alpha = 0,0000$) entre este tempo e a respectiva soma dos valores das medidas curativas desintoxicantes por eles adotadas. Isso pode estar significando a instalação de um fenômeno de familiarização com o perigo, de desorientação ou de falta de assistência competente, no que se refere a cuidados com a saúde, nas comunidades cotonícolas, com o passar dos tempos de dedicação na atividade.

Os atrasos nos plantios implicaram ($r = 0,594$; $\alpha = 0,0001$) no retardamento da finalização das aplicações de pesticidas nas lavouras.

A variação da área plantada foi acompanhada, no mesmo sentido, da variação na produção ($r = 0,868$; $\alpha = 0,0001$) e do volume ($r = 0,733$; $\alpha = 0,0001$) de pesticidas lançados nas lavouras.

A evolução no volume de algodão produzido, esteve acompanhado de variações, em mesmo sentido, de consumo ($r = 0,643$; $\alpha = 0,0001$) de pesticidas.

3.5.3 - Algumas relações com intoxicações

O número de intoxicações sofridas e o receio de sofrê-las se relacionavam positivamente ($\tau = 0,928$; $\alpha = 0,000$) com a desistência de safras seguintes. Mas a desistência também incluía motivos relacionados à deficiência de mão-de-obra, resultados produtivos não compensatórios, carência de recursos financeiros, enfraquecimento do solo e oportunidade de mudança de atividade.

Houve uma tendência de mudança ($\tau = 0,722$; $\alpha = 0,000$) dos principais grupos de pesticidas causadores de intoxicações, entre o período do presente estudo (principalmente OFo e OPi e, com menor frequência OCa) e o anterior (além de OFo, OCa, também a presença de OCIFo e OCI).

As causas que levaram o agricultor a se intoxicar e os motivos que o conduziram a desistir da atividade cotonícola também estão associadas ($\tau = 0,714$; $\alpha = 0,006$). Foi constatado haver relação direta ($\tau = 0,991$; $\alpha = 0,000$) entre a identificação ou não-identificação da causa que desencadeou o processo de contaminação e a via de entrada do agente intoxicante no organismo da vítima.

A gravidade relatada dos casos de intoxicações apresentou associação ($\tau = 0,679$; $\alpha = 0,000$) com a especificidade dos sinais e sintomas mencionados.

3.6 - RESUMO DOS ASPECTOS ESTUDADOS (TAB. 3.13_{v1})

3.6.1 - A magnitude das variáveis ($v_i = 1^{48}$)

3.6.1.1 - No espaço avaliado (C_1 ; C_2)

Das 48 variáveis consideradas (v_i), apenas três estavam divididas em 2 sub-variáveis cada uma, todas binomiais [2 categorias: focada (C_f) e não-focada ($C_{\bar{n}}$)]. Isto constituiu 51 categorias $C_{f\bar{n}}$ e, em oposição, outras 51 categorias $C_{\bar{n}}$.

Diante das variáveis consideradas, as categorias focadas ($C_f = r_1$) que apresentaram, estatisticamente (χ^2 ; $\alpha < 0,05$), proporção maior de atores, foram:

1) Na comunidade C_1 :

- nascidos em Estados não-tradicionais em cotonicultura (C_1 : 44,89 %; C_2 : 5,66 %), migrantes que não passaram por regiões mais desenvolvidas (C_1 : 41,83 %; C_2 : 11,87 %), cujas famílias tinham renda anual não superior a média geral (C_1 : 96,87 %; C_2 : 54,9 %), sendo estas categorias das variáveis do fator H , (TAB. 3.1);

- usuários de produtos da classe altamente tóxica (C_1 : 59,11 %; C_2 : 51,46 %) e maior número (diversidade) de produtos comerciais (C_1 : 21 C_2 : 15) e grupos químicos (C_1 : 7; C_2 : 5), sendo estas categorias das variáveis do fator Pesticidas (P) (TAB. 3.2 e TAB. 3.3);

- que possuíam unidades de produção com área não superior a 5 ha (C_1 : 83,18 %; C_2 : 7,40 %), e com relevo mais acidentado (C_1 : 87,61 %; C_2 : 18,51 %), sendo estas categorias das variáveis do fator Ambiente (A) (TAB. 3.5 e TAB. 3.6);

- que tinham tempo de vivência na cotonicultura menor que a média geral (C_1 : 67,30 %; C_2 : 47,82 %), executavam semeaduras de algodão em épocas não recomendadas (C_1 : 17,02 %; C_2 : 1,12 %), obtinham produtividades maiores que a média (C_1 : 55,75 %; C_2 : 40,54 %), sendo estas categorias das variáveis do sub-fator “aspectos da cotonicultura local” da interação “ $H-P-A$ ” (TAB. 3.7);

- que iniciavam mais cedo (C_1 : 90,42 %; C_2 : 79,59 %) e encerravam mais tarde (C_1 : 25,53 %; C_2 : 2,04 %) os tratamentos com pesticidas nas lavouras, efetuavam mais que 9 aplicações por safra (C_1 : 55,31 %; C_2 : 27,55 %), sendo estas categorias das variáveis do sub-fator “aspectos do uso e manejo de pesticidas” da interação “ $H-P-A$ ” (TAB. 3.7).

2) Na comunidade C_2 :

- que possuíam unidades de produção com vegetação natural mais escassa e menos conservada (C_1 : 46,90 %; C_2 : 80,42 %), águas mais próximas das aplicações de pesticidas (C_1 : 5,30 %; C_2 : 64,55 %), solos de menor poder de adsorção (C_1 : 9,73 %; C_2 : 80,42 %), fauna mais diversa e com mais não-alvos próximos (C_1 : 38,93 %; C_2 : 85,71 %), sendo estas categorias das variáveis do fator Ambiente (A) (TAB. 3.5 e TAB. 3.6);

- que consideravam *pesticida bom* àquele que era mais persistente - entre outros atributos (C_1 : 2,67 %; C_2 : 23,86 %), tinham área plantada de algodão maior que a média geral (C_1 : 13,39 %; C_2 : 51,59 %), obtiveram produção maior que a média geral (C_1 : 20,35 %; C_2 : 45,40 %), sendo estas categorias das variáveis do sub-fator “aspectos da cotonicultura local” da interação “ $H-P-A$ ” (TAB. 3.7);

- que aplicavam volume de pesticidas (por lavoura) maior que média geral (C_1 : 17,10 %; C_2 : 30,57 %), sendo esta categoria da variável do sub-fator “aspectos do uso e manejo de pesticidas” da interação “ $H-P-A$ ” (TAB. 3.9);

- que adquiriam os produtos pesticidas sem receituário agrônomo (C_1 : 89,18 %; C_2 : 96,51 %) e em comércio irregular (C_1 : 26,53; C_2 : 85,00 %), sendo estas categorias das variáveis do sub-fator “aquisição e armazenagem de pesticidas” da interação “ $H-P-A$ ” (TAB. 3.10);

- que não eliminavam apropriadamente a soqueira de algodão após a colheita (C_1 : 7,69 %; C_2 : 25,26 %), sendo esta categoria da variável do sub-fator “medidas de proteção ambiental” da interação “ $H-P-A$ ” (TAB. 3.10);

Mas C_1 e C_2 apresentaram proporção semelhante (χ^2 ; $\alpha > 0,05$) de atores:

- que tinham 45 anos ou mais de idade (49,82 %), eram sem escolaridade (40,27 %) e possuíam mais de 4 pessoas na família atual (48,12 %), sendo estas categorias das variáveis do fator Homem (H) (TAB. 3.1);

- que usaram produtos comerciais: mais de 3 por safra (17,33 %), a base de metil paration (26,83 %), pertencentes a grupos químicos não-piretróides (57,03 %), sem piretróides em sua formulação (50,18 %), com ingredientes ativos do grupo dos organo-sintético fosforados (47,55 %), de ação fumigante (36,34 %), de ação sistêmica (22,74 %), altamente perigosos (37,40 %), sendo estas categorias das variáveis do fator Pesticidas (P) (TAB. 3.2 e TAB. 3.3);

- cuja unidade de produção estava submetida ao clima Aw_i mas com lavouras menos protegidas do vento (74,83 %), sendo esta categoria da variável do fator Ambiente (A) (TAB. 3.5);

- que usavam e manejavam os pesticidas com base em orientações predominantemente de leigos (84,82 %), não eram proprietários das terras onde cultivavam algodão (34,43 %), usavam predominantemente a força braçal para desenvolverem suas lavouras (100 %), e colhiam o algodão manualmente (100 %), sendo esta categoria da variável do sub-fator “aspectos da cotonicultura local” da interação “*H-P-A*” (TAB. 3.7);

- que misturavam distintos produtos comerciais de pesticidas (por ocasião do preparo das caldas) contrariando a legislação pertinente (40,36 %), guardavam os produtos pesticidas em ambiente não-recomendado (80,89 %), davam destino inadequado às embalagens vazias de pesticidas (16,66 %), sendo estas categorias das variáveis, respectivamente, dos sub-fatores “aspectos do uso e manejo de pesticidas” (TAB. 3.9), “aquisição e armazenagem dos pesticidas” e “medidas de proteção ambiental” da interação “*H-P-A*” (TAB. 3.10);

- que usavam medidas prejudiciais de proteção pessoal (10,20 %) e também de desintoxicação (36,61 %), sendo estas categorias das variáveis, respectivamente, dos sub-fatores “medidas de proteção pessoal” e de “medidas de desintoxicações de pessoas” da interação “*H-P-A*” (TAB. 3.11);

- que foram intoxicados por pesticidas não-piretróides (42,70 %), não conseguiram identificar as causas ou vias da contaminação (38,73 %), apresentaram quadro clínico muito grave (35,48 %) e já tiveram reincidência de intoxicações nas mesmas pessoas (52,43 %), sendo estas categorias das variáveis do sub-fator “intoxicações por pesticidas” da interação “*H-P-A*” (TAB. 3.11).

3.6.1.2 - No tempo avaliado (Safras de 1992 a 1997)

Das 48 variáveis consideradas (v_i), apenas 15 foram incluídas no estudo temporal. Em 2 se considerou duas sub-variáveis ($v_{36'}$ e $v_{36''}$; $v_{48'}$ e $v_{48''}$). As expressões das variáveis, como das sub-variáveis, foram agrupadas binomialmente [2 categorias: focada (c_f) e não-focada ($c_{\bar{n}}$)]. Isto constituiu 17 categorias focadas e, em oposição, outras 17 categorias não-focadas. De forma similar ao estudo espacial, considerando cada variável ou sub-variável como um indicador de risco (R_{CDPAH}), as categorias focadas (c_f) foram definidas para representarem a situação de maior risco ($r_1 = c_f$), enquanto as não-focadas ($c_{\bar{n}}$), de menor risco ($r_2 = c_{\bar{n}}$).

Diante das variáveis consideradas, as categorias focadas ($c_f = r_1$) que apresentaram, estatisticamente (χ^2 ; $\alpha < 0,05$), proporção diferente de atores, ao longo das seis safras, foram:

-No fator **P** (TAB.3.4), o uso: (v_{10} : r_1) de mais de 3 marcas pelo agricultor em uma lavoura (r_1 maior, safra 1995: 26,0 %; r_1 menor, na safra de 1992: 2,7 %); (v_{13} : r_1) de produtos da classe altamente tóxica (r_1 maior, na safra de 1997: 62,6 %; r_1 menor, na safra de 1995: 43,4 %) e; (v_{14} : r_1) da classe de PPA altamente perigosa (r_1 maior, na safra de 1993: 50,0 %; r_1 menor, na safra de 1995: 25,6 %).

-Nas interações dos fatores **H-P-A** (TAB. 3.8): (v_{25} : r_1) em ocupantes não-proprietários (r_1 maior, na safra de 1997: 47,2 %; r_1 menor, na safra de 1993: 21,3 %); (v_{28} : r_1) área plantada maior que a média (r_1 maior, na safra de 1993: 55,3 %; r_1 menor, na safra de 1997: 13,9 %); (v_{32} : r_1) em encerramentos mais tardios dos tratamentos das lavouras com pesticidas (r_1 maior, na safra de 1995: 24,7 %; r_1 menor, na safra de 1997: 2,8 %); ($v_{36'}$: r_1) com o uso de doses de pesticidas maiores que 50 mL/ 20 L água (r_1 maior, na safra de 1996: 22,7 %; r_1 menor, na safra de 1992: 3,3 %); ($v_{36''}$: r_1) e também iguais a 50 mL/ 20 L água (r_1 maior, na safra de

1992: 96,9 %; r_1 menor, na safra de 1996: 49,6 %); (v_{45} : r_1) a presença do grupo dos fosforados como causador de intoxicações (r_1 maior, na safra de 1993: 44,4 %; r_1 menor, na safra de 1995: 12,8 %) e; (v_{46} : r_1) quanto as causas não-identificadas das intoxicações (r_1 maior, na safra de 1995: 69,2 %; r_1 menor, na safra de 1997: 0,0 %).

Contudo, as categorias focadas ($C_f = r_1$) que apresentaram, estatisticamente, proporção semelhante (χ^2 ; $\alpha > 0,05$) de atores, ao longo das seis safras, foram verificadas nas interações dos **fatores H-P-A** (TAB.3.4), nos casos de: (v_{32} : r_1) início mais cedo dos tratamentos das lavouras com pesticidas ($r_1 = 84,9$ %); (v_{34} : r_1) mais de 9 de tratamentos com pesticidas no ciclo das lavouras ($r_1 = 41,1$ %); (v_{35} : r_1) adoção de mistura de diferentes marcas no preparo das caldas ($r_1 = 40,4$ %); (v_{37} : r_1) volume de produto pesticida usado maior que média ($r_1 = 23,9$ %); (v_{47} : r_1) intoxicações muito graves ($r_1 = 26,3$ %); (v_{48} : r_1) mais de uma pessoa intoxicada por família ($r_1 = 10,9$ %); ($v_{48''}$: r_1) mais de uma intoxicação sofrida por uma mesma vítima ($r_1 = 57,7$ %).

3.6.2 – Riscos envolvidos ao ambiente e à saúde humana (R_{CDPAH})

3.6.2.1 - No espaço avaliado (C_1 ; C_2)

As análises permitiram reconhecer as 48 variáveis [3 (v_7 , v_8 , v_{12}) com duas sub-variáveis cada uma] anteriormente consideradas como indicadoras de risco, todas categorizadas binomialmente (maior - r_1 e de menor - r_2 risco). Isto resultou, ao todo em 51 categorias de maior risco (r_1) e outras tantas de menor risco (r_2). Duas variáveis (v_{30} , v_{31}) foram qualificadas como indicadoras eventuais de risco, mas não interferentes sobre o mesmo ou neutras. Mas 46 variáveis foram assumidas como indicadoras efetivas de risco [41 interferentes e 5 resultantes (v_{44} , v_{45} , v_{46} , v_{47} , v_{48})]; 24 variáveis (uma - v_{12} , com as duas sub-variáveis) apresentaram-se estatisticamente semelhantes nas duas comunidades, diante das expressões em suas 25 (49,01 %) categorias de maior risco - r_1 . Mas, 14 variáveis (27,45 %) apresentaram expressões r_1 mais acentuadas em C_1 e 12 (23,52 %) em C_2 , enquanto as manifestações relativamente menos acentuadas invertem os números anteriores nas comunidades (TAB.3.13).

Houve semelhança em C_1 e C_2 na proporção expressa pelas categorias r_1 : de 3 variáveis (v_3 , v_4 , v_5) do **fator H** mas não em sua síntese (TAB. 3.1; TAB. 3.14); de 4 sub-variáveis (v_7'' , v_8'' , v_{12}' , v_{12}'') e de 4 variáveis (v_9 , v_{10} , v_{11} , v_{14}) do **fator P** inclusive em sua síntese (40,51 %) (TAB. 3.3 TAB. 3.14); de 1 variável (v_{19}) do **fator A** mas não em sua síntese (TAB. 3.5; TAB. 3.14); de 13 variáveis (v_{22} , v_{25} , v_{26} , v_{29} , v_{35} , v_{40} , v_{41} , v_{43} , v_{44} , v_{45} , v_{46} , v_{47} , v_{48}) nas interações dos **fatores H-P-A**, embora não em sua síntese (TAB. 3.14), mas sim nas de seus sub-fatores: “intoxicações por pesticidas” (42,55 %), “medidas de desintoxicação” (36,61 %), “medidas de proteção pessoal” (10,20 %) (TAB. 3.11), “medidas de proteção ambiental” (17,11 %) (TAB. 3.10) e nos sub-sub fatores “domínio da atividade” (51,47 %) e “regime de ocupação” (34,43 %) ambos do sub-fator “aspectos da cotonicultura local” (TAB. 3.7). Embora havidas estas semelhanças, a preocupação se mantém alta com a situação encontrada, pois as proporções assumidas por r_1 ultrapassam a referência de 1/3 no fator **P** (TAB. 3.3), em dois sub-sub fatores (TAB. 3.7) e em dois sub-fator (TAB. 3.11). Isto indica acentuadas deficiências na escolha mais apropriada de pesticidas, no adequado preparo do agricultor para a cotonicultura, na adoção de medidas curativas apropriadas em casos de contaminação ou intoxicações por pesticidas, entre outras. Medidas de solução destas carências precisam ser implementadas.

TABELA 3.14 - Síntese das expressões proporcionais das categorias de risco (r_i) nos fatores Homem(H), Pesticidas(P), Ambiente(A) e em suas interações, em duas comunidades cotonícolas (C_1, C_2), Cáceres, MT, Brasil, safras 1992-97.

Fatores	Categoria focada(C_f) ou de maior risco- r_i em cada variável (em oposição à não-focada(C_n) ou de menor risco - r_2 ; sendo $r_1 + r_2 = \text{total}$)	Comunidades e as Expressões de r_i				Expressão proporcional e comparativa (igual: =; desigual: ≠)
		Fação (C_i)		Barra Nova (C_2)		
		Proporções de r_i em C_i [%(n_i/n_c)]	Relatividade do risco r_i em C_i	Proporções de r_i em C_2 [%(n_i/n_c)]	Relatividade do risco r_i em C_2	
Fator Homem (H)						
Expressões relativas das categorias r_1 de 6 variáveis do fator "H"		3a; 3s	3(+);3(=)	3b; 3s	3(-);3(=)	3(=);3(≠)
Síntese no fator $H^{(*)}$ ($\chi^2=32,9$; GL=1; $n=1477$; $\alpha=0,000$)		> Risco (r_1) < Risco (r_2)	+	48,24 (275/570)a 51,75 (295/570)b	33,29 (302/907)b 66,70 (605/907)a	≠39,06(577/1477) ≠60,93 (900/1477)
Fator Pesticidas usados (P)						
Expressões relativas das categorias r_1 de 8 variáveis do fator "P"		3a; 8s	3(+);8(=)	3b; 8s	3(-);8(=)	8(=);3(≠)
Síntese no fator P ($\chi^2=0,845$; GL=1; $n=6943$; $\alpha=0,357$)		> Risco (r_1) < Risco (r_2)	≡	41,20 (1096/2660)s 58,80 (1564/2660)s	40,08(1717/4283)s 59,92(2566/4283)s	=40,51(2813/6943) =59,48(4130/6943)
Fator Ambiente (A)						
Expressões relativas das categorias r_1 de 7 variáveis do fator "A"		2a; 4b 1s	2(+); 4(-);1(=)	4a 2b, 1s	4(+); 2(-);1(=)	1(=);6(≠)
Síntese no fator $A^{(*)}$ ($\chi^2=19,450$; GL=1; $n=2114$; $\alpha=0,000$)		> Risco (r_1) < Risco (r_2)	-	49,17 (389/791)b 50,82(402/791)a	59,03(781/1323)a 40,96(542/1323)b	≠55,34(1170/2114) ≠44,65(944/2114)
Interação dos Fatores H-P-A						
Expressões relativas das categorias r_1 nas 27 interações H-P-A		6a; 8b; 13s	6(+);8(-); 13(=);2(Ise)	8a; 6b; 13s	8(+);6(-); 13(=);2(Ise)	14(≠);13(=)
Soma dos casos em H-P-A ^(**) ($\chi^2=49,297$; GL=1; $n=7034$; $\alpha=0,000$)		> Risco (r_1) < Risco (r_2)	-	45,68(1340/2933)b 54,31(1593/2933)a	53,91(2211/4101)a 46,08(1890/4101)b	≠50,48(3551/7034) ≠49,51(3483/7034)
Síntese geral (H+P+A + interações H-P-A)						
Expressões relativas das categorias r_1 nas interações H-P-A		14a; 12b; 25s	14(+);12(-); 25(=);5(Ir);2(Ise)	12a; 14b; 25s	12(+);14(-); 25(=);5(Ir);2(Ise)	26(≠);25(=)
Soma dos casos em H-P-A ^(**) ($\chi^2=11,715$; GL=1; $n=17568$; $\alpha=0,0006$)		> Risco (r_1) < Risco (r_2)	-	44,57(3100/6954)b 55,42(3854/6954)a	47,21(5011/10614)a 52,78(5603/10614)b	≠46,16(8111/17568) ≠53,83(9457/17568)

Obs.: Relatividade qualitativa das proporções ou expressões em pautas: semelhante [s ou ≡]; maior [a ou +]; menor [b ou -]; Igual [=]; Diferente [≠]; (Ise): Indicadora sem efeito; (Ir): Indicadora resultante; Significância pelo teste χ^2 : (**): $\alpha < 0,01$; (*): $\alpha < 0,05$.

Mas as expressões de r_1 foram mais elevadas:

1) na comunidade C_1 :

-Em 3 variáveis (v_3, v_4, v_5) do **fator H** e na síntese deste fator (C_1 : 48,24 %; C_2 : 33,29 %) (TAB. 3.1; TAB. 3.14); em 2 sub-variáveis (v_7', v_8') e 1 variável (v_{13}) do **fator P** mas não em sua síntese (TAB. 3.3; TAB. 3.14); em 2 variáveis (v_{15}, v_{17}) do **fator A** mas não em sua síntese (TAB. 3.5; TAB. 3.14); nas **interações dos fatores H-P-A** em 1 variável (v_{24}) do sub-sub fator “domínio da atividade”, em 2 variáveis (v_{27}, v_{31}) do sub-sub fator “algumas características do cultivo” (TAB. 3.7), em 3 variáveis (v_{32}, v_{33}, v_{34}) do sub-fator “aspectos do uso e manejo de pesticidas”, mas não em suas sínteses (TAB. 3.9; TAB. 3.14);

2) na comunidade C_2 :

-Em 4 variáveis ($v_{16}, v_{18}, v_{20}, v_{21}$) do **fator A** e na síntese deste fator (C_1 : 49,17 %; C_2 : 59,03 %) (TAB. 3.5; TAB. 3.14); na síntese das **interações dos fatores H-P-A** (C_1 : 45,68 %; C_2 : 53,91 %) (TAB. 3.14) e em 1 variável (v_{23}) do sub-sub fator “domínio da atividade”, em 2 variáveis (v_{28}, v_{30}) do sub-sub fator “algumas características do cultivo” e nas sínteses deste (C_1 : 52,12 %; C_2 : 61,95 %) e de seu sub-fator “aspectos da cotonicultura local” (C_1 : 48,71 %; C_2 : 57,00 %) (TAB. 3.7), em 2 variáveis (v_{36}, v_{37}) do sub-fator: “aspectos do uso e manejo de pesticidas” e na síntese deste (C_1 : 45,28 %; C_2 : 51,01 %) (TAB. 3.9), em 2 variáveis (v_{38}, v_{39}) do sub-fator “aquisição e armazenagem de pesticidas” e na síntese deste (C_1 : 62,75 %; C_2 : 90,71 %), e em 1 variável (v_{42}) do sub-fator “medidas de proteção ambiental” mas não em sua síntese (TAB. 3.10).

Apesar de r_1 apresentar-se menor, nestes aspectos, em uma das comunidades, a sua proporção síntese, em nenhum dos casos se expressa inferior a 1/3, o que requer implementação de medidas minimizadoras (redução da proporção de r_1) em ambas as comunidades (TAB. 3.14). Analisando a parte as proporções mais elevadas, em C_1 significam que, os cotonicultores estiveram mais vulneráveis aos pesticidas, quanto a seu perfil sócio-cultural para esta atividade, e ao seu nível de preparo, tanto para trabalhar com pesticidas como para se protegerem. Em C_2 os cotonicultores possuíam o fator ambiental mais frágil, tornando-os mais vulneráveis aos pesticidas. Esta maior vulnerabilidade também foi constada em consequência da(o)s: forma inadequada de interagirem com pesticidas no ambiente, isto desde a aquisição dos agrotóxicos, manejo e armazenagem dos mesmos; características de cultivo adotados e; nível de preparo para evitarem contaminação ambiental. Apesar de C_2 representar uma comunidade mais tradicional na cotonicultura local, as carências estão identificadas e requerem ações corretivas.

Em síntese, das 51 categorias focadas (f_c) ou de maior risco (r_1) dos aspectos analisados, 25 expressaram proporção similar nas duas comunidades, mas 26 não, tendo havido 14 mais expressivas em C_1 e 12 em C_2 (TAB. 3.13). Apesar disto, pelas expressões da categoria de maior risco (r_1) de todos os fatores e interações ($H+P+A+ H-P-A$), a comunidade C_2 diferenciou-se, de forma mais expressiva, de C_1 (C_1 : 44,57 %; C_2 : 47,21 %) (TAB. 3.14).

Isto revela que C_2 , diante do conjunto de variáveis e fatores avaliados, no período considerado, esteve mais vulnerável ao potencial danoso de pesticidas, ou seja, o R_{CDPAH} deve ter sido mais acentuado em C_2 (TAB. 3.14). Embora tenha sido constatada esta diferença, em ambas as comunidades, a proporção síntese final da categoria de maior risco foi elevada ($r_1 > 46$ %). Esta situação requer intervenções educativas, assistenciais, fiscalizadas e de criação ou oferta de alternativas mais eficazes neste sistema, no sentido de minimizar riscos de danos, ao ambiente e ao homem, com o uso destas armas químicas.

3.6.2.2 - No tempo avaliado (Safras de 1992 a 1997)

De um conjunto de 15 variáveis e 2 sub-variáveis consideradas, no período estudado (1992-97), foi constatado que 37,63 % de todos os casos contabilizados, se enquadravam na categoria que assumiu o *risco maior* (r_1) (TAB. 3.15). Dez das dezessete categorias r_1 apresentaram, nas seis safras (1992-97), distribuição de freqüências observadas discordantes das esperadas. Isto significa que as categorias de risco destas variáveis variaram nas safras.

Houve semelhança nas safras na proporção expressa pelas categorias r_1 : de 4 variáveis (v_{32} , v_{34} , v_{35} , v_{37}) no sub-fator “aspectos do uso e manejo de pesticidas - **amp**” e em sua síntese (36,93 %), como também em de 2 variáveis - uma com 2 sub-variáveis (v_{47} , v_{48}' , v_{48}'') no sub-fator “intoxicações por pesticidas - **intox**” e em sua síntese (31,30 %), pertencentes a interação dos fatores **H-P-A**; nas sínteses do sub-fator “aspectos da cotonicultura local - **acl**” (35,88 %) e das interações **H-P-A** (36,04 %).

As proporções assumidas por r_1 ultrapassam a referência de 1/3, nos casos de semelhanças entre anos, em 3 (v_{32} , v_{34} , v_{35}) de 4 variáveis (v_{32} , v_{34} , v_{35} , v_{37}) do sub-fator “**amp**” e em 1 (v_{48}'') de 2 (v_{47} , v_{48}' , v_{48}'') do sub-fator “**intox**”. De forma, similar aos comentários feitos para as comunidades, isto evidencia deficiências no adequado preparo do agricultor para lidar corretamente com a cotonicultura e com os pesticidas usados. Este quadro também se confirma pela alta proporção de mais de uma intoxicação de vitimados por pesticidas. Estas carências precisam ser urgentemente resolvidas, merecendo atenção prioritária.

Mas as expressões de r_1 apresentaram-se, em algumas variáveis, (a) mais elevadas nas safras de 1992 (v_{36}'' , $r_1 = 76,9$ %), 1993 (v_{14} , $r_1 = 50,0$ %; v_{28} , $r_1 = 55,3$ %; v_{45}'' , $r_1 = 44,4$ %), 1995 (v_{33} , $r_1 = 24,7$ %; v_{46} , $r_1 = 69,2$ %), 1996 (v_{10} , $r_1 = 29,2$ %; v_{36}' , $r_1 = 22,7$ %), 1997 (v_{13} , $r_1 = 62,6$ %; v_{25} , $r_1 = 47,2$ %) e, por outro lado, (b) mais baixas nas safras de 1992 (v_{36}' , $r_1 = 3,3$ %), 1993 (v_{10} , $r_1 = 2,1$ %; v_{25} , $r_1 = 21,3$ %), 1995 (v_{13} , $r_1 = 43,4$ %; v_{14} , $r_1 = 25,6$; v_{45} , $r_1 = 12,8$ %), 1996 (v_{36}'' , $r_1 = 49,6$ %) e 1997 (v_{28} , $r_1 = 13,9$ %; v_{33} , $r_1 = 2,8$ %; v_{46} , $r_1 = 0,0$ %). Observa-se que a safra de 1994 é a única que não possui situações extremas de r_1 , portanto, destituído de casos mais elevados e de mais baixos.

Apenas o fator **P**, entre os sub-fatores e fatores analisados, expressou proporção diferenciada dos r_1 ao longo das seis safras, assumindo valor mais baixo em 1995 ($r_{11995} = 33,26$ % < $r_{11992,1993,1994,1996,1997}$: 40 a 47 %; $n = 1952$; $\chi^2 = 20,89$; GL = 5; $\alpha = 0,0008$) (TAB. 3.8).

Ao efetuar-se a reunião das expressões de maior risco (r_1) de todos os fatores e interações (**H+P+A+ H-P-A**) as safras de 1995 ($r_1 = 34,76$ %) e de 1992 ($r_1 = 41,43$ %) assumiram, respectivamente o menor e o maior valor, diferenciando-se assim ($n = 6691$; $\chi^2 = 13,205$; GL = 5; $\alpha = 0,0215$) (TAB. 3.15).

No conjunto de variáveis e fatores avaliados, nas duas comunidades (C_1 , C_2), tem-se que a vulnerabilidade oscilou nas safras (1992-1997) diante do potencial danoso de pesticidas, ou seja, o R_{CDPAH} foi menos acentuado em 1995.

Além destas diferenças, os casos da categoria de maior risco (r_1) em cada uma das seis safras ultrapassaram a proporção de 1/3 ($r_1 > 33$ %).

TABELA 3.15 - Freqüência das categorias de risco ao ambiente e à saúde humana, diante dos fatores “H-homem, P-pesticida, A-ambiente” e de suas interações, em duas comunidades (C_1, C_2), Cáceres, MT, Brasil, safras 1992-97.

Variáveis	Categorias de maior risco ($r_1=c_r$), em oposição as de menor risco ($r_2=c_n$)	Safras agrícolas e as freqüências observadas por categoria de risco							
		1992	1993	1994	1995	1996	1997	Geral	
Fator P- Pesticidas usados									
v ₁₀ : Pacote pesticida usado ^(**)	r_1 (>3 produtos)	1	1	10	19	14	7	52	
	r_2 (≤ 3 produtos)	36	46	49	54	34	29	248	
v ₁₃ : Classes Toxicológicas ^(*)	r_1 (CT I)	54	71	97	92	75	62	451	
	r_2 (CT II)	37	45	74	120	66	37	379	
v ₁₄ : Classes de Periculosidade	r_1 (PPA I)	45	57	70	54	46	35	307	
	r_2 (PPA-II)	46	57	96	157	95	64	515	
Interação de fatores H-P-A: Sub-fator “Aspectos da cotonicultura local-act”									
v ₂₅ : Regime de ocupação ^(*)	r_1 (não-proprietários)	10	10	18	26	23	17	104	
	r_2 (proprietários)	27	37	42	47	26	19	198	
v ₂₈ : Área plantada ^(**)	r_1 (> média)	19	26	25	21	16	5	112	
	r_2 (≤ média)	18	21	34	52	32	31	188	
Sub-fator “Aspectos do uso e manejo de pesticidas-amp”									
v ₃₂ : Primeiro tratamento	r_1 (≤ 30 dias)	-	-	29	64	41	29	163	
	r_2 (> 30 dias)	-	-	6	9	7	7	29	
v ₃₃ : Último tratamento ^(**)	r_1 (>4 meses)	-	-	5	18	2	1	26	
	r_2 (≤4 meses)	-	-	30	55	46	35	166	
v ₃₄ : Número de tratamentos	r_1 (> 9)	-	-	17	25	23	14	79	
	r_2 (≤ 9)	-	-	18	48	25	22	113	
v ₃₅ : Mistura agrotóxicos?	r_1 (Sim)	22	29	51	87	57	42	288	
	r_2 (Não)	40	54	86	109	84	55	428	
v ₃₆ : Dose usada ^(**)	v ₃₆ [°]	r_1 (> 50 mL)	3	4	11	18	32	13	81
		r_2 (≤ 50 mL)	88	112	160	193	109	85	747
	v ₃₆ ^{°°}	r_1 (= 50 mL)	70	83	116	124	70	60	523
		r_2 (≠ 50 mL)	21	33	55	87	71	38	305
v ₃₇ : Consumo de pesticidas	r_1 (> média)	-	-	20	46	44	21	131	
	r_2 (≤ média)	-	-	83	160	97	76	416	
Sub-fator “Intoxicações por pesticidas-intox”									
v ₄₅ : Agente intoxicante ^(**)	r_1 (Fosforado)	2	8	15	6	3	2	36	
	r_2 (Outros)	9	10	22	41	17	3	102	
v ₄₆ : Causas da intoxicação ^(**)	r_1 (Não ident.)	2	3	11	18	1	0	35	
	r_2 (Identif.)	1	4	13	8	26	6	58	
v ₄₇ : Gravidade da intoxicação	r_1 (Mt grave.)	3	6	6	11	8	2	36	
	r_2 (ñ mt grave)	4	9	31	34	19	4	101	
v ₄₈ : Casos de intoxicações	v ₄₈ [°]	r_1 (>1)	2	2	3	3	4	1	15
		r_2 (1)	5	13	34	42	23	5	122
	v ₄₈ ^{°°}	r_1 (> 1)	4	7	20	26	19	3	79
		r_2 (1)	3	8	17	19	8	3	58
Total geral (r_1 1995=34,7% < r_1 1992,1993,1994,1996,1997: 37,5 a 41,5 % n=6691; $\chi^2=13,205$; GL=5; $\alpha=0,02150$)	r_1 :Maior risco	n°	237	307	524	658	478	314	2518
		%	41,43	40,60	38,13	34,76	37,84	37,69	37,63
	r_2 :Menor risco	n°	335	449	850	1235	785	519	4173
		%	58,56	59,39	61,86	65,24	62,15	62,30	62,36
Total de casos (Σ n)			572	756	1374	1893	1263	833	6691

Obs: Nas variáveis assinaladas com asteriscos (** ou *), as freqüências observadas discordam das esperadas (Teste χ^2 , $\alpha < 0,01^{**}$ ou $0,05^*$)
⁽¹⁾-Foi considerado que há **maior risco** quando a freqüência ou os valores assumidos por uma variável ultrapassa um referencial e, por isso estariam induzindo a uma probabilidade maior de ocorrência de contaminação, acidentes e danos ambientais e humanos. Foi considerado **risco menor** quando se tem a situação inversa da anterior.

Provavelmente estas oscilações temporais na expressão proporcional das categorias de risco, tenham sido mais devido a intensa dinamicidade migratória de atores à cotonicultura (ingressos e egressos). Entretanto, as expressões reveladas em proporções preocupantes na categoria de risco maior (r_1), ao longo dos anos, sugerem ações eficazes para o alcance de declínio sucessivo e não oscilatório nos próximos anos em áreas de cultivo de algodão. Sugere-se, como proposta razoável, nas atividades agrícolas dependentes de pesticidas, o estabelecimento de metas e ações que venham, em curto prazo, reduzir o maior risco (r_1) para valores abaixo de 1/3 e com coeficiente de variação menores a 20 %.

3.7 - DINÂMICA DA ATIVIDADE COTONÍCOLA EM MT

O início da cultura do algodão em *MT* é retratado em PARO (2000). Mas enfocando os últimos 30 anos os acompanhamentos, relatos de envolvidos com a atividade e as constatações próprias indicam profundas modificações no que se refere: (1) a tecnologia de produção utilizada, (2) a mão-de-obra envolvida, (3) ao tipo de relação e dependência do agricultor com o mercado fornecedor e comprador, (4) a distribuição dos municípios cultivadores, (5) ao processamento fabril da produção, (6) a interdependência onerosa e distante entre regiões produtoras e industrializadoras do algodão, e (7) aos métodos de controle de pragas, estes fortemente induzidos por imposição legal e influência do movimento ecológico com vistas à busca da minimização de impactos e do desenvolvimento auto-sustentado.

3.7.1 - Tecnologia de produção utilizada

Neste início do século XXI (2000-2004) a cotonicultura no *MT* está estruturada em alicerces altamente tecnicificados visando a competitividade no mercado nacional e internacional. O preparo do solo, o plantio, os tratos culturais e fitossanitários, a colheita, o transporte e processamento da produção são efetuados predominantemente pela força motomecânica de alta capacidade, e em muitos casos, de forma sofisticada. Os materiais genéticos, pesticidas, fertilizantes, máquinas e equipamentos de última geração vêm sendo crescentemente demandados pelo setor. O cotonicultor tradicional do século passado está cada vez mais em extinção, sendo substituído pelo “empresário do algodão” continuamente se atualizando para produzir conforme as perspectivas de potencial de demanda internacional, utilizando o que há de melhor no processo produtivo, otimizando os fatores de produção, se organizando em associações para dar sustentabilidade técnica, econômica e política ao setor.

Entretanto até a última década do século passado (XX) a atividade cotonícola estava tradicionalmente baseada no pequeno agricultor com uso predominante da força familiar, comercialmente viabilizada por intermediários na maioria dos municípios produtores. Mas também foi nessa década que o modelo predominante desta atividade mudou de forma marcante. Este quadro de mudança foi fortemente influenciado por acréscimos substanciais, em curto prazo, de investimentos à viabilização da grande produção, colheita mecânica e, com a implantação de beneficiadoras, com processamento na própria região produtora.

3.7.2 - Mão de obra envolvida

A cotonicultura regional do século XXI, no *MT*, está baseada no uso primordial da motomecanização, sendo a mão de obra envolvida restrita principalmente a operação destas e ao gerenciamento dos negócios. Portanto requerendo alta qualificação e presumidamente bem remunerada. Enquanto que o modelo anterior, baseado na produção familiar, usava essencialmente a força braçal, podendo no preparo do solo e tratos culturais iniciais haver uso de tração animal ou trator, este último com presença progressiva nas últimas décadas. Esta cotonicultura

baseada na pequena produção usava intensamente a mão-de-obra familiar e também, sazonalmente, mão-de-obra contratada, em especial na colheita. A qualificação desta mão-de-obra não era diferenciada da tradicional, sendo a remuneração baseada nos padrões vigentes para o servidor braçal, tarefeiro ou estabelecido um referencial de produtividade, como, por exemplo, arrobas catadas na colheita. Esta cotonicultura, altamente dependente de pesticidas, no modelo passado colocava muitos trabalhadores, freqüentemente, em área relativamente pequena, a intensa exposição aos pesticidas por ocasião das aplicações, mantendo elevado, assim, o risco de sua contaminação e intoxicação por agrotóxicos. O risco de contaminação e de danos ambientais diante dos dois modelos é algo que ainda necessita de avaliação comparativa.

3.7.3 - Relação entre cotonicultor e mercado

A cotonicultura deste início de século XXI em *MT* quase não tem mais aquela rede de intermediação comercial que se mantinha nesta atividade do século passado. Naquela ocasião os fornecedores de insumos e os compradores de algodão (Ex.: Empresários em *SP*) estavam geograficamente distantes das lavouras (Ex.: Agricultores em *MT*) e forneciam os insumos e equipamentos ao plantador de algodão, anotando em caderneta. Compravam a produção e, no final faziam o acerto de contas, baseado em preços e juros estabelecidos unilateralmente pelos intermediários. Alguns agricultores identificavam estes agentes como um “mal necessário”, à sobrevivência da atividade e do agricultor. Atualmente, as organizações de produtores ou grandes empresários rurais possuem estruturas de beneficiamento instaladas na própria unidade de produção ou nas redondezas das comunidades concentradoras da atividade. As aquisições de insumos passaram a ser predominantemente mais diretas do fabricante ou dos grandes distribuidores formais. No passado a relação de compra e venda estava mais alicerçada no comércio informal. Os grandes produtores progressivamente vêm se organizando, com freqüente apoio de políticas de Estado, no sentido de concretizar a verticalização da produção e agregação de valores à mesma, de preferência localmente. A orientação e assistência técnica ao cultivo, em especial a relacionada ao uso e manejo de agrotóxicos ou pesticidas, predominantemente é prestado por firmas especializadas no assunto que, prestam serviços desde a identificação da necessidade de uso de produtos químicos, sua escolha, aplicação (sendo constatado uso crescente da aviação agrícola), até a destinação final de embalagens. Uma associação de produtores de algodão de *MT* (AMPA), inclusive investe recursos em pesquisa e monitoramento ambiental, com vistas à minimização de impactos com a atividade, em especial devida aos produtos químicos tóxicos e ambientalmente perigosos usados na cotonicultura.

Enquanto pequenos cotonicultores, atuais e em potenciais, constatarem a necessidade de se organizarem coletivamente para permanecerem e competirem com êxito neste mercado.

3.7.4 - O mapa da cotonicultura no MT (FIG. 3.1 e 3.2)

Nas três últimas décadas do século passado (XX) o algodão esteve presente na agricultura de *MT*. O atual sudeste, sudoeste e norte do Estado tiveram períodos em que a cotonicultura (predominantemente de pequenas áreas com base na força braçal) constituiu-se em uma atividade de grande importância regional. Os municípios de *MT* que haviam plantado as cinco maiores áreas de algodão, segundo várias fontes (PARO, 2000; IBGE, 2004; INDEA-MT, 2004) foram em: (1) 1990 – 2 da região norte e 3 do sudoeste; (2) 1991- 1 do sudeste, 1 do norte, 1 do centro-
e

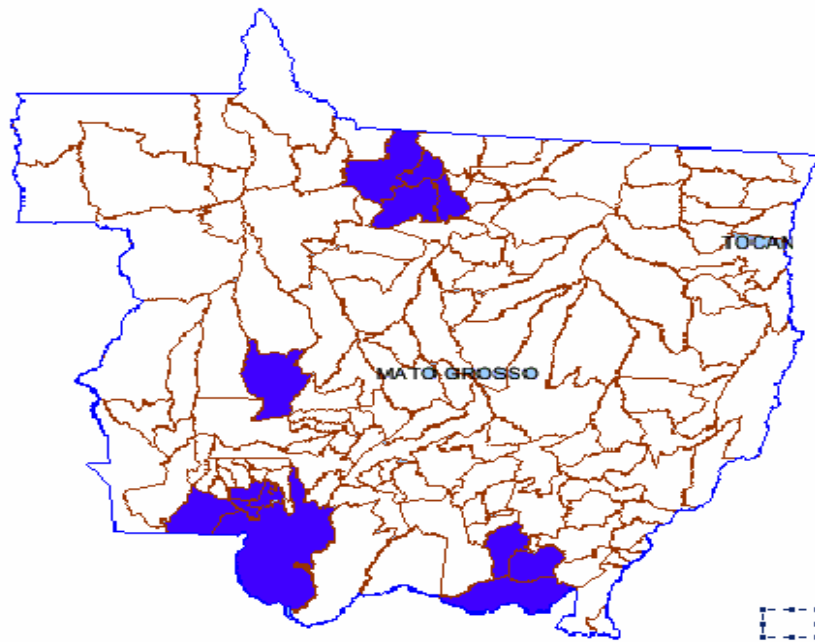


FIGURA 3.1 - Municípios (em azul) com as cinco maiores áreas plantadas de algodão no Estado de Mato Grosso, no período das safras de 1990-1996.



FIGURA 3.2 - Municípios (em azul) com as cinco maiores áreas plantadas de algodão no Estado de Mato Grosso, no período das safras de 1997-2002.

2 do sudoeste; (3) 1992 - 1 do centro-oeste, 2 do norte e 2 sudoeste; (4) 1993 - 1 do norte e 4 do sudoeste; (5) 1994 – os 5 do sudoeste; (6) 1995 – 1 sudeste e 4 do sudoeste; (7) 1996 – 1 do norte, 1 sudoeste e 3 do sudeste; (8) 1997 – 1 do centro-oeste, 2 do sudeste e 2 do centro-leste; (9) 1998 – 1 do centro-oeste, 2 do sudeste e 2 do centro-leste; (10) 1999 – 1 do centro-oeste, 1 do sudeste e 3 do centro-leste; (11) 2000 – 1 do centro-oeste, 1 sudeste e 3 do centro-leste; (12) 2001 – 1 sudeste, 1 do centro-leste e 3 do centro-oeste; (13) 2002 – 1 do sudeste, 2 do centro-leste e 2 do centro-oeste. Isto mostra que na primeira metade da década de 1990 os municípios que mais plantavam algodão estavam no sudoeste, mas depois os municípios que acumulavam as maiores áreas plantadas passaram a se situar no sudeste, centro-leste e centro-oeste do Estado. A média de área plantada por município entre 1990-1997 se manteve entre 828 e 1346 ha. Mas a partir de 1998 estas cresceram progressivamente de 1663 para 7455 ha. Porém as plantações de algodão migraram no período de 1990-2002, entre 43 e 64 municípios (de 139 existentes em *MT* no ano de 2002). Depois que os principais municípios plantadores de algodão se situaram no sudeste, centro-leste e centro-oeste a soma de área plantada em *MT* passou a crescer acentuadamente a cada ano (de 42 mil para 412 mil ha), com exceção de 2002 a qual se reduziu um pouco (328 mil ha) em relação ao ano anterior. Esta variação deve ter induzido incrementação semelhante de pesticidas lançados no ambiente das lavouras e proximidades. Os riscos conseqüentes do uso de pesticidas devem ter se expandidos espacialmente em proporção semelhante ao crescimento de área plantada.

3.7.5 - A industrialização do algodão

Para a obtenção do algodão em pluma, o desencarroçamento do produto colhido no *MT* só veio a ser efetivado no próprio Estado a partir da última década do século passado. Antes disto o produto não-beneficiado era transportado para outros Estados (Ex: *MS*, *SP*, *GO*) para nestes então ser processado.

Os produtores de algodão, empresários e o Estado vêm unindo forças no final e início de século para industrializar a produção o mais próximo possível das regiões produtoras, inclusive atraindo a indústria têxtil para tal. Isto estaria agregando valores, reduzindo custo e tornando os produtos mais competitivos.

3.7.6 – Regiões produtoras e demandadoras de algodão

Fatores técnicos, sociais, econômicos e ecológicos, ainda no século passado, fizeram com que as áreas produtoras de algodão se afastassem progressivamente dos grandes centros consumidores de fibra vegetal. Além da baixa remuneração do trabalho do agricultor, ao mesmo tempo, agregavam-se custos ao produto final devido ao fator distância. Os fabricantes de insumos, equipamentos e estruturas comerciais e de beneficiamento da produção não se deslocavam, na mesma proporção, velocidade e sentido das regiões produtoras. O desenvolvimento genético e dos sistemas de cultivo, principalmente a partir da década de 1990, passou a ser efetivado nestas novas regiões produtoras. Um fator que contribuiu para tal foi à possibilidade da produção de algodão de fibra longa e de boa qualidade em regiões com tipo climático mais favorável, como é o caso de *MT*.

Embora o grande mercado consumidor de fibra e de óleo vegetal resultante do algodão esteja afastado do mapa atual das lavouras, os principais fatores que afetam os custos vêm sendo equacionados, em especial pela modernização das organizações e estruturas de suporte aos processos envolvidos. O acesso enormemente facilitado, nos últimos 15 anos, a informação tecnológica e comercial, a comunicação de abrangência mundial e imediata, a melhoria das condições de transporte e o barateamento da mesma contribuíram muito para os agronegócios brasileiros mais competitivos, entre estes os do algodão. Isto nos

mostra que o tipo de dependência entre as regiões produtoras, intermediadoras e demandadoras de algodão no início do século XXI é diferente daquela que havia em um passado recente. A atual está mais vinculada a soluções virtuais imediatas entre atores, enquanto no passado fatores físicos limitavam o êxito das transações.

3.7.7 - Fatores bióticos concorrentes em lavouras de algodão

As lavouras de algodão são consideradas como altamente dependentes de pesticidas. Esta idéia se estabeleceu pelo fato desta planta atrair vários insetos e ácaros que sugam a seiva ou se alimentam de partes da planta, danificando-a. Com o desenvolvimento do controle químico destas pragas os danos às plantas foram diminuídos expressivamente. De modo que se evidenciou uma enorme diferença nos resultados produtivos de lavouras não-tratadas em relação às tratadas quimicamente. Por outro lado o uso indiscriminado e de doses inapropriadas, as aplicações freqüentes de certos pesticidas durante o ciclo da lavoura, a não eliminação de soqueiras e a continuidade de uso de mesmos pesticidas nas safras subseqüentes favoreceram o desenvolvimento de mecanismo de resistência em algumas espécies e a eliminação de outras. Isto estabeleceu certo desequilíbrio ecológico, e um novo equilíbrio pouco estável e pesticida-dependente. Assim, as demandas tanto em tipo, como em quantidade e freqüência de aplicações de pesticidas se requeriam. Produtos do grupo químico de organo sintéticos clorados, bastante usados em lavouras de algodão até meados da década de 1980, devido as suas características, facilitavam o desenvolvimento do mecanismo de resistência, da dependência progressiva e de danos colaterais e altamente impactantes na rede de espécies da cadeia trófica.

Pelo menos em *MT*, até a penúltima década do século passado (XX) a grande demanda por pesticidas era para controle de pragas (insetos e ácaros).

A partir da década de 1990 a praga do bicudo (*Anthonomus grandis*) demarcou uma época por induzir a diversificação de produtos usados, intensificarem a aplicação dos mesmos e, também por enfatizar medidas preventivas. As prevenções baseavam-se na obrigatoriedade de eliminação de soqueiras, em alertas e ações rigorosas de controle fitossanitário nas fronteiras do Estado, em especial nas rodovias, reduzindo o risco de ingresso de material infestado, e no monitoramento de lavouras, baseado em armadilhas atrativas feromonais.

No início da década de 1990, em algumas localidades (Ex. Pontes e Lacerda, Jauru, SJ dos Quatro Marcos, Mirassol D'Oeste), houve progressiva procura por pesticidas para controle de doenças (Ex.: ramulária, ramulose) que criavam danos expressivos nas lavouras. Isto se deveu a introdução de cultivares de fibra longa (Acala) susceptíveis aos agentes causadores destas doenças.

Os pesticidas para controle de vegetais (herbicidas), em regiões de cultivo de algodão, depois de meados da década de 1990, passaram a ser usados progressivamente com a instalação de lavouras mecanizadas inclusive as colheitas. Estas lavouras, geralmente com áreas pelo menos cinco vezes maiores que as de sistema tradicional passaram a ser preparadas através do uso de herbicidas visando o plantio direto. O processo de mecanização da cotonicultura também requeria procedimentos de dessecação à colheita, visando a padronização das condições para tal. Isto passou a ser executado através de produtos herbicidas-dessencantes.

Resumidamente, a dinâmica evolutiva dos sistemas de controle dos concorrentes bióticos das lavouras de algodão no *MT* vem sendo influenciada por vários fatores, entre os quais: (a) impositivos legais; (b) avanços em conhecimentos; (c) aprimoramento tecnológico; (d) exigências de movimentos ambientalistas; (e) requerimentos sócio-econômicos; (f) dinamicidade e características dos bioagentes adversos do algodão e de seus predadores.

O desenvolvimento de pesticidas do grupo dos piretróides foi estimulado pelas restrições de uso de clorados, a partir de 1985. Estes por sua vez, embora menos perigosos para seres de sangue quente, em geral atuam nocivamente sobre abelhas e facilitam a explosão populacional de ácaros. Isto induz o uso mais acentuado de acaricidas específicos. Com disseminação da praga do bicudo, na década de 1990, intensificam-se as doses e as frequências de aplicações de pesticidas e estabelecem-se medidas preventivas ao controle desta praga, entre elas a lei da eliminação de soqueiras de algodão. A lei que introduz o receituário agrônomo representa um avanço técnico e ambiental para a agricultura brasileira, desta se esperando minimização de impactos com o uso de pesticidas. O rigor para os fabricantes obterem o registro para comercialização e uso autorizado de produtos pesticidas no Brasil também representou um importante avanço.

O melhoramento genético, o desenvolvimento de técnicas e produtos ecologicamente mais corretos (por serem de menor impacto negativo no ambiente) no cultivo de algodão faz acreditar, que em decorrência disto, por um lado esteja havendo uma minimização de riscos de contaminação e de danos ao homem e ao ambiente. Porém, a expansão de área cultivada, a ampliação do uso de herbicidas no preparo de terrenos ao plantio direto e dessecação para a colheita, as aplicações moto-mecanizadas de pesticidas, inclusive por aviação agrícola, aumentam a exposição do ambiente e de pessoas às derivas e aos resíduos, o que aumenta riscos de contaminação e de danos provocados pelos pesticidas usados.

A manifestação de movimentos ambientalistas tem induzido organizações de cotonicultores a investirem mais em pesquisas, assistência e treinamento de pessoal envolvido na atividade, como é o caso da AMPA.

Entre os pesticidas químicos usados nas safras deste início de século continuavam presentes o metil paration (*MP*), objeto do estudo constante na segunda seção desta tese. Vários outros inseticidas e acaricidas já conhecidos pela cotonicultura continuavam em uso, nos principais municípios produtores de *MT*, nos três primeiros anos verificados deste século. Contribuições de DORES (2004), GUERRA CONSULTORIA (2004), MUNIZ (2004) e de CRUZ (2005), mostram o uso de organo-sintético fosforados sistêmicos “monocrotofós, acefato, metamidofós”; organo-sintético fosforados não-sistêmicos “metil paration entre outros”; organo-sintéticos clorados ou mais especificamente o grupo éster do ácido sulfuroso de um dial cíclico “endosulfam”; organo-sintéticos clorofosforados “profenofós, clorpirifós”; organo-sintéticos carbamatos “metomil, carbosulfan”; piretróides sintéticos “fenproprina, bifentrina, cipermetrina, deltametrina, betaciflutrina, lambdacialotrina, cipertrina”, entre outros. Desta lista, estiveram ausentes o etil paration (retirado do mercado) e a ciflutrina, em comparação aos pesticidas encontrados em uso na cotonicultura de C_1 e C_2 (Cáceres-*MT*) nas seis safras de 1992-97. Contudo, nos últimos anos em que se acompanhou a cultura de algodão no *MT* foram introduzidos produtos novos na lista dos demandados por esta cultura, como os de gerações mais recentes, os neonicotinóides “acetamiprid e tiametoxam”, conforme SIQUERI (2000). Também foram relatados (CRUZ, 2005) usos recentes de reguladores do crescimento de insetos-pragas, tal como teflubenzuron (interferente na síntese da quitina de Lepidópteros, conforme SALAZAR CAVERO, 1998) e lufenuron (transovariano-ativo em Lepidópteros, conforme PRATISSOLI *et al.* (2004)).

CAPITULO 4 – SÍNTESE DA SEÇÃO I

1. A cada lavoura de algodão esteve associado o uso de agrotóxicos, confirmando tratar-se de uma atividade pesticida-dependente;
2. Com relação ao fator homem (**H**), os cotonicultores de ambas as comunidades (C_1 , C_2) tinham médias semelhantes de idade, escolaridade e de tamanho de sua família, mas diferiam quanto as categorias de naturalidade, de regiões pelas quais já migraram e de sua renda familiar anual;
3. Com relação ao fator pesticida (**P**), entre os agrotóxicos adquiridos, as duas comunidades (C_1 , C_2) usaram proporção semelhante de produtos: a base de metil paration, com ingredientes ativos do grupo químico organo sintético fosforados, de grupos químicos não-piretróides ou sem piretróides em sua formulação, que possuem modo de ação fumigante, sistêmicos, pertencentes às duas classes mais perigosas ambientalmente; mas usaram quantidades distintas de produtos comerciais, grupos químicos e também diferentes proporções de classes toxicológicas; enquanto a proporção de lavouras contempladas nas categorias de pacotes (conjunto de produtos comerciais) de pesticidas usados em cada lavoura, as duas comunidades também se assemelharam;
4. Quanto ao fator ambiente (**A**), as lavouras de C_1 e C_2 apresentaram nas em área da propriedade, vegetação reinante, diversidade da fauna local e de espécies não-alvos, relevo predominante, recursos hídricos próximos das áreas submetidas à aplicações de agrotóxicos e também referente ao poder de adsorção de pesticidas (presumível) pelos solos locais;
5. Com relação a interação dos fatores **H-P-A**:
 - 5.1.No sub-fator “aspectos da cotonicultura local - **acI**”, as lavouras de ambas as comunidades (C_1 , C_2), na abordagem sobre:
 - 5.1.1. o “domínio da atividade - **dm**” esteve submetido a proporções semelhantes expressas pelas categorias de origem do saber norteador de suas ações; mas as proporções se diferenciaram nas categorias do conceito de “agrotóxico bom” relacionado a persistência da ação dos mesmos, e também nas categorias de anos de vivência na cotonicultura;
 - 5.1.2. o “regime de ocupação - **rot**” das terras exploradas, apresentaram proporções semelhantes nas categorias consideradas;
 - 5.1.3. “algumas características do cultivo - **acc**”, estiveram submetidas a proporções semelhantes quanto a força e instrumentos de trabalho predominantemente usados, e quanto a colheita manual adotada; mas se distinguiram com relação as proporções das categorias de época de semeadura, área plantada, produção e produtividade das lavouras;
 - 5.2.No sub-fator “aspectos do uso e manejo de pesticidas - **amp**”, produtos comerciais foram misturados por ocasião do preparo das caldas de aplicação, por proporção semelhante em ambas as comunidades (C_1 , C_2); mas as proporções se diferenciaram quanto as categorias de doses e volumes aplicados para os agrotóxicos, e também quanto as categorias de início, encerramento e número de tratamentos com agrotóxicos nas lavouras;
 - 5.3.No sub-fator “aquisição e armazenagem dos pesticidas - **aap**”, nas duas comunidades (C_1 , C_2), foram semelhantes as proporções de agricultores que armazenava os agrotóxicos em ambiente não recomendado; enquanto foram distintas as proporções dos que adquiriram os agrotóxicos sem receituário agrônomo, e em comércio irregular;

- 5.4. No sub-fator “medidas de proteção ambiental - *mpa*”, nas duas comunidades (C_1 , C_2), foram semelhantes as proporções de agricultores que destinavam inadequadamente as embalagens vazias de agrotóxicos; mas as proporções diferenciaram-se nas categorias do destino dado às soqueiras de algodão;
- 5.5. Nos sub-fatores “medidas de proteção pessoal - *mpp*” e “medidas de desintoxicação de pessoas - *mdp*”, nas duas comunidades (C_1 , C_2), foram semelhantes as proporções de famílias de cotonicultores que utilizavam recursos prejudiciais ao seu intento;
- 5.6. No sub-fator “intoxicações por pesticidas - *intox*”, nas duas comunidades (C_1 , C_2), foram semelhantes as proporções de casos relatados de categorias de pesticidas responsáveis pelo desenvolvimento de intoxicações, assim como da gravidade e da reincidência destas em mesmas vítimas, e de causas acometedoras do organismo pelos intoxicantes;
6. Em cada 6 exposições a pesticidas desenvolvia-se 1 caso de intoxicação humana relatado;
7. Ficou revelado que, aproximadamente, em cada 100 intoxicações: 42 foram ocasionadas por pesticidas de grupos químicos que não eram piretróides; 35 já foram vitimados por mais de um agrotóxico; para 38 as vítimas tinham dúvida sobre como teria ocorrido a contaminação; para 35 os sintomas eram muito graves para a saúde das vítimas; pelo menos 52 eram reincidentes; 9 eram de famílias com mais de uma vítima;
8. Estas situações de intoxicações relatadas revelaram percepções de impacto negativo sofrido pelos atores envolvidos, mas também podem estar ocultando outros danos que acometeram componentes dos ecossistemas;
9. Referente ao risco (R_{CDPAH}), com base nas expressões das categorias binomiais ($c_f = r_1$ ou de maior risco; $c_{\bar{f}} = r_2$ ou de menor risco) das variáveis ou sub-variáveis consideradas, constatou-se que:
- 9.1. No total, as duas comunidades (C_1 , C_2) foram similares em 25 (49,01 %) entre 51 situações, e as seis safras (1992-1997) por 7 (41,17 %) entre 17 situações avaliadas;
- 9.2. Em síntese, contabilizadas todos os casos ou situações estudadas nos fatores H , P , A e em suas interações, as duas comunidades (C_1 , $r_1 = 44,57$ %; C_2 , $r_1 = 47,21$ %) e também as seis safras (Safras₁₉₉₅, $r_1 = 34,7$ % < Safras_{demais}, r_1 : situado entre 37,6 % e 41,5 %), não foram globalmente similares diante da distribuição das proporções nas categorias de risco, significando que, no geral, C_1 e a safra de 1995 esteve menos vulnerável, que as demais, ao potencial danoso derivado de pesticidas usados nestas comunidades no período avaliado;
- 9.3. No fator P as duas comunidades foram globalmente similares ($r_1 = 40,5$ %) diante da distribuição das proporções nas categorias de risco, mas as seis safras não o foram (Safras₁₉₉₅, $r_1 = 33,2$ % < Safras_{demais}, r_1 : situado entre 40,9 % e 46,6 %);
- 9.4. Nos fatores H (C_1 , $r_1 = 48,2$ %; C_2 , $r_1 = 33,2$ %) e A (C_1 , $r_1 = 49,1$ %; C_2 , $r_1 = 59,0$ %), as duas comunidades não foram globalmente similares diante da distribuição das proporções nas categorias de risco;
- 9.5. Na interação dos fatores $H-P-A$ (C_1 , $r_1 = 45,6$ %; C_2 , $r_1 = 53,9$ %) as duas comunidades não foram globalmente similares diante da distribuição das proporções nas categorias de risco, mas as seis safras o foram ($r_1 = 36,0$ %);
10. A frequência de uso e manejo inadequado de pesticidas contribuiu para manter alta (>1/3) a proporção da categoria focada (c_f) ou de maior risco (r_1), e de forma diferenciada nas duas comunidades (C_1 , $r_1 = 45,37$ %; C_2 , $r_1 =$

51,01 %), mas de modo similar durante as seis safras consideradas ($r_1 = 36,93$ %);

11. Foram reconhecidas no presente estudo, 48 variáveis como indicadoras do risco de contaminação e de danos por pesticidas ao ambiente e ao homem (R_{CDPAH}), entre estas, 41 ativas, 5 resultantes e duas 2 inertes ou ocasionais;
12. A cultura de algodão herbáceo no estado de *MT*, especialmente nos últimos dez anos (1995-2005), transformou-se profundamente;
13. Antes do meado da última década a cotonicultura usava predominante a força braçal e animal, portanto com características essencialmente familiar de pequeno porte mas de grande número de agricultores envolvidos;
14. Na década presente, aquele sistema inviabilizou-se pela introdução de uma cotonicultura altamente tecnificada-empresarial-global em todas as fases;
15. Esta metamorfose mudou o mapa da cotonicultura de *MT*, havendo deslocamento espacial de áreas plantadas na última década, safra após safra;
16. A cotonicultura continua sendo altamente dependente de pesticidas, mas a possibilidade do uso da transgenia está em discussão para controle pragas;
17. Embora tenham ocorrido estas mudanças substanciais na cotonicultura mato-grossense, as alterações ou inovações referentes aos pesticidas aplicados foram poucas, mantendo-se em uso o inseticida metil paration e a maioria dos demais antes usados, e introduzindo alternativamente nicotinóides e alguns fisiológicos.

SEÇÃO 2 - ENSAIO LABORATORIAL

RESÍDUOS DO PESTICIDA METIL PARATION (MP) NA ÁGUA PERCOLADA ATRAVÉS DE COLUNAS DE SOLOS ORIUNDOS DA BORDA DO ALTO PANTANAL, MATO GROSSO

CAPITULO 5 - MATERIAL E MÉTODO DA SEÇÃO 2

5.1 – SOLOS UTILIZADOS

5.1.1 - Considerações iniciais

Em função de várias limitações, a investigação foi executada em condições de laboratório, embora a intenção inicial visasse realizar estudos em condições de campo sobre a mobilização de pesticidas no perfil do solo.

5.1.2 - Material e procedimentos de coleta

Foram utilizados solos de áreas cotonícolas das comunidades do Facão (C_1) e de Barra Nova (C_2). As coletas foram efetuadas entre o final do período de estiagens e início do período de chuvas (set-dez), em três posições no relevo: uma área da parte baixa (P_1), outra da parte mediana (P_2) e, uma terceira da parte alta da vertente (P_3). Os solos de C_2 , conforme RIEDER (1995), em C_2P_1 , C_2P_2 e C_2P_3 , são respectivamente: Podzólico Amarelo Eutrófico Tb A Chernozêmico textura arenosa/média fase floresta/cerradão semidecidual relevo plano/suave ondulado; Areia Quartzosa Eutrófica A Chernozêmico fase floresta/cerradão semidecidual relevo plano/suave ondulado e; Latossolo Amarelo Podzólico Eutrófico A Chernozêmico textura arenosa/média fase floresta/cerradão semidecidual relevo plano/suave ondulado. Os solos de C_1 , segundo FIGUEIREDO (1996) são todos (C_1P_1 , C_1P_2 e C_1P_3) Latossolos. Porém, com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos, estabelecido e publicado no final do século passado (XX) (EMBRAPA, 1999), a partir de então aqueles solos em C_2P_1 , C_2P_2 e C_2P_3 , respectivamente, passaram a denominar-se: ARGILOSSOLO AMARELO Eutrófico (PAe), NEOSSOLO QUARTZARÊNICO Órtico êtrico (RQo) e LATOSSOLO AMARELO Eutrófico (LAe); enquanto os solos do Facão confirmam-se na classificação anterior.

Foram efetuadas coletas por camada (E_i) no perfil dos solos objetivando o estudo do efeito das mesmas sobre a mobilização hídrica de resíduos de pesticidas, pois se assumiu que a expressão de atributos dos solos geralmente varia com a profundidade. Em C_2 a coleta de amostras de E_i foi efetuada em trincheiras abertas por ocasião de estudos morfológicos. Em C_1 a coleta foi efetuada com trados especiais retirando nas profundidades E_i (0-1 cm, 0-2 cm, 0-3 cm). Também foram recolhidas amostras nas profundidades de 0-5 cm, 5-10 cm, 10-15 cm e 15-20 cm.

As amostras coletadas foram acondicionadas em sacolas plásticas de várias capacidades. As coletas foram efetuadas em vértices de polígonos descritos sobre o terreno em zig-zag. Em cada vértice foi efetuada uma *amostra simples* de mesma profundidade para formar a *amostra composta* constituída de dez simples.

O transporte das amostras, do local de coleta ao laboratório, foi efetuado em sacolas com o solo, fechadas e mantidas sob temperatura ambiente.

5.1.3 - Padronização do material e preparo das amostras de solos

a) Secagem do solo ao ar

Amostras providas do campo foram esparramadas em fina camada (± 1 cm de espessura) sobre lâminas de papel, em sala fechada, mas com janela passível de ventilação e entrada de luz difusa. Tempo mínimo de permanência da secagem ao ar, em condições normais de ambiente: 7 dias.

b) Tamisação da terra seca ao ar

Foi definido trabalhar com amostras deformadas de solo para constituição do ensaio. Efetuou-se o peneiramento da amostra de solo seca ao ar, em malha de 2 mm, com aproveitamento do material de solo que passava na tamisação, o que se constitui em TFSA (EMBRAPA, 1979).

5.2 - ANÁLISES QUÍMICAS E FÍSICAS DAS AMOSTRAS DE SOLOS

Estas foram efetuadas de acordo com as orientações constantes no Manual da EMBRAPA (1979). Estiveram envolvidas nestas análises laboratoriais a Empresa Mato-grossense de Pesquisa Assistência e Extensão Rural S/A - EMPAER-MT, Universidade Federal de Mato Grosso - UFMT e Universidade Federal de Pelotas - UFPEL.

5.3 - ANÁLISES QUÍMICAS E FÍSICAS DA ÁGUA PERCOLADA

Foram efetuadas determinações de: (a) metais através de espectrofotometria de absorção atômica (*CG modelo ABC 7000*, por digestão ácida com HNO_3) para Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn, e para K e Na por fotometria de chama; (b) alcalinidade da água e presença de radicais ácidos e básicos (OH^- ; CO_3^{2-} ; HCO_3^-), por titulação (método titrimétrico de determinação de alcalinidade, segundo a APHA (1975)); (c) *pH*, condutividade elétrica, turbidez, temperatura, salinidade e oxigênio dissolvido, através do instrumento *Water Checker U-10 HORIBA*.

As amostras utilizadas para efetuar as análises da água percolada, nas colunas de solo, foram obtidas através da aplicação dos mesmos procedimentos adotados à obtenção de amostras de água percolada contaminadas por pesticidas (cujas concentrações estão apresentadas no item 5.5.2.5 e Tab. 6.9).

5.4 - ANÁLISE E MONITORAMENTO DO AMBIENTE DO ENSAIO

A temperatura do ambiente do ensaio foi monitorada com termômetro e controlada para manter-se entre 25-30 °C, através de sistema de ar condicionado e da abertura e fechamento de janelas do laboratório. Entretanto, as condições dos locais de coleta (campo) onde desenvolviam a cotonicultura, com base nos registros da Estação Meteorológica de Cáceres, apresentaram como normais anuais de temperatura do ar máxima, média e mínima, respectivamente, na faixa de 29,7-34,3 °C, 21,5-26,8 °C e 15,0-22,6 °C (RIEDER, 1984).

A iluminação natural do ambiente de ensaio esteve constituída apenas por uma fração de luz difusa, em face da posição das paredes e aberturas do espaço laboratorial e de janelas com vidraça. O ensaio correspondente ao tratamento de tempo t_0 (30 min) foi submetido apenas a luminosidade natural média diurna reinante no ambiente, enquanto que os tratamentos de tempo t_1 (2 dias) e t_2 (4 dias) ficaram também submetidos à luminosidade natural média noturna no ambiente, por duas e quatro oportunidades, respectivamente. Esses tempos ($t_i = 30$ min, 2 e 4 dias) foram definidos em função da possibilidade de ocorrência de chuvas nos dias seguintes e logo após a aplicação de pesticidas, ainda com a presença de resíduos, considerando a meia vida do ingrediente ativo (i.a.).

5.5 - DESCRIÇÃO DA PARTE EXPERIMENTAL

a) Estimativa do espaço poroso da coluna de solo (EMBRAPA, 1979):

Com base nos dados de densidade real ou das partículas do solo (d_p) e da densidade aparente ou do solo (d_a), obtidas através de análises físicas anteriores, também de acordo com a metodologia descrita pela EMBRAPA (1979), o espaço poroso (E_p) foi estimado pela fórmula: $E_p = [1 - (d_a/d_p)] \cdot 100 = [(d_p - d_a)/d_p] \cdot 100$

b) Umedecimento do solo à capacidade de campo (CC)

Para fins de desenvolvimento dos ensaios, no presente estudo se elegeu como referência de umidade retida no solo, no ato da contaminação por pesticidas, o parâmetro conhecido como *capacidade de campo* (CC). CURI et al. (1993) definem *capacidade de campo in situ* como teor máximo de água retido pelo solo, após saturação, depois de cessado o movimento gravitacional.

Para obter a capacidade de campo (CC), aplicou-se um volume de

água sobre a coluna de solo, igual ao do E_p estimado pela fórmula acima. Aguardou-se a infiltração e umedecimento. O excedente e o movimento gravitacional de água foi drenado pelo fundo do tubo. Cessada a drenagem (± 6 horas após a aplicação, variando um pouco com a textura e teor de matéria orgânica do solo), a coluna de solo foi considerada apta para ser contaminada com o pesticida *MP*.

c) Umidade residual e massa da amostra contida na coluna de solo:

A medida da umidade e massa foi efetuada no ato da confecção da coluna, separando e destinando uma fração de solo à secagem na estufa ($110\text{ }^\circ\text{C}$ por ≥ 24 h). Efetuou-se a pesagem da coluna do solo, como também da amostra controle (que foi para estufa). Com as pesagens (antes e depois da secagem) da amostra de terra fina seca à estufa (TFSE), foi calculada a umidade residual retida e a massa de solo contida na coluna.

5.5.1 - Montagem de colunas de solo:

Os instrumentos, a montagem e os procedimentos adotados foram desenvolvidos nesta tese.

5.5.1.1 - Tubos para moldar e reter coluna de solo

Foram recortados tubos de vidro, inclusive funis confeccionados a partir de garrafas com fundo cortado, para a montagem dos ensaios laboratoriais de percolação de água contaminada por pesticidas através de colunas de solo. Tais tubos foram confeccionados especialmente para o presente estudo.

5.5.1.2 - Fundo telado nos tubos para colunas de solo

O fundo telado foi necessário para retenção da coluna de solo no tubo e também para permitir a livre drenagem da água de percolação.

Nos tubos de vidro, a tela de constituição e de recobrimento do fundo foi fixada, acondicionada por uma abraçadeira (rosqueada) e, em seguida colada com fita crepe a qual, externamente ao tubo, retinha a tela pela sua saia.

Sobre a base interna do fundo dos tubos colocava-se um círculo de papel filtro. Outro papel filtro foi colocado após a composição da coluna de solo sobre a mesma, para amortecer o impacto da aplicação da lâmina de água.

5.5.1.3 - Constituição das colunas de solo

As colunas de solo foram constituídas com TFSA preenchendo-se o espaço interno de tubos de vidro ($\varnothing_{\text{interno}} = 3,6\text{ cm}$; $\varnothing_{\text{externo}} = 3,9\text{ cm}$; $H = 25\text{ cm}$) até as alturas desejadas ($h_i = 1\text{ cm}$, 2 cm , e 3 cm). A construção das colunas de solo deu-se com o acréscimo de TFSA tomada com uma medida (copo graduado) com opções de alturas ajustadas previamente. Após a colocação da terra (TFSA) no tubo, visando assentamento e acomodação do material, foram efetuadas 10 batidas leves (equivalente a soltar o tubo de uma altura de 2 cm , em queda livre) com o fundo do tubo sobre uma superfície plana (pedaço de tábua ou sobre uma mesa) revestida de *papel toalha*. Encerrada a formação da coluna de solo, o tubo que a continha passou a ser mantido em posição vertical. As colunas de solos, de 1 , 2 e 3 cm de altura, foram confeccionadas, respectivamente, por amostras oriundas de coletas de campo efetuadas nas profundidades de $0-1$, $0-2$ e $0-3\text{ cm}$.

Essas espessuras foram definidas com base em resultados de ensaios preliminares desenvolvidos com colunas de várias espessuras maiores desde $0-5\text{ cm}$ até $0-50\text{ cm}$. Porém, o teste para espessuras decrescentes indicou que até a camada de $0-5\text{ cm}$ não ocorria contaminação da água percolada. A partir disso, foram utilizadas no teste camadas menores que $0-5\text{ cm}$, ficando então definido que o ensaio deveria se limitar aos extratos de $0-1\text{ cm}$, $0-2\text{ cm}$ e $0-3\text{ cm}$.

Estudos em campo e com amostras de solos indeformados, podem

representar melhor o que ocorre na realidade. Embora inicialmente pretendido isto, o projeto de tese teve de adotar outra opção, *a de ensaio laboratorial*, por razões de tempo, custo, possibilidade de controle e exequibilidade.

5.5.2 - Preparo das amostras de pesticidas

As referências e os procedimentos aplicados ao preparo das amostras foram desenvolvidos com base em indicadores da seção I desta tese.

5.5.2.1 - Produto pesticida

Foi usado o pesticida orgânico sintético fosforado (*MP*), obtido do produto comercial Folidol 600 fabricado pela Bayer do Brasil S.A.. O produto foi adquirido no comércio de Cuiabá (*MT*), em 13 de outubro de 1997, sendo do Lote - Partida 092 1997 5000, com validade indicada até Julho de 1998. Os ensaios foram executados entre novembro de 1997 até maio de 1998.

5.5.2.2 - Solução base (calda)

A solução base ou calda foi aquela que tivesse a concentração desejada de ingrediente ativo para o presente estudo.

A calda de pesticida *MP* (concentração 600 g (1000 mL)⁻¹) foi definida considerando-se a dose máxima (100 mL de produto comercial (20 L)⁻¹ de água): 4,93% de agricultores adotantes) mais freqüente encontrada entre os usuários deste produto na cotonicultura local, multiplicado pelo fator 1,5 (ajuste ou de ampliação, em 50%, da dose relatada). Definiu-se a calda com a dosagem de 150 mL de Folidol 600 (20 L)⁻¹ de água, o que corresponde a 7,5 mL de Folidol 600 (L)⁻¹ de água.

5.5.2.3 - Concentração na calda (C_{sb})

Como o produto comercial usado (Folidol 600) possui teoricamente 600 g de i.a. (*ingrediente ativo*) (L)⁻¹ de solução, a calda (C_{sb}) devia estar constituída de 4,5 g de i.a. (L)⁻¹ ou 4,5 mg de i.a. (mL)⁻¹ de água da solução.

Na memória de cálculo tem-se: [Dose (*D*): 0,150 L de Folidol 600; Concentração no produto Folidol (*C*): 600 g de i.a. (L)⁻¹ de solução; Volume do pulverizador (*V*): 20 L. Portanto: (C_{sb}) = [D x C/V] = [0,150 L x 600 g.L⁻¹ (20 L)⁻¹] = [4,5 g.L⁻¹].

Entretanto, a posteriori, as análises cromatográficas efetuadas detectaram, em média, uma concentração de *ingrediente ativo de MP* em torno de 7,7 µg/mL⁻¹. Por isto, os percentuais de resíduos constantes na Tab. 6.9 foram calculados com base nestes 7,7 µg/mL⁻¹.

5.5.2.4 - Superfície de solo submetida à contaminação

A superfície das colunas de solo foi de 10,18 cm² ($\phi = 3,6$ cm)

5.5.2.5 - Volume de calda

Adotou-se, como referência, o consumo de 600 L de solução de pesticida (situação crítica) para pulverizar (pulverizador costal) um hectare de algodão. Isso equivale a uma aplicação de 60 mL [600L (10000 m²)⁻¹] de calda de pesticida (Folidol 600) em um metro quadrado, ou a 0,006 mL.cm⁻² de superfície de terreno no qual está um alvo a ser atingido. Como a calda tem uma concentração 4,5 mg de i.a. (mL)⁻¹, 1 cm² de superfície de coluna de solo foi submetido a 0,027 mg de i.a. de *MP* ou de 0,045 mL do produto comercial em questão.

Para as colunas de vidro de diâmetro interno de 3,6 cm ($S = 10,178$ cm²), o volume de calda aplicado foi aproximado para 0,061 mL ou seja, 61 µL. Depois de diluído em 10 mL de água (solução de aplicação), para permitir melhor uniformidade de aplicação, usando maior volume, foi efetuado contaminação da superfície da coluna de solo com os supostos 0,2745 mg de *MP*.

5.5.2.6 - Contaminação, irrigação, percolação

Após o término do preparo da solução de aplicação, por meio de uma pipeta graduada efetuava-se imediatamente a contaminação uniforme da superfície do solo na coluna. Passados 30 min, 2 dias e 4 dias da contaminação, aplicava-se, respectivamente, uma lâmina de água para completar o volume equivalente a uma chuva de referência definida no projeto (90 mm). O escoamento para dentro do tubo foi efetuado com o uso de um bastão de vidro, garantindo assim baixo impacto com a superfície da coluna de solo. A água percolada pela coluna era coletada em béquer, constituindo-se a *amostra contaminada* processada na rotina de extração.

5.6 - EXTRAÇÃO E CONCENTRAÇÃO DA AMOSTRA

As análises deste pesticida, nas amostras envolvidas, basearam-se na metodologia para organofosforados em água da CETESB (1988), adaptada para 100 mL de percolado (ao invés de 1000 mL), como descrito a seguir:

- a) Colocar a amostra contaminada em um funil ou balão de decantação;
- b) Adicionar 10 mL de diclorometano; agitar por 2 min com cuidado de liberar, a formação de pressão por gases; efetuar novamente, pelo menos, mais uma série de agitações pendulares e deixar decantar por 10 min;
- c) Drenar o decantado via funil com papel filtro e sulfato de sódio anidro, para um balão de fundo redondo;
- d) Repetir os procedimentos *b* e *c* por mais duas vezes;
- e) Levar o balão com o conteúdo para um evaporador rotatório à vácuo;
- f) Concentrar o diclorometano do balão até aproximadamente 1 mL ;
- g) Adicionar 5 mL de n-hexano ao balão, agitar para dissolução da amostra concentrada e, reconcentrar sob corrente de nitrogênio, em banho - Maria a uma temperatura entre 40-45 °C .
- h) Repetir o procedimento *g*;
- i) Acertar com n-hexano o volume final (5 mL) do concentrado, agitar e transferir o conteúdo para um frasco de acondicionamento da amostra para fins de sua injeção posterior no cromatógrafo (etiquetar, de forma segura, a amostra). O vidro de acondicionamento da amostra utilizado foi de cor âmbar (para filtragem da radiação luminosa), com capacidade volumétrica pouco superior ao volume nele colocado, com tampa de rosca protegida com fita de teflon
- j) Antes de fechar o vidro com a tampa rosqueada, assentar sobre a boca (do vidro) um pedaço de papel alumínio e selar a abertura e pescoço da embalagem (vidro) com fita teflon (para impedir contaminação e perdas por evaporação do conteúdo interno). Rosqueada a tampa, repassou-se nela fita teflon (veda-rosca).
- l) Levar o vidro etiquetado do extrato concentrado para a geladeira e guardá-lo para, no tempo mais breve possível, injetá-lo no cromatógrafo.

5.7 - IDENTIFICAÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DO PESTICIDA *MP*

Após a concentração final do eluato (n-hexano: 5 mL), a presença de pesticida era determinada por cromatografia gasosa com detector termoiônico de Nitrogênio e Fósforo (N/P). Todas as amostras foram ensaiadas em seis repetições e injetadas no cromatógrafo, pelo menos, em duplicata.

5.8 - REAGENTES UTILIZADOS

Os reagentes utilizados (extração: diclorometano; solvente: n-hexano; desidratante: sulfato de sódio anidro) possuíam, todos, grau de pureza para análise de resíduos de pesticidas, marca Merck e Mallinckrodt

5.9 - LIMPEZA E DESCONTAMINAÇÃO DA VIDRARIA

A limpeza de descontaminação da vidraria utilizada, para a sua reutilização, foi efetuada rotineiramente, deixando-se a mesma de molho durante um período mínimo de 6 h em solução aquosa a 2% v/v de detergente Extran Alcalino MA-01 (Merck). Após retirar o detergente com água de torneira (várias enxaguadas) ainda foi efetuada uma última enxaguada com água destilada deionizada. A vidraria, após a lavagem, era colocada para secagem ao ar livre (em bancada revestida de papel-toalha) ou em estufa. Após essa secagem e, antes de guardá-lo ou de nova utilização, toda vidraria era enxaguada também por dentro com acetona p.a.. O material, após o enxaguar com acetona era revestido ou tampado com papel alumínio, reutilizado ou guardado em armário fechado até o momento do uso.

5.10 - PADRÕES E SOLUÇÕES ANALÍTICAS DE REFERÊNCIA

As soluções padrão utilizadas foram preparadas a partir do composto sólido puro de *MP* (grau de pureza 91%) fornecido pela SUPELCO no kit nº 52 de pesticidas organofosforados.

5.10.1 - Solução estoque

Para preparar a solução estoque, a massa utilizada do sólido foi medida em balança analítica e, em seguida, dissolvida em acetato de etila, obtendo-se uma solução com concentração conhecida de aproximadamente $200 \mu\text{g (mL)}^{-1}$. A solução estoque foi conservada em freezer pelo tempo de 6 meses.

5.10.2 - Solução intermediária

A partir da solução estoque de *MP* foi tomada uma alíquota diluída no mesmo solvente, acetato de etila, para formar a solução intermediária de concentração 10 vezes menor que a da solução inicial. A solução intermediária, com concentração aproximada de $20 \mu\text{g (mL)}^{-1}$, foi conservada em freezer por 6 meses.

5.10.3 - Soluções de trabalho

De posse da solução intermediária, foram preparadas soluções de trabalho, diluindo alíquotas previamente definidas no solvente acetato de etila. As concentrações elaboradas de soluções de trabalho do pesticida *MP*, entre outras, foram de 2,0; 1,0; 0,4; 0,2; 0,04; $0,02 \mu\text{g (mL)}^{-1}$. O tempo de conservação destas soluções de trabalho foi de 1 mês em refrigerador.

5.11 - ANÁLISE DOS EXTRATOS

5.11.1 - Instrumentos e condições de operação

A identificação e quantificação do pesticida *MP* foi efetuada com o uso de um cromatógrafo a gás marca CG modelo 500 A, com detector de nitrogênio e fósforo. Os cromatogramas foram obtidos em integrador processador CG-300.

Para as determinações do analito, foi usada, no aparelho, coluna cromatográfica de sílica fundida DB - 5 (5% fenil dimetil siloxano) 15 m x 0,53 mm e $0,5 \mu\text{m}$ de espessura de fase estacionária. As condições operacionais do cromatógrafo foram: (a) operação isotérmica; (b) temperatura da coluna: $210 \text{ }^\circ\text{C}$; (c) temperatura do vaporizador: $250 \text{ }^\circ\text{C}$; (d) temperatura do detector: $280 \text{ }^\circ\text{C}$; (e) fluxo de gás de arraste, nitrogênio : 10 mL (min)^{-1} ; (f) velocidade do papel no integrador: 10 mm (min)^{-1} ; (g) volume de solução injetada: $0,5 \mu\text{L}$; (h) vazão no detector do gás H_2 foi de 4 mL (min)^{-1} e do ar sintético foi de $120 \text{ mL (min)}^{-1}$.

Mantiveram-se as condições instrumentais e operacionais tão invariáveis quanto possível, ao longo de todo o estudo.

5.11.2 - Determinação do analito nas amostras

Os extratos das amostras foram injetados (com micro seringa Hamilton 10 μL) no cromatógrafo, pelo menos em duplicata, obtendo-se os cromatogramas correspondentes. A descontaminação da seringa antes e após as injeções no cromatógrafo foi efetuada com n-hexano. As soluções padrão de trabalho eram injetadas, normalmente, no início, meio e final da jornada. Quando se estabeleciam alterações nas condições de trabalho do aparelho (ex.: atenuação, corrente elétrica) novas injeções das soluções padrão tinham que ser efetuadas.

A identificação do pesticida *MP*, para as várias concentrações utilizadas e diante de cada condição específica de funcionamento instrumental estabelecida, foi feita através da comparação do tempo de retenção nas soluções padrão de trabalho e nos extratos injetados.

A determinação quantitativa utilizada foi a mesma descrita e adotada por ALVES (1998). Foi efetuada a comparação das áreas dos picos das amostras com os das soluções padrão pelo método do padrão externo.

Em seguida, calculou-se a concentração do pesticida *MP* no extrato da amostra com base na seguinte equação:

$C_E = S_{CA} \cdot [C_P \cdot (S_{CP})^{-1}]$, sendo C_E e C_P , respectivamente, a concentração do pesticida no extrato da amostra, ($\mu\text{g} \cdot (\text{mL})^{-1}$); e na solução padrão, ($\mu\text{g} \cdot (\text{mL})^{-1}$); S_{CA} é a área calculada do pico do pesticida no cromatograma da amostra; S_{CP} é a área calculada do pico do pesticida no cromatograma da solução padrão.

A massa do pesticida presente na amostra foi obtida por cálculo na concentração de *MP* no extrato da amostra, conforme segue:

$m_A = C_E \cdot V_E$, em que m_A é a massa do pesticida na amostra, (μg); V_E é o volume do extrato da amostra, (mL).

Concentração do pesticida na amostra (C_A): $C_A = m_A \cdot (V_A)^{-1}$, em que V_A é o volume da amostra.

Por último, identificou-se a concentração percentual (%) de *MP* determinado nas amostras de percolado em relação ao do controle (prova em branco): $MP_{\text{lixiviado}} (\%) = 100 \times C_{E_{\text{lixiviado}}} / C_{E_{\text{controle}}}$ ou $100 \times m_{A_{\text{lixiviada}}} / m_{A_{\text{controle}}}$.

5.12 - TESTE DE EFICIÊNCIA DO MÉTODO ANALÍTICO

A avaliação da eficiência do método adotado foi efetuada através da execução de ensaios de recuperação.

O ensaio de recuperação visa determinar a capacidade do método analítico empregado em acusar a fração do analito presente numa amostra em relação ao teor real de contaminante existente na mesma.

O ensaio de recuperação foi constituído de amostras não contaminadas, de água deionizada e também de água percolada em colunas dos mesmos solos utilizados no experimento geral. Essas amostras de água foram posteriormente fortificadas (contaminadas) com concentrações conhecidas do pesticida *MP* (0,02; 0,04; 0,2; 0,4 $\mu\text{g} (\text{mL})^{-1}$) e, a seguir, submetidas à rotina do processo analítico aplicado às amostras reais. A confirmação das amostras não contaminadas, utilizadas no ensaio de recuperação, foi indicada pelo processamento cromatográfico de alíquotas do extrato amostral e a obtenção de cromatogramas isentos de picos na região correspondente ao pesticida em questão.

O cálculo da fração recuperada para o pesticida *MP* em água percolada no solo foi obtido pela seguinte equação:

$R\% = [m_d \cdot (m_{ad})^{-1}] \cdot 100$, em que $R\%$ é a percentagem de recuperação do pesticida; m_d é a massa detectada do pesticida na amostra, pela cromatografia, (μg); m_{ad} é a massa do pesticida adicionada à amostra, (μg).

5.13 - LIMITE DE DETECÇÃO DO MÉTODO ANALÍTICO

A determinação do limite de detecção do pesticida *MP* foi calculada com base em procedimentos descritos por THIER & ZEUMER (1987).

Determinou-se, a reta ajustada $[y = a+bx]$, com base nas médias das concentrações medidas (y_i) e os correspondentes níveis de fortificação (x_i), onde y é uma estimativa da concentração média; x é um nível de fortificação; a é o coeficiente linear da reta (ordenada de intersecção no eixo y);

b é o coeficiente angular da reta (tangente do ângulo θ ; θ é o ângulo de inclinação da reta ajustada, no gráfico de fortificação *versus* concentração medida ou detectada, com o eixo x). b tem uma correspondência com a sensibilidade, (S).

Conforme ALVES (1998), a razão das medidas da magnitude da concentração respondida pelo instrumental e a concentração real do analito considerado é uma expressão de sensibilidade, (S). Então assume-se que $b = S$.

Para se chegar ao limite de detecção também foi necessário o cálculo do desvio padrão combinado, (S_c), sendo obtido pela seguinte equação:

$$S_c = \sqrt{\frac{(m-1)S_a^2 + (n-1)S_b^2}{(m+n-2)}}, \text{ em que } S_c \text{ é o desvio padrão combinado;}$$

S_a^2 é a variância das concentrações medidas no mais baixo nível de fortificação usada no ensaio; S_b^2 é a variância das respostas das determinações em branco; m é o número de determinações efetuadas no mais baixo nível de fortificação; n é o número de determinações em branco efetuadas.

De posse das informações componentes, obteve-se, então, a estimativa do limite de detecção calculado, (LDC), por meio da equação seguinte:

$$\text{LDC} = \frac{2.t_{(f, 95)}.S_c}{S}, \text{ em que LDC é o limite de detecção calculado; } S_c \text{ é o desvio padrão combinado; } S \text{ é a sensibilidade, (} S = b \text{); } t_{(f, 95)} \text{ é o t de Student unilateral, com f graus de liberdade para um nível de confiança de 95\%; f é o grau de liberdade (f = d-1); d é o número de determinações efetuadas em cada nível de fortificação, ou seja, o número de replicatas.}$$

5.14 - LIMITE DE QUANTIFICAÇÃO OU DE DETERMINAÇÃO (LDM)

Com base nas orientações de THIER & ZEUMER (1987), o LDM, considera o menor valor correspondente que atenda os três requisitos a seguir:

- (i) O limite de determinação é \geq que o limite de detecção ($\text{LDM} \geq \text{LDC}$);
- (ii) No limite de determinação, a recuperação é \geq que 70% ($R \geq 0,70$);
- (iii) O coeficiente de variação, (CV%), no limite de quantificação é \leq que 20%

$$CV = \% \frac{\text{DesvioPadrao}}{\text{Media.das.concentrações.medidas}} \times 100$$

Diante de tais critérios, os dois limites (LDM e LDC), ao assumirem o mesmo valor, estabelecem um divisor entre o quantificável e não quantificável. Na prática, o LDM mensurável, precisa estar, pelo menos, um nível acima do LDC.

5.15 - ANÁLISES ESTATÍSTICAS

5.15.1 - Correlações entre pesticida lixiviado, carbono orgânico, argila e areia presente na amostra de solo

As correlações foram efetuadas pelo coeficiente de Pearson (dados paramétricos), e de Spearman - r_s (dados não paramétricos), conforme o caso.

Consideraram-se aceitáveis correlações $r_s \geq |0,60|$ para p -valores menor do que o nível de significância $\alpha = 0,05$ ($p < 0,05$). A qualificação das correlações ($r = |1|$): perfeita; $|0,90 \leq r < 1|$: fortíssima; $|0,60 \leq r < 0,90|$: forte) baseou-

se na proposição apresentada por PEREIRA(1978).

5.15.2 - Demais análises

Interpretações estatísticas foram efetuadas utilizando-se a análise de variância, testes F, de médias por meio de Tuckey, χ^2 (Qui-quadrado).

CAPITULO 6 - RESULTADOS E DISCUSSÃO DA SEÇÃO 2

6.1 - MÉTODO PARA DETERMINAÇÃO DE RESÍDUOS DE *MP*

6.1.1 - Consistência e avaliação da eficiência

A análise dos resultados do tempo de retenção, área do pico, concentração de áreas e de recuperação do pesticida *MP* indicou que os procedimentos escolhidos e o manuseio adotado foram suficientemente consistentes para a validação do método cromatográfico usado (TAB. 6.1, TAB. 6.2, TAB. 6.3, TAB. 6.4 e TAB. 6.5), conforme indicações descritas em THIER & ZEUMER (1987) e em ALVES (1998).

6.1.1.1 - Tempo de retenção do *MP*

TABELA 6.1 - Tempo de retenção do pesticida *MP* em seis (6) injeções da mesma solução padrão (média, desvio padrão e coeficiente de variação).

Número de injeções (nº)	Tempo de retenção (min)
1	3,89
2	3,85
3	3,87
4	3,89
5	3,87
6	3,86
Média	3,87
Desvio Padrão (s)	0,016
Coeficiente de variação (CV %)	0,42

6.1.1.2 - Área do pico do pesticida *MP*

TABELA 6.2 - Área do pico do *MP* em 6 injeções seqüenciais da solução de concentração 0,02 µg/mL (média, desvio padrão e coeficiente de variação).

Número de injeções (nº)	Área do pico (mm ²)
1	280
2	260
3	300
4	260
5	280
6	300
Média	280
Desvio Padrão (s)	17,88
Coeficiente de variação (CV %)	6,38

6.1.1.3 - Linearidade do detector

As determinações do ensaio realizado (TAB. 6.3) permitiram calcular o coeficiente de correlação (**r**) e de determinação (**r**²), cujos resultados (**r**= 0,996; **r**²= 0,992) sinalizaram para uma associação quase que perfeita e positiva entre as variáveis confrontadas (área do pico x concentração do pesticida) (FIG. 6.1).

A equação de regressão ($y = a + bx$) obtida a partir dos dados do ensaio é a que segue: $y = -3,950 + 461,815 \cdot x$, em que **y** é a área do pico no cromatograma correspondente ao pesticida (em mm²); **a** é o coeficiente linear da reta ou ponto em que a reta intercepta o eixo da ordenada; **b** é o coeficiente angular ou grau de inclinação da reta e; **x** é a concentração do padrão em µg (mL)⁻¹

TABELA 6.3 - Dados de linearidade do detector (concentração e áreas).

Concentração do padrão	Área 1 (mm ²)	Área 2 (mm ²)	Área média
0,02	8	8	8
0,04	14	12	13
0,2	76	96	86
0,4	188	176	182

A equação da reta que estabelece a relação entre concentração do *MP* [C, em µg (mL)⁻¹] e a área do pico correspondente no cromatograma (S, em mm²), é (C) = 0,0097 + 0,0021.(S), com r = 0,99

6.1.1.4 - Precisão do método utilizado

TABELA 6.4 - Dados de precisão do método analítico utilizado para o pesticida *MP*, UFMT, Cuiabá (MT).

Nível de fortificação (µg/mL)	Concentração medida (n=4 para cada fortificação) (µg/mL)	Médias de concentração (µg/mL)	Desvio Padrão	Coefficiente de variação (CV %)
0 (branco)	0 0 0	0	0	0
0,001	0,0010 0,0014 0,0010 0,0010	0,0011	0,0002	18,18
0,002	0,0015 0,0015 0,0020 0,0020	0,00175	0,00028	16,49
0,01	0,0070 0,0065 0,0065 0,0080	0,0070	0,0007	10,10
0,02	0,013 0,014 0,013 0,015	0,01375	0,00095	6,96

6.1.1.5 - Faixa de recuperação e limites de detecção e de quantificação

TABELA 6.5 - Recuperação, limites de detecção e de quantificação do método analítico adotado para o *MP*, UFMT, Cuiabá (MT).

Nível de fortificação (µg/mL)	Porcentagem de recuperação			Limite de detecção (µg/mL)	Limite de quantificação (µg/mL)
	Intervalo	Média	Desvio Padrão		
0,001	100-140	110	17,3	0,001	0,001
0,002	75-100	88	12,5		
0,01	65-80	70	6,1		
0,02	65-75	69	4,2		

Obs.: n= 5

6.2 - A LIXIVIAÇÃO DE RESÍDUOS DO PESTICIDA *MP* EM DISTINTOS SOLOS

O *MP* (FIG. 6.1a) tem uma pequena capacidade de deslocamento no ambiente, MINISTÉRIO DA SAÚDE (1985). Entretanto, o produto de sua degradação (FIG 6.1b), o 4-nitrofenol ou NO₂C₆H₄OH, que também é um inseticida, não é adsorvido pelo solo e contamina águas subterrâneas (EXTOXNET, 1998 b).



FIGURA 6.1 - Fórmula estrutural do (a) metil paration (*MP*) e do (b) 4- nitrofenol

6.2.1 - Consistência do estudo

6.2.1.1 - A situação de campo e de laboratório

A mobilização de pesticidas nas condições de campo pode ter um comportamento diferente daquele simulado em laboratório (RACKE *et al.*, 1997; NRA, 1999). Por um lado, no campo, é muito mais difícil ter-se o controle sobre a complexidade das interações entre os multifatores influentes, embora seja a própria situação real a de interesse. Mas, no laboratório, apesar de não ser exatamente a situação real, procura-se a melhor aproximação possível da mesma, enquanto se estabelecem estratégias de controle sobre as influências. Assim, um experimento bem conduzido no laboratório permite reduzir o risco de erro conclusivo sobre a influência de fatores específicos, embora o aspecto interativo com o todo fique incompleto. Mas, no campo o risco de erro conclusivo sobre o efeito de fatores específicos, geralmente é maior que na situação de laboratório.

Vários estudos têm sido desenvolvidos para dar suporte ao dilema entre experimentos de campo e de laboratório, levando em conta não apenas a redução dos riscos com erros de conclusão, mas também aspectos relacionados a custos, facilidades de execução e tempo demandado para as pesquisas pertinentes. No que se refere à mobilização de pesticidas no ambiente, HEYER & STAN (1995), trabalhando com alaclor, verificaram que as lixiviações dos resíduos ocorrida em condições de campo e de laboratório mostraram resultados semelhantes. Contudo, resultados distintos também podem ser verificados (NRA, 1999).

6.2.1.2 - Os dados e a estatística aplicada

Conforme PIMENTEL GOMES (1981), a validação de conclusões experimentais e de ensaios laboratoriais tem suas dificuldades de reprodutividade, como também os estudos de campo normalmente estão submetidos a fatores de desinteresse, mas de difícil controle de suas influências. Assim, os resultados obtidos por qualquer tipo de estudo, devem considerar os erros provenientes das várias fontes de influência, além do que os modelos estatísticos de análise já isolam e indicam, em seus esboços, às interpretações ao pesquisador.

No presente caso, os ensaios de lixiviação de *MP* em geral manifestaram certa heterogeneidade por fatores que não foram possíveis de serem totalmente controlados. TOMITA & PERES (1999) identificam a etapa de preparo de amostra a que mais erro introduz no resultado final do processo de detecção, identificação e quantificação de analitos, além de consumir mais tempo, mão de obra e reagentes durante todo o processo analítico.

PIMENTEL GOMES (1984) cita que, embora se esperem baixos (< 10%) coeficientes de variação (CV) nos resultados de estudos laboratoriais, nem sempre os seus experimentos expressam a precisão esperada. Como por exemplo, dados de análise de solo que, não raro, apresentam CV alto (20-30%) e até muito alto (> 30%), especialmente nos casos de solos pobres, como os de cerrados, cuja variabilidade se confirma em estudos de especialistas com estes solos (LOPES & GUIDOLIN, 1989 e LOPES & GUILHERME, 1992). Embora expressem um alto coeficiente de variação, os dados analisados indicam (TAB. 6.6) que existe diferença

significante ($0,01 \leq \alpha < 0,05$; % tratamentos: 14,81%) e altamente significativa ($\alpha < 0,01$; % tratamentos: 57,40%) entre blocos para a maioria dos tratamentos, apesar do coeficiente de variação predominante estar abaixo de 20%. Mesmo com a elevada variabilidade encontrada os testes adotados indicaram existência de desigualdade entre valores assumidos nas circunstâncias consideradas pelas variáveis. Importantes comportamentos estatísticos que diferenciam ou assemelham determinados grupos de tratamentos também são verificados (TAB.6.7), tais como: (a) A comunidade C_1 foi a que apresentou a maior incidência de tratamentos sem diferença estatística; (b) em pelo menos um tratamento, uma das três posições (P_i) não apresentou diferença significativa para a comunidade do C_1 ; (c) Na comunidade de C_2 apenas as posições P_2 e P_3 , não apresentaram diferença significativa, em pelo menos um tratamento; (d) em ambas as comunidades, um dos três tempos (t_i) não apresentou diferença significativa; (e) a comunidade de C_2 apresentou maior e o menor coeficiente de variação nos tratamentos estudados ($C.V_{C_2P_2E_{1t_0}} = 1,38\%$; $C.V_{C_2P_3E_{2t_2}} = 157,85\%$); (f) a espessura E_2 em C_1 , sempre apresentou diferença significativa, nos diversos tratamentos; (g) para C_2 , em pelo menos um tratamento, uma das três espessuras (E_i) não apresentou diferença significativa.

Colunas de solo para estudar lixiviação de pesticidas também foram utilizadas por BOEIRA et al.(2003).

6.2.1.3 - Considerações sobre as situações experimentais

Para algumas análises os pressupostos de aderência dos resíduos, a distribuição normal e a homocedasticidade não foram satisfeitas, no entanto o pressuposto da aditividade do modelo foi atendido (conforme verificado pela análise de gráficos de dispersão entre médias e variâncias), sendo adotado o modelo não paramétrico, assumido a randomização do experimento e a robustez do modelo. Resultados de testes de efeitos das componentes consideradas sobre a variável dependente estão apresentados (TAB. 6.7).

TABELA 6.6 - Estatísticas de tratamentos de resíduos do pesticida *MP* lixiviados, em três momentos (t_i), em colunas de solo de três espessuras (E_i), de amostras de três posições topográficas (P_i) de duas comunidades rurais (C_i), em triplicatas (blocos- R_s) e duplicatas de injeções cromatográficas- repetições (R_c)

Tratamento	Ensaio Fatorial $3^3 \times 2$, delineados em 3 blocos casualizados (R_s) com 2 repetições(R_c)								
	Estatísticas dos tratamentos em blocos casualizados								
	Média	Bloco	(Rep)	Dado	Quadrado	Quadrado	Coef.	F- teste	Significânci
$C_1P_1E_1t_0$	1,7908	3	2	6	4,191027	0,005105	3,99	2042,8	0,00002
$C_1P_1E_1t_1$	0,0533	3	2	6	0,000190	0,000035	11,11	12,17	0,03631
$C_1P_1E_1t_2$	0,0613	3	2	6	0,000025	0,000022	7,81	1,30	0,39065
$C_1P_1E_2t_0$	0,6130	3	2	6	0,070649	0,001921	7,15	90,30	0,00209
$C_1P_1E_2t_1$	0,0437	3	2	6	0,000259	0,000012	8,22	49,00	0,00512
$C_1P_1E_2t_2$	0,0131	3	2	6	0,000033	0,000000	4,90	206,98	0,00061
$C_1P_1E_3t_0$	0,0609	3	2	6	0,001474	0,000029	8,96	122,09	0,00134
$C_1P_1E_3t_1$	0,0344	3	2	6	0,002007	0,000104	29,68	46,37	0,00555
$C_1P_1E_3t_2$	0,0066	3	2	6	0,000005	0,000001	19,19	7,00	0,07413
$C_1P_2E_1t_0$	3,0529	3	2	6	0,192984	0,005059	2,33	93,35	0,00199
$C_1P_2E_1t_1$	0,1149	3	2	6	0,002362	0,001631	35,15	2,12	0,26633
$C_1P_2E_1t_2$	0,0632	3	2	6	0,000004	0,000005	3,75	0,80	xxxxxxx
$C_1P_2E_2t_0$	1,0679	3	2	6	0,093086	0,003956	5,89	57,24	0,00408
$C_1P_2E_2t_1$	0,0849	3	2	6	0,000057	0,000021	5,45	5,40	0,10130
$C_1P_2E_2t_2$	0,0210	3	2	6	0,000136	0,000002	7,56	133,99	0,00116
$C_1P_2E_3t_0$	1,6507	3	2	6	1,431851	0,438152	40,10	6,66	0,07873
$C_1P_2E_3t_1$	0,0605	3	2	6	0,000014	0,000016	6,74	0,77	xxxxxxx
$C_1P_2E_3t_2$	0,0320	3	2	6	0,000615	0,000010	10,08	146,44	0,00102
$C_1P_3E_1t_0$	1,3227	3	2	6	0,676177	0,001791	3,20	940,17	0,00006
$C_1P_3E_1t_1$	0,0947	3	2	6	0,003091	0,000408	21,34	17,43	0,02230
$C_1P_3E_1t_2$	0,0845	3	2	6	0,000252	0,000076	10,35	6,77	0,07714
$C_1P_3E_2t_0$	0,3124	3	2	6	0,036100	0,000239	4,95	375,94	0,00025
$C_1P_3E_2t_1$	0,0516	3	2	6	0,000576	0,000008	5,64	168,31	0,00083
$C_1P_3E_2t_2$	0,0195	3	2	6	0,000049	0,000000	4,64	148,33	0,00100
$C_1P_3E_3t_0$	0,0227	3	2	6	0,000942	0,000001	4,72	2046,2	0,00002
$C_1P_3E_3t_1$	0,0148	3	2	6	0,000084	0,000002	9,69	102,06	0,00174
$C_1P_3E_3t_2$	0,0082	3	2	6	0,000037	0,000000	10,99	114,48	0,00147
$C_2P_1E_1t_0$	4,1797	3	2	6	6,417608	0,323598	13,61	48,04	0,00527
$C_2P_1E_1t_1$	0,0426	3	2	6	0,000169	0,000022	11,09	17,37	0,02240
$C_2P_1E_1t_2$	0,0343	3	2	6	0,000269	0,000000	1,88	1612,8	0,00003
$C_2P_1E_2t_0$	0,0577	3	2	6	0,222595	0,000335	31,75	15,07	0,02724
$C_2P_1E_2t_1$	0,0469	3	2	6	0,000327	0,000038	13,22	19,78	0,01871
$C_2P_1E_2t_2$	0,0226	3	2	6	0,000148	0,000015	17,22	22,89	0,01525
$C_2P_1E_3t_0$	0,0716	3	2	6	0,007761	0,000085	12,90	225,83	0,00054
$C_2P_1E_3t_1$	0,0266	3	2	6	0,000265	0,000029	20,41	21,00	0,01721
$C_2P_1E_3t_2$	0,0142	3	2	6	0,000012	0,000000	4,48	75,38	0,00273
$C_2P_2E_1t_0$	6,0975	3	2	6	0,913553	0,007080	1,38	318,50	0,00032
$C_2P_2E_1t_1$	0,0304	3	2	6	0,001391	0,000002	5,51	1235,8	0,00004
$C_2P_2E_1t_2$	0,0110	3	2	6	0,000092	0,000004	18,55	54,84	0,00434
$C_2P_2E_2t_0$	2,4634	3	2	6	0,374666	0,103503	13,06	7,55	0,06746
$C_2P_2E_2t_1$	0,0436	3	2	6	0,002079	0,000038	14,18	134,05	0,00116
$C_2P_2E_2t_2$	0,0127	3	2	6	0,000102	0,000006	20,60	35,79	0,00806
$C_2P_2E_3t_0$	1,5197	3	2	6	0,345979	0,011839	7,16	71,50	0,00295
$C_2P_2E_3t_1$	0,3461	3	2	6	0,003364	0,001673	11,82	3,52	0,16294
$C_2P_2E_3t_2$	0,0230	3	2	6	0,000016	0,000016	17,82	-	-
$C_2P_3E_1t_0$	5,7560	3	2	6	0,779512	0,007062	1,46	271,50	0,00041
$C_2P_3E_1t_1$	0,1183	3	2	6	0,001764	0,000293	14,48	13,57	0,03138
$C_2P_3E_1t_2$	0,0316	3	2	6	0,000225	0,000056	23,84	8,47	0,05834
$C_2P_3E_2t_0$	1,1072	3	2	6	1,302565	0,070024	23,90	44,98	0,00580
$C_2P_3E_2t_1$	0,1153	3	2	6	0,000127	0,000133	10,02	0,92	xxxxxxx
$C_2P_3E_2t_2$	0,0890	3	2	6	0,018496	0,018505	152,85	0,99	xxxxxxx
$C_2P_3E_3t_0$	0,7551	3	2	6	0,164673	0,006084	10,33	66,14	0,00333
$C_2P_3E_3t_1$	0,2272	3	2	6	0,000416	0,000275	7,31	2,30	0,24781
$C_2P_3E_3t_2$	0,0583	3	2	6	0,000256	0,000003	2,97	211,96	0,00059

Obs.⁽¹⁾ - C.V._{resíduo}% = $(\sqrt{QM_{resíduo}} / \bar{X}) \times 100$. C= Comunidade (C_1 =Fação; C_2 =Barra Nova); P= Posição na vertente (P_1 =Terço inferior; P_2 =Terço médio; P_3 = Terço superior); E= Espessura da coluna de solo (E_1 =0 - 1 cm; E_2 = 0 - 2 cm; E_3 = 0 - 3 cm); t= Momento da indução da percolação (t_0 = 30 min; t_1 = 2 dias; t_2 = 4 dias após contaminação da superfície do solo); R_s = Blocos ; R_c =Repetições .

Observa-se que, pelo *ranking* da concentração média de resíduos de *MP* na água percolada pelas colunas de solos, se diferenciaram significativamente: (a₁) comunidades ($C_{i=1,2}$); (a₂) espessuras de colunas de solos ($E_{i=1,2,3}$); (a₃) posições consideradas do terreno na vertente ($P_{i=1, 2, 3}$); (a₄) momentos da indução da drenagem de resíduos ($t_{i=0,1,2}$). Também se diferenciaram estatisticamente, quanto à lixiviação de resíduos de pesticida *MP*, as interações duplas dos fatores: (b₁) comunidades ($C_{i=1,2}$) e espessuras de colunas de solos ($E_{i=1,2,3}$); (b₂) comunidades ($C_{i=1,2}$) e posições consideradas do terreno na vertente ($P_{i=1, 2, 3}$); (b₃) comunidades ($C_{i=1,2}$) e os momentos da indução da drenagem ($t_{i=0,1,2}$); (b₄) espessuras de colunas de solos ($E_{i=1,2,3}$) e posições consideradas do terreno na vertente ($P_{i=1, 2, 3}$); (b₅) espessuras de colunas de solos ($E_{i=1,2,3}$) e os momentos da indução da drenagem ($t_{i=0,1,2}$); (b₆) posições consideradas do terreno na vertente ($P_{i=1, 2, 3}$) e os momentos da indução da drenagem ($t_{i=0,1,2}$). Nas interações triplas de fatores se diferenciou apenas a das comunidades ($C_{i=1,2}$) vs espessuras de colunas de solos submetidas a lixiviação de resíduos de pesticida *MP* ($E_{i=1,2,3}$) vs posições consideradas do terreno na vertente ($P_{i=1, 2, 3}$). Também não houve diferenciação significativa na tetra-interação dos fatores comunidades ($C_{i=1,2}$) vs espessuras de colunas de solos submetidas a lixiviação de resíduos ($E_{i=1,2,3}$) vs posições consideradas do terreno na vertente ($P_{i=1, 2, 3}$) vs momentos da indução da drenagem de resíduos ($t_{i=0,1,2}$).

Os solos das três posições topográficas consideradas, da comunidade C_1 se enquadram todos como LATOSSOLOS VERMELHOS-AMARELOS (LVA), enquanto que os três de C_2 são distintos, sendo o do terço inferior da vertente ARGILOSO AMARELO Eutrófico (PAe), o do terço médio um NEOSSOLO QUARTZARÊNICO Órtico (RQo), e o do terço superior da vertente um LATOSSOLO AMARELO Eutrófico (LAe), conforme a classificação atual (EMBRAPA, 1999).

TABELA 6.7–Testes estatísticos para efeitos das fontes de variação sobre a variável dependente “Ranking da concentração de *MP* na água percolada por solos.

Fontes de variação	GL ⁽¹⁾	Qui-Quadrado	α (Significância)
Modelo corrigido	53	31,955	0,9902
Interseção	1	5927,550	0,0000
Comunidade ($C_{i=1,2}$)	1	11,086	0,0008
Camadas de solos($E_{i=1,2,3}$)	2	62,268	0,0000
Posição do terreno na vertente ($P_{i=1,2,3}$)	2	34,081	0,0000
Tempo ou Momento da drenagem ($t_{i=0,1,2}$)	2	474,132	0,0000
$C_i \times E_i$	2	42,447	0,0000
$C_i \times P_i$	2	46,324	0,0000
$E_i \times P_i$	4	22,047	0,0001
$C_i \times t_i$	2	7,164	0,0278
$E_i \times t_i$	4	17,461	0,0015
$P_i \times t_i$	4	14,781	0,0051
$C_i \times E_i \times P_i$	4	10,669	0,0305
$C_i \times E_i \times t_i$	4	8,984	0,0615
$C_i \times P_i \times t_i$	4	3,635	0,4575
$E_i \times P_i \times t_i$	8	1,205	0,9965
$C_i \times E_i \times P_i \times t_i$	8	3,716	0,8817
Erro	270		
Total	324		
Total corrigido	323		

(¹)- GL= Graus de liberdade;

6.2.2 - As revelações do ensaio

Constatou-se efeito diferenciado de aspectos do ambiente sobre a lixiviação de *MP* no solo (TAB. 6.7; 6.8; 6.9). Houve diferença estatística ($\alpha < 0,05$) para a média dos resíduos lixiviados nos ensaios de amostras providas de: duas comunidades ($C_{i=1,2}$) e, pelo menos; duas de três posições do terreno no relevo ($P_{i=1,2,3}$); duas de três camadas superficiais do solo ($E_{i=1,2,3}$); dois de três momentos de indução da drenagem ($t_{i=0,1,2}$)

TABELA 6.8 - Estatísticas do ensaio de resíduos de *MP* lixiviados em três momentos ($t_{i=1,2,3}$) e três espessuras ($E_{i=1,2,3}$) de colunas de solos de três posições ($P_{i=1,2,3}$) em vertentes de duas comunidades rurais ($C_{i=1,2}$, Cáceres, MT, Brasil.

Lixiviação de <i>MP</i> em colunas de solo contaminadas superficialmente				
Variáveis envolvidas	Número de repetições (n_i)	% média (\bar{X}) ⁽¹⁾	Desvio padrão (S)	Coefficiente de variação (CV%)
t_0 : 30 min	108	23,35 A	26,20	112,20
Momentos : t_1 : 2 dias	108	1,12 B	1,10	98,21
t_2 : 4 dias	108	0,44 B	0,52	118,18
$E_1=0-1$ cm	108	16,52 A	28,11	170,15
Espessura : $E_2=0-2$ cm	108	4,82 B	8,97	186,09
$E_3=0-3$ cm	108	3,55 B	7,56	212,95
$P_1=T_{\text{erço}}$ inferior	108	5,54 B	16,01	288,98
Posição : $P_2=T_{\text{erço}}$ médio	108	12,02 A	20,86	173,54
$P_3=T_{\text{erço}}$ superior	108	7,34 AB	17,79	242,46
Comunidades: Facção C_1	162	5,16 B	11,18	216,66
B.Nova(C_2)	162	11,43 A	23,24	203,32
Total $C_{(1,2)}$	324	8,30	18,48	222,65

Obs.: ⁽¹⁾ - Letras iguais ou diferentes seguidas aos números em cada variável indicam, respectivamente, haver ($\alpha > 0,05$) ou não haver ($\alpha < 0,05$) semelhança entre os mesmos, segundo o teste de Tukey.

6.3 - POSSÍVEIS INFLUÊNCIAS NOS ENSAIOS DESENVOLVIDOS

Conforme capítulos anteriores, a veiculação de resíduos de pesticidas no solo é dependente de vários fatores e variáveis. Entre os quais se tem: - as características e atributos da matriz solo contaminado (Ex.: materiais adsorventes, sítios de troca e de retenção, reatividade, textura, estrutura, condutividade hidráulica, camadas descontínuas e de impedimento no perfil do solo); - as condições do meio biofísico da vizinhança e da própria matriz (Ex.: aspectos relacionados ao clima, micro e edafoclima, lençol de água, interações biológicas, relevo); - as características do agente mobilizador (Ex.: chuvas – frequência, intensidade, recorrência, águas de irrigação – frequência, intensidade, qualidade); - as características do próprio contaminante (Ex.: concentração, polaridade, solubilidade, persistência, mobilidade); - as características do processo de contaminação (Ex.: fonte e abrangência inicial, continuidade da contaminação) e; - do tempo de oportunidade à indução da percolação (Ex.: momento, volume e taxa de incidência e de reincidência de chuvas ou de águas de irrigação).

6.3.1 - Efeito de alguns fatores

6.3.1.1 - (S_o) - Atributos dos solos

Atributos físicos [níveis de *areias*, *silte*, *argilas*, densidades (d_a , d_p) e porosidade total (P_t)] e químicos do solo [pH_s ; potássio (K^+), cálcio (Ca^{++}), magnésio (Mg^{++}) trocáveis; hidrogênio livre (H^+); soma (S') e saturação (V') de bases trocáveis; capacidade de troca de cátions (CTC); níveis de fósforo disponível (P); matéria orgânica (MO)] foram determinados (TAB. 3.6; 6.10; 6.11).

TABELA 6.9 - Resíduos de *MP* lixiviados em colunas de solos providos de duas comunidades (C_1 , C_2), Alto Pantanal, Cáceres, MT, Brasil.

Variáveis consideradas		Posição (P_i) relativa do terreno na vertente (Relevo)			
Espessura coluna solo	Momento percolação	Terço inferior (P_1)	Terço médio (P_2)	Terço superior (P_3)	Geral
Comunidade do Fação (C_1) - valores expressos em $\mu\text{g/mL}$ (%) ⁽¹⁾					
E_1 : 0 - 1 cm	t_0 : 30 min	1,790 (23,22)	3,052 (39,58)	1,322 (17,15)	2,055 (26,65) A_{E1}
	t_1 : 2 dias	0,053 (0,69)	0,114 (1,49)	0,094 (1,23)	0,087 (1,14) B_{E1}
	t_2 : 4 dias	0,061 (0,80)	0,062 (0,81)	0,084 (1,10)	0,069 (0,90) B_{E1}
Sub- E_1		0,635 (8,23) a A_{P1}	1,077(13,96) a A_{P2}	0,500 (6,49) a A_{P3}	0,737 (9,56) A_E
E_2 : 0 - 2 cm	t_0 : 30 min	0,613 (7,95)	1,067 (13,84)	0,312 (4,05)	0,664 (8,61) A_{E2}
	t_1 : 2 dias	0,043 (0,57)	0,084 (1,10)	0,051 (0,67)	0,060 (0,78) B_{E2}
	t_2 : 4 dias	0,013 (0,17)	0,021 (0,27)	0,019 (0,25)	0,017 (0,23) B_{E2}
Sub- E_2		0,223 (2,90) b A_{P1}	0,391 (5,07) a B_{P2}	0,127 (1,66) b B_{P3}	0,247 (3,21) B_E β_{E2}
E_3 : 0 - 3 cm	t_0 : 30 min	0,060 (0,79)	1,6509 (21,40)	0,022 (0,30)	0,578 (7,50) A_{E3}
	t_1 : 2 dias	0,034 (0,45)	0,060 (0,78)	0,014 (0,19)	0,036 (0,47) B_{E3}
	t_2 : 4 dias	0,006 (0,09)	0,032 (0,41)	0,008 (0,11)	0,015 (0,20) B_{E3}
Sub- E_3		0,034 (0,44) b A_{P1}	0,581 (7,53) a B_{P2}	0,015 (0,20) b B_{P3}	0,210 (2,72) B_E α_{E3}
Total $E_{1...3}$	t_0 : 30 min	0,821 (10,65) A_{P1}	1,923(24,94) A_{P2}	0,552 (7,17) A_{P3}	1,099 (14,25) A_t
	t_1 : 2 dias	0,043 (0,57) B_{P1}	0,086 (1,13) B_{P2}	0,053 (0,70) B_{P3}	0,061 (0,80) B_t
	t_2 : 4 dias	0,027 (0,35) B_{P1}	0,038 (0,50) B_{P2}	0,037 (0,49) B_{P3}	0,034 (0,45) B_t
Total C_1		0,297 (3,86) b α_{P1}	0,683 (8,86) a β_{P2}	0,214 (2,78) b β_{P3}	0,398 (5,16) \pm 0,862 (11,18) β
Comunidade de Barra Nova (C_2) - valores expressos em $\mu\text{g/mL}$ (%) ⁽¹⁾					
E_1 : 0 - 1 cm	t_0 : 30 min	4,179 (54,19)	6,097 (79,05)	5,756 (74,62)	5,344 (69,29) A_t
	t_1 : 2 dias	0,042 (0,55)	0,030 (0,39)	0,118 (1,53)	0,033 (0,44) B_t
	t_2 : 4 dias	0,034 (0,45)	0,011 (0,14)	0,031 (0,41)	0,025 (0,33) B_t
Sub- E_1		1,418 (18,39) a A_{P1}	2,046 (26,53) a A_{P2}	1,968 (25,52) a A_{P3}	1,811 (23,48) A_E
E_2 : 0 - 2 cm	t_0 : 30 min	0,577 (7,48)	2,463 (31,94)	1,107 (14,35)	1,382 (17,92) A_{E2}
	t_1 : 2 dias	0,046 (0,61)	0,043 (0,57)	0,115 (1,50)	0,068 (0,89) B_{E2}
	t_2 : 4 dias	0,022 (0,29)	0,012 (0,16)	0,089 (1,15)	0,041 (0,54) B_{E2}
Sub- E_2		0,215 (2,80) b B_{P1}	0,839 (10,89) a B_{P2}	0,437 (5,67) ab B_{P3}	0,497 (6,45) B_E α_{E2}
E_3 : 0 - 3 cm	t_0 : 30 min	0,071 (0,93)	1,519 (19,70)	0,755 (9,79)	0,782 (10,14) A_{E3}
	t_1 : 2 dias	0,026 (0,35)	0,346 (4,49)	0,227 (2,95)	0,200 (2,59) B_{E3}
	t_2 : 4 dias	0,014 (0,19)	0,022 (0,29)	0,058 (0,76)	0,031 (0,41) B_{E3}
Sub- E_3		0,037 (0,49) b B_{P1}	0,629 (8,16) a B_{P2}	0,346 (4,50) a B_{P3}	0,338 (4,38) B_E α_{E3}
Total $E_{1...3}$	t_0 : 30 min	1,609 (20,87) A_{P1}	3,360(43,56) A_{P2}	2,539 (32,92) A_{P3}	2,503 (32,45) A_{E3}
	t_1 : 2 dias	0,038 (0,50) B_{P1}	0,140 (1,82) B_{P2}	0,153 (1,99) B_{P3}	0,110 (1,44) B_{E3}
	t_2 : 4 dias	0,023 (0,31) B_{P1}	0,015 (0,20) B_{P2}	0,059 (0,77) B_{P3}	0,033 (0,43) B_{E3}
Total C_2		0,557 (7,23) a α_{P1}	1,171(15,19) a α_{P2}	0,917 (11,90) a α_{P3}	0,882(11,43) \pm 1,793(23,24) B_E α_{E3}
Geral ($C_1 + C_2$) - valores expressos em $\mu\text{g/mL}$ (%) ⁽¹⁾					
E_1 : 0 - 1 cm	t_0 : 30 min	2,985 (38,70)	4,575 (59,31)	3,539 (45,88)	3,700 (47,97) A
	t_1 : 2 dias	0,048 (0,62)	0,072 (0,94)	0,106 (1,38)	0,075 (0,98) B
	t_2 : 4 dias	0,047 (0,62)	0,037 (0,48)	0,058 (0,75)	0,047 (0,62) B
Sub- E_1		1,027(13,31) a A_{E1P1}	1,561(20,25) a A_{E1P2}	1,234(16,01) a A_{E1P3}	1,274 (16,52) $A_{E1(G)}$
E_2 : 0 - 2 cm	t_0 : 30 min	0,595 (7,71)	1,765 (22,89)	0,709 (9,20)	1,023 (13,27) A
	t_1 : 2 dias	0,045 (0,59)	0,064 (0,83)	0,083 (1,08)	0,064 (0,83) B
	t_2 : 4 dias	0,017 (0,23)	0,016 (0,22)	0,054 (0,70)	0,029 (0,39) B
Sub- E_2		0,219 (2,85) b B_{E2P1}	0,615 (7,98) a B_{E2P2}	0,282 (3,66) b B_{E2P3}	0,372 (4,83) $B_{E2(G)}$
E_3 : 0 - 3 cm	t_0 : 30 min	0,066 (0,86)	1,585 (20,55)	0,388 (5,04)	0,680 (8,82) A
	t_1 : 2 dias	0,030 (0,40)	0,203 (2,64)	0,121 (1,57)	0,118 (1,53) B
	t_2 : 4 dias	0,010 (0,14)	0,027 (0,35)	0,033 (0,43)	0,023 (0,31) B
Sub- E_3		0,035 (0,46) b B_{E3P1}	0,605 (7,85) a B_{E3P2}	0,181 (2,35) b B_{E3P3}	0,274 (3,55) $B_{E3(G)}$
Total $E_{1...3}$	t_0 : 30 min	1,215 (15,76) A_{t0P1}	2,642 (34,25) A_{t0P2}	1,546 (20,04) A_{t0P3}	1,801(23,35) $A_{t0(G)}$
	t_1 : 2 dias	0,041 (0,54) B_{t1P1}	0,113 (1,47) B_{t1P2}	0,103 (1,34) B_{t1P3}	0,086 (1,12) $B_{t1(G)}$
	t_2 : 4 dias	0,025 (0,33) B_{t2P1}	0,027 (0,35) B_{t2P2}	0,048 (0,63) B_{t2P3}	0,033 (0,44) $B_{t2(G)}$
Total Geral		0,427 (5,54) b	0,927 (12,02) a	0,566 (7,34) ab	0,640(8,30) \pm 1,425 (18,48)

Obs.: - Letras minúsculas comparam, pelo teste de Tukey, dados da mesma linha e as maiúsculas os de mesma coluna. Letras iguais ou diferentes, nas direções de comparação, indicam haver semelhança ($\alpha > 0,05$) ou diferença significativa ($\alpha < 0,05$) entre os dados, respectivamente.

⁽¹⁾ - Os valores fora do parêntesis são expressões em $\mu\text{g/mL}$ e os entre parêntesis em % de resíduos lixiviados pelas colunas de solo em relação aos aplicados. Porém, as análises indicaram que as dosagens aplicadas, teoricamente previstas-calculadas, foram menores que as cromatograficamente identificadas nas provas em branco e efetivamente consideradas (em torno de 7,7 $\mu\text{g/mL}$) no cálculo % dos resultados. No cálculo % de resíduos lixiviados nos momentos subseqüentes avaliados (t_1 e t_2), foram considerados os teores remanescentes.

TABELA 6.10 - Atributos de solos (usados no ensaio de lixiviação de pesticidas), provindos de duas comunidades (C₁, C₂), Alto Pantanal, Cáceres, MT, Brasil.

Atributos do solo das áreas representadas no ensaio	Comunidades rurais		
	(C ₁): \bar{X}	(C ₂): \bar{X}	Geral $\bar{X} \pm S$
Fósforo disponível no solo (mg kg ⁻¹)	51,655 a	37,833 b	44,744±35,450
Matéria orgânica no solo (g kg ⁻¹)	55,00 a	44,55 b	49,77±13,26
Areia no solo (g kg ⁻¹)	796,66 b	818,77 a	807,72±22,87
Silte no solo (g kg ⁻¹)	61,11 b	91,77 a	76,44±21,80
Argila no solo (g kg ⁻¹)	142,22 a	89,44 b	115,83±35,11
Potássio trocável no solo (cmol _c kg ⁻¹)	0,475 a	0,108 b	0,291±0,191
Capacidade de troca de cátions no solo (cmol _c kg ⁻¹)	13,408 a	12,703 a	13,055±2,799
Soma de bases trocáveis no solo (cmol _c kg ⁻¹)	11,275 a	9,625 b	10,450±3,206
Saturação de bases trocáveis no solo (%)	83,674 a	73,768 b	78,721±9,387
pH em água no solo	7,000 a	6,177 b	6,588±0,554
pH em CaCl ₂ no solo	6,477 a	5,400 b	5,938±0,716
Hidrogênio livre no solo (cmol _c kg ⁻¹)	2,133 b	3,077 a	2,605±0,847
Cálcio trocável no solo (cmol _c kg ⁻¹)	8,766 a	8,466 a	8,616±2,853
Magnésio trocável no solo (cmol _c kg ⁻¹)	2,033 a	1,366 a	1,700±0,989
Densidade aparente do solo (kg dm ⁻³)	1,204 b	1,454 a	1,329±0,185
Densidade das partículas do solo (kg dm ⁻³)	2,660 a	2,609 a	2,634±0,082
Porosidade total no solo (m ³ m ⁻³)	0,547 a	0,443 b	0,495±0,065

Obs:

. \bar{X} : Média; S: Desvio padrão;

. Médias seguidas de mesmas ou distintas letras na linha, respectivamente, não diferem ou diferem estatisticamente (F, Tukey a 5%).

TABELA 6.11 - Atributos de solos (usados em ensaio de lixiviação de pesticidas) de três posições de vertentes de duas comunidades (C₁,C₂), Cáceres, MT, Brasil.

Atributos do solo das áreas representadas no ensaio	Posição relativa das áreas de estudo na vertente de C ₁ e C ₂			
	Terço inferior	Terço médio	Terço superior	Geral ($\bar{X} \pm S$)
	P ₁	P ₂	P ₃	
Fósforo disponível (mg kg ⁻¹)	75,616 a	40,333 b	18,283 c	44,744±35,450
Matéria orgânica (g kg ⁻¹)	63,66 a	41,33 b	44,33 b	49,77±13,26
Areia (g kg ⁻¹)	816,00 a	814,16 a	793,00 a	807,72±22,87
Silte (g kg ⁻¹)	85,33 a	75,66 a	68,33 a	76,44±21,80
Argila (g kg ⁻¹)	98,66 b	110,16 b	138,66 a	115,83±35,11
Potássio trocável (cmol _c kg ⁻¹)	0,296 a	0,273 a	0,305 a	0,291±0,191
Capacidade de troca de cátions (cmol _c kg ⁻¹)	16,628 a	10,572 c	11,966 b	13,055±2,799
Soma de bases trocáveis (cmol _c kg ⁻¹)	14,528 a	7,856 c	8,966 b	10,450±3,206
Saturação de bases trocáveis (%)	87,405 a	73,798 b	74,960 b	78,721±9,387
pH em água	7,033 a	6,500 b	6,233 c	6,588±0,554
pH em CaCl ₂	6,516 a	5,750 b	5,550 b	5,938±0,716
Hidrogênio livre (cmol _c kg ⁻¹)	2,100 b	2,716 ab	3,000 a	2,605±0,847
Cálcio trocável (cmol _c kg ⁻¹)	12,383 a	6,400 b	7,066 b	8,616±2,853
Magnésio trocável (cmol _c kg ⁻¹)	2,350 a	1,183 a	2,350 a	1,700±0,989
Densidade aparente (kg dm ⁻³)	1,174 b	1,447 a	1,367 a	1,329±0,185
Densidade das partículas (kg dm ⁻³)	2,552 b	2,694 a	2,656 a	2,634±0,082
Porosidade total (m ³ m ⁻³)	0,539 a	0,462 b	0,484 b	0,495±0,006

Obs.: \bar{X} : Média; S: Desvio padrão; . \bar{X} : Média; S: Desvio padrão;

. Médias seguidas de mesmas ou distintas letras na linha, respectivamente, não diferem ou diferem estatisticamente (F, Tukey a 5%).

Conforme as proposições interpretativas de LOPES & GUIDOLIN (1989) e EMBRAPA (1999), os solos utilizados, em média, apresentaram reatividade (acidez ou alcalinidade) entre moderadamente ácida e praticamente alcalina; acidez potencial expressa sem contribuição de Al⁺⁺⁺; classes texturais entre arenosa e média; níveis altos de Ca⁺⁺, Mg⁺⁺, MO, S', CTC, V' mas baixos de K⁺. Os níveis destes atributos nos solos utilizados afetaram a adsorção, a mobilização de resíduos e a velocidade de degradação de pesticidas ingressados nesta matriz, conforme pode ser verificado em discussões seguintes.

6.3.1.2 - (MO)- Matéria orgânica dos solos

Este componente (MO) é o mais importante do solo que determina a retenção de pesticidas nesta matriz, sendo a força de adsorção uma função da quantidade de MO presente (TRAUTMANN; PORTER & WAGENET, 1998). Nos solos com baixos teores de argila, como os do presente estudo, a MO determina o poder de adsorção nestes, e portanto, comanda os processos de mobilização de moléculas de pesticidas veiculadas no solo. O conteúdo de MO dos solos (TAB. 3.6; 6.10; 6.11) nas camadas estudadas, em média, situaram-se ao redor de 50 g kg^{-1} (média: $49,77 \text{ g kg}^{-1}$; desvio padrão: $13,26 \text{ g kg}^{-1}$; coeficiente de variação: 26,64% $n=18$). RIEDER (1995) já havia encontrado níveis altos ($> 30 \text{ g kg}^{-1}$) de MO em solos do presente estudo, mas confirmou que o uso continuado reduz estes conteúdos inicialmente altos, depauperando-os quando a MO é inapropriadamente manejada.

6.3.1.3 - (A_p)- Atributos da água percolada pelas colunas de solo

No ensaio foi usada água deionizada para provocar a lixiviação de resíduos de MP. Portanto, todos os constituintes encontrados (TAB. 6.12; 6.13), na análise do percolado foram contribuições do meio (colunas de solo) onde se deu a passagem da água. Por isto há uma forte correlação de atributos da água (pH, turbidez) com vários atributos do solo

6.3.1.4 - (C_i)- Localidade ou comunidades

O ensaio de percolação se limitou a estudar duas comunidades (C_1 , C_2), tomando solos de terrenos cultivados historicamente com algodão herbáceo. Além dos aspectos ambientais, as ações antrópicas nos terrenos amostrados podem ter contribuído para definir a performance da lixiviação de MP nos ensaios.

6.3.1.5 - (P_i)- Posição ocupada no relevo pelos terrenos envolvidos

Mesmo que uma superfície seja bastante irregular em sua extensão, é possível determinar a declividade média da mesma em relação a um plano horizontal de referência. Este plano inclinado (rampa) pode ser dividido em três sub-planos: a porção mais baixa (terço inferior - P_1), a intermediária (terço médio - P_2) e a mais elevada (terço superior - P_3). A vulnerabilidade à degradação do ambiente a processos naturais e antrópicos de ação no meio, nestes três compartimentos, se diferencia pela posição no relevo que ocupam. Com este pressuposto, verificou-se o efeito de P_i na mobilização edafológica de pesticidas em seus solos, o que está discutido adiante, nos tópicos que analisam interações de fatores.

6.3.1.6 - (E_i)- Camadas de solo

Partiu-se da hipótese de haver efeito da espessura sobre a retenção de pesticida na percolação de águas por colunas de solos contaminadas superficial e previamente. Modelos computadorizados de previsão do comportamento e destino de pesticidas no solo incluem a espessura das camadas de interesse, por a considerarem elemento importante na alimentação de dados (COHEN *et al.*, 1995).

Os ensaios verificaram o efeito da variável *espessura de camadas de solo* (E_i), utilizando-se de três extratos: $E_1 = 0-1 \text{ cm}$; $E_2 = 0-2 \text{ cm}$; $E_3 = 0-3 \text{ cm}$.

6.3.1.7 - (t_i)- Momento da indução da percolação de água em solos

O momento em si teria contribuição sob o aspecto do tempo de oportunidade para eventos acontecerem e se desenvolverem. Entretanto, a periodicidade e intensidade desses eventos podem ter importância e contribuição fundamental na destinação intermediária e final dos pesticidas no solo, como por exemplo o regime e distribuição de chuvas. Chuvas, principalmente na primeira metade do ciclo da cultura, podem ocorrer freqüente e intensamente nas lavouras de

TABELA 6.12 - Atributos da água percolada em ensaios de colunas de solos provindos de duas comunidades (C_1 , C_2), Cáceres, MT, Brasil.

Atributos da água percolada nas colunas de solo do ensaio	Comunidades rurais		
	$(C_1)\bar{X}$	$(C_2)\bar{X}$	Geral $\bar{X} \pm S$
Cálcio ($g L^{-1}$)	$1,336.10^{-3}$ b	$4,379.10^{-3}$ a	$2,858.10^{-3} \pm 3,932.10^{-3}$
Magnésio ($g L^{-1}$)	$0,524.10^{-3}$ b	$1,612.10^{-3}$ a	$1,068.10^{-3} \pm 0,939.10^{-3}$
Potássio ($g L^{-1}$)	$11,777.10^{-3}$ a	$4,666.10^{-3}$ b	$8,222.10^{-3} \pm 5,557.10^{-3}$
Sódio ($g L^{-1}$)	$11,583.10^{-3}$ a	$9,583.10^{-3}$ a	$10,583.10^{-3} \pm 5,038.10^{-3}$
Ferro ($g L^{-1}$)	$0,311.10^{-3}$ a	$0,265.10^{-3}$ a	$0,288.10^{-3} \pm 0,131.10^{-3}$
Manganês ($g L^{-1}$)	$0,013.10^{-3}$ b	$0,028.10^{-3}$ a	$0,021.10^{-3} \pm 0,010.10^{-3}$
Cobre ($g L^{-1}$)	$0,012.10^{-3}$ a	$0,001.10^{-3}$ a	$0,007.10^{-3} \pm 0,018.10^{-3}$
Zinco ($g L^{-1}$)	$<0,001.10^{-3}$ a	$0,008.10^{-3}$ a	$0,004.10^{-3} \pm 0,008.10^{-3}$
Alcalinidade ($\mu g L^{-1}$ em $CaCO_3$)	30,222 a	26,111 a	$28,166 \pm 11,947$
<i>pH</i>	6,545 a	5,986 b	$6,266 \pm 0,343$
Condutividade elétrica ($nS cm^{-1}$)	0,087 a	0,055 b	$0,717 \pm 0,315$
Turbidez (NTU)	24,555 b	50,333 a	$37,444 \pm 22,963$
Temperatura ($^{\circ}C$)	22,666 b	23,133 a	$22,900 \pm 0,293$
Potencial de oxidação (μV)	231,777 a	241,000 a	$236,388 \pm 13,521$

Obs.: \bar{X} : Média; S: Desvio padrão;

. Médias seguidas de mesmas ou distintas letras na linha, respectivamente, não diferem ou diferem estatisticamente (F, Tukey a 5%).

TABELA 6.13. Atributos da água percolada em ensaios de colunas de solos provindos de três posições relativas de vertentes ($P_{i=1,2,3}$) da comunidade rural do Facão (C_1) e de Barra Nova (C_2), Cáceres (MT).

Atributos da água percolada	Posição relativa das áreas de estudo na vertente			
	Terço inferior P_1	Terço médio P_2	Terço superior P_3	Geral ($\bar{X} \pm S$)
Cálcio ($g L^{-1}$)	$7,068.10^{-3}$ a	$0,632.10^{-3}$ b	$0,874.10^{-3}$ b	$2,858.10^{-3} \pm 3,932.10^{-3}$
Magnésio ($g L^{-1}$)	$1,920.10^{-3}$ a	$0,610.10^{-3}$ b	$0,676.10^{-3}$ b	$1,068.10^{-3} \pm 0,939.10^{-3}$
Potássio ($g L^{-1}$)	$9,333.10^{-3}$ a	$9,500.10^{-3}$ a	$5,833.10^{-3}$ a	$8,222.10^{-3} \pm 5,557.10^{-3}$
Sódio ($g L^{-1}$)	$11,750.10^{-3}$ a	$10,833.10^{-3}$ a	$9,166.10^{-3}$ a	$10,583.10^{-3} \pm 5,038.10^{-3}$
Ferro ($g L^{-1}$)	$0,293.10^{-3}$ ab	$0,369.10^{-3}$ a	$0,202.10^{-3}$ b	$0,288.10^{-3} \pm 0,131.10^{-3}$
Manganês ($g L^{-1}$)	$0,015.10^{-3}$ b	$0,021.10^{-3}$ ab	$0,026.10^{-3}$ a	$0,021.10^{-3} \pm 0,010.10^{-3}$
Cobre ($g L^{-1}$)	$0,005.10^{-3}$ a	$<0,001.10^{-3}$ a	$0,016.10^{-3}$ a	$0,007.10^{-3} \pm 0,018.10^{-3}$
Zinco ($g L^{-1}$)	$0,005.10^{-3}$ a	$0,003.10^{-3}$ a	$0,003.10^{-3}$ a	$0,004.10^{-3} \pm 0,008.10^{-3}$
Alcalinidade ($\mu g L^{-1}$ em $CaCO_3$)	42,333 a	23,500 b	18,666 b	$28,166 \pm 11,947$
<i>pH</i>	6,4666 a	6,240 b	6,091 c	$6,266 \pm 0,343$
Condutância elétrica ($nS cm^{-1}$)	0,101 a	0,069 b	0,044 c	$0,717 \pm 0,315$
Turbidez (NTU)	28,833 a	50,500 a	33,000 a	$37,444 \pm 22,963$
Temperatura ($^{\circ}C$)	23,033 a	22,933 a	22,733 b	$22,900 \pm 0,293$
Potencial de oxidação (μV)	240,166 a	232,833 a	236,166 a	$236,388 \pm 13,521$

Obs.: \bar{X} : Média; S: Desvio padrão.

Médias seguidas de mesmas ou distintas letras na linha, respectivamente, não diferem ou diferem estatisticamente (F, Tukey a 5%).

algodão da região da borda do Alto Pantanal no sudoeste de Mato Grosso. Chuvas imediatas e reincidentes logo após a aplicação de pesticidas também podem ocorrer. LANGENBACH & SCHROLL (1999) também alertam que é essencial considerar as diferenças climáticas, como o regime pluviométrico, no estudo da degradação e distribuição de pesticidas no solo. Por isso, o ensaio incluiu a variável momento de aplicação de água sobre as colunas de solo. Utilizaram-se três momentos: $t_0 = 30$ min após a aplicação do produto; $t_1 =$ dois dias após e; $t_2 =$ quatro dias após a aplicação do produto na superfície da coluna de solo sob ensaio. Os resultados estão discutidos na apreciação das interações de fatores relacionados.

6.3.1.8 - O pesticida *MP* nas condições regionais

O ambiente regional favorece a aceleração do processo de degradação de pesticidas, pois é tipicamente tropical (Aw_i , pela classificação de Köppen; oscilando entre $C_1wA'a'$ e $C_1wA'a'$, pela classificação de Thornthwaite). Apresenta alta insolação,

elevadas temperaturas e de pequena variação, expressando verão úmido e inverno seco. Isto estabelece condições para manter também elevada a atividade microbiana no solo, em especial nas camadas superficiais, se bem supridas de *MO*. Entre os organofosforados o *MP* é considerado um dos mais estáveis para uso na agricultura (OLIVEIRA, 2000), de baixa solubilidade em água, com meia vida no solo entre 1-18 dias em condições laboratoriais, degradando-se principalmente por ação microbiana e hidrólise química (FAO, 2005). Mas segundo a EPA (2005) dissipa-se também por fotólise aquosa e por incorporação na *MO* do solo. Para solos minerais arenosos até argilosos o K_{oc} de adsorção pode estar entre 230 e 590, e o de dessorção entre 350 e 950, o que permite considerá-lo moderadamente adsorvido nestes solos (NRA, 1999). Segundo dados da EPA (2005) o *MP* é móvel a relativamente móvel no solo, sendo que o “*runoff*” e a lixiviação podem ser rotas potenciais a sua dissipação. Portanto, por um lado, se os fatores climáticos, acrescidos da elevada atividade microbiana reinante, diante dos bons teores de *MO* nas camadas (E_i) superficiais dos solos, das diferentes posições no relevo (P_i), das comunidades (C_i) estudadas, acentuam provavelmente o processo degradativo de *MP*; por outro lado, é um pesticida altamente tóxico (*CT-1*) e perigoso (*PPA-1*), e se mal manuseado tanto o pesticida como o ambiente (ex.: perdas de *MO*), o que ocorre regionalmente, os riscos de danos bióticos tornam-se elevados.

6.3.2 - Interação dupla de fatores

6.3.2.1 - ($S_o \times MO$) - Atributos do solo (S_o) com sua própria matéria orgânica (*MO*)

Exceto as frações granulométricas (areias, silte e argilas), a d_p e o K^+ , as demais variáveis citadas estiveram fortemente correlacionadas negativa (d_a e H^+) e positivamente (pH , Mg^{++} , Ca^{++} , CTC , S' , $V\%$, P e P_t) com os teores de *MO* dos solos (TAB. 6.14a).

Excetuando o K^+ que não expressou correlação forte com a *MO*, mas sim com os teores de argila, as demais constatações, convergentes, indicam que cabe a *MO* a função fundamental nesses solos no comando dos eventos químico-físicos naquele meio edáfico.

6.3.2.2 - ($S_o \times A_p$) - Atributos do solo (S_o) e da água percolada pelo mesmo (A_p)

O pH da água esteve positivamente correlacionado com algumas variáveis do solo (pH_s do solo: $r = 0,90$; S' : $r = 0,60$; $V\%$: $r = 0,80$; e *MO*: $r = 0,67$) e, inversamente relacionado com o H^+ ($r = -0,78$), (TAB. 6.14a, b). Nestes solos, por terem baixos teores de outros materiais sortivos, parece então que coube a *MO* do solo exercer comando principal na determinação direta e indireta no pH da água percolada, juntamente com as bases trocáveis liberadas pelo solo.

6.3.2.3 - ($S_o \times C_i$) - Atributos de solos (S_o) nas comunidades estudadas (C_i)

Os atributos dos solos utilizados no ensaio se apresentaram (TAB. 6.10), alguns com valores menores (*areia*, *silte*, H^+ e d_a), outros maiores (P , *MO*, *argila*, K^+ , S , $V\%$, pH do solo e P_t) e terceiros com teores ou níveis semelhantes (CTC , Ca^{++} , Mg^{++} e d_p) na comunidade C_1 em relação a C_2 .

6.3.2.4 - ($S_o \times P_i$)-Posição do solo no relevo (P_i) e os atributos do mesmo (S_o)

Verificou-se (TAB. 6.11) que a *argila*, H^+ , d_a e d_p do solo, manifestaram valores mais baixos nas amostras provindas do terço inferior (P_1) das vertentes (zona de maior acumulação de sedimentos) quando comparado com a situação encontrada no terço médio (P_2) ou superior (P_3).

TABELA 6.14a, b - Correlações entre atributos dos solos ensaiados, e de atributos de solos com os da água percolada nos mesmos, de amostras providas de duas comunidades (C_1 , C_2), Cáceres (MT).

Variável relacionada	n	Correlação "r"	Qualific. da "r"	Valor de T	Significância
(a) - Teores de matéria orgânica(MO) com:					
Densidade aparente do solo	18	-0,8366	Forte	-6,1093	0,0000
Turbidez da água	18	-0,6685	Forte	-3,5950	0,0012
Concentração média pesticida	18	-0,6622	Forte	-3,5350	0,0014
Hidrogênio livre do solo	18	-0,6259	Forte	-3,2105	0,0027
Manganês na água	18	-0,6134	Forte	-3,1067	0,0034
Posição	18	-0,6125	Forte	-3,0993	0,0034
Cálcio na água	18	0,6172	Forte	3,1380	0,0032
Condutividade elétrica da água	18	0,6360	Forte	3,2970	0,0023
pH da água	18	0,6709	Forte	3,6186	0,0012
pH em água do solo	18	0,6867	Forte	3,7782	0,0008
Magnésio do solo	18	0,6928	Forte	3,8427	0,0007
pH em CaCl_2 do solo	18	0,7033	Forte	3,9568	0,0006
Porosidade total do solo	18	0,7621	Forte	4,7087	0,0001
Fósforo do solo	18	0,8014	Forte	5,3590	0,0000
Alcalinidade da água	18	0,8357	Forte	6,0868	0,0000
Cálcio do solo	18	0,8393	Forte	6,1747	0,0000
CTC do solo	18	0,8399	Forte	6,1909	0,0000
Saturação de bases trocáveis do solo	18	0,8648	Forte	6,8903	0,0000
Soma de bases do solo	18	0,8987	Forte	8,1966	0,0000
(b) - pH em água do solo com:					
Densidade aparente do solo	18	-0,8162	Forte	-5,6498	0,0000
Manganês na água percolada	18	-0,7934	Forte	-5,2133	0,0000
Hidrogênio livre do solo	18	-0,6952	Forte	-3,8686	0,0007
Concentração média pesticida	18	-0,6213	Forte	-3,1719	0,0030
Posição	18	-0,6066	Forte	-3,0521	0,0038
Alcalinidade da água	18	0,6633	Forte	3,5451	0,0013
Matéria orgânica do solo	18	0,6867	Forte	3,7782	0,0008
Soma de bases trocáveis do solo	18	0,6981	Forte	3,9000	0,0006
Potássio trocável do solo	18	0,7377	Forte	4,3710	0,0002
Saturação de bases trocáveis do solo	18	0,7705	Forte	4,8346	0,0001
Porosidade total do solo	18	0,8549	Forte	6,5913	0,0000
pH da água	18	0,9034	Fortíssima	8,4248	0,0000
Condutividade elétrica da água	18	0,9169	Fortíssima	9,1909	0,0000
pH em CaCl_2 do solo	18	0,9898	Fortíssima	27,8280	0,0000

Obs.: ⁽¹⁾ - Estão listadas apenas as variáveis que apresentaram correlação, pelo menos, forte e significativa ($r > 0,6$; $\alpha < 0,05$). A qualificação da correlação em **forte** ($0,6 \leq r < 0,9$) e **fortíssima** ($0,9 \leq r < 1$) se baseia na proposição de PEREIRA (1978).

Constatou-se também ter havido uma diferenciação significativa (F; Tukey; $\alpha < 0,05$) entre posição no terreno das parcelas estudadas ($P_{i=1,2,3}$) com a soma de bases trocáveis ($S_{P_1} > S_{P_3} > S_{P_2}$)

6.3.2.5 - ($S_o \times E_i$)-Camadas de solos (E_i) e os atributos destes (S_o)

Um trabalho anterior de RIEDER (1995), nos solos de uma das comunidades estudadas (C_2), identificou a relação existente entre a magnitude (y_i) assumida pelos atributos do solo em função da penetração (x_i) no perfil destes.

Com tendência decrescente não oscilatória, diante dos modelos de regressão testados $y_i = f(x_i)$, apresentaram melhor ajuste para: pH do solo, a função linear ($y = a+bx$); MO, S', $\text{Ca}^{++}+\text{Mg}^{++}$, CTC e para a areia grossa, funções hiperbólicas ($y = 1/(a+bx)$); K_i , a função logaritmo neperiano ($y = a+b \cdot \ln x$); Kr, a função logaritmo decimal ($y = a+b \cdot \log x$); P, a função potencial ($y = a \cdot x^b$); H+ Al, a função exponencial ($y = a \cdot b^x$); Ca e para P_2O_5 , funções do tipo cúbica ($y = a+bx+cx^2+dx^3$); Mg e para areia total, funções do tipo cúbica-raiz ($y =$

$$a+bx^{1/2}+cx+dx^{3/2}).$$

Com tendência decrescente oscilatória, apresentaram melhor ajuste para: $V\%$ e para a relação *silte/argila*, funções do tipo cúbica ($y = a+bx+cx^2+dx^3$); K^+ e para o *silte*, funções do tipo cúbica-raiz ($y = a+bx^{1/2}+cx+dx^{3/2}$).

Com tendência de acréscimos lineares em profundidade, o Fe_2O_3 e o SiO_2 apresentaram melhor ajuste, funções lineares típicas ($y = a+bx$).

Com tendência de acréscimos curvilíneos não oscilatórios, apresentaram melhor ajuste para: d_p , a função potencial ($y = a.x^b$); *argila dispersa*, a função exponencial ($y = a.b^x$); Al_2O_3 , a função cúbica ($y = a+bx+cx^2+dx^3$); *argila total*, a função cúbica-raiz ($y = a+bx^{1/2}+cx+dx^{3/2}$).

Com tendência de acréscimos curvilíneos oscilatórios, a d_a , apresentou melhor ajuste para a função cúbica ($y = a+bx+cx^2+dx^3$).

Com tendência de acréscimos e decréscimos alternados a P_t apresentou melhor ajuste para a função cúbica-raiz ($y = a+bx^{1/2}+cx+dx^{3/2}$).

Entre todos os atributos do solo, apenas a MO , o K , a *argila dispersa* em água e a relação *silte/argila*, confirmaram nos diferentes perfis e tipos de solos analisados, o mesmo tipo próprio de função matemática que melhor se ajustava para os modelos de regressão testados.

6.3.2.6 - ($S_o \times MP$) - Atributos dos solos (S_o) e a lixiviação de pesticida MP

Foi constatado (TAB. 6.15) que a quantidade de resíduos lixiviados esteve fortemente correlacionada, de forma positiva, com a d_a e, de modo negativo, com a P_t , K^+ , MO , pHs , S' , $V\%$ e Mg^{++} . A correlação positiva d_a com os resíduos lixiviados, explica-se provavelmente mais pela correlação negativa daquela com os teores de MO do solo. Pois esta tem efeito sobre a estruturação dos solos e, é determinante do poder de adsorção de pesticidas nestes.

Enquanto a correlação negativa dos resíduos lixiviados com algumas variáveis do solo [P_t , $V\%$, S' e Mg^{++}] pode também ser explicada pelo efeito positivamente correlacionado com os teores de MO , a qual oferece uma ampliação de sítios de adsorção ou de troca no solo com moléculas de pesticidas por ocasião de sua passagem pelos condutos de drenagem, retendo resíduos cumulativamente. A correlação negativa ($r = -0,69$) de resíduos lixiviados com os teores de K^+ no solo, provavelmente possa ser explicada pela correlação positiva ($r = 0,77$) com os teores de *argila (contribuindo para o poder de sorção)*, embora estejam em patamares baixos ($115,8 \pm 35,1 \text{ g kg}^{-1}$). Pois, as moléculas do pesticida podem concorrer, direta ou indiretamente, com sítios de troca ocupados pelo cátion K^+ . O pH do solo está associado aos teores de compostos de reação alcalina presentes, os quais possuem poder de neutralizar a molécula do pesticida MP . Isto deve estabelecer um ambiente favorável ao processo de desativação ou degradação acelerada deste produto químico fosforado.

Os valores dos atributos dos solos ensaiados, ao agrupa-los em duas categorias [*categoria 1 (k_1): valores menores que um referencial – geralmente a média; categoria 2 (k_2): valores maiores que os de k_1]*, ficou evidenciado que determinadas variáveis [P , MO , $V\%$, pH em água do solo, Mg^{++} e P_t] em sua categoria k_1 permitiram lixiviar mais resíduos (F ; $\alpha < 0,05$), que nos casos da categoria k_2 . Mas as diferenciações entre categorias se inverteram em outras variáveis [*silte, d_a*] (TAB. 6.16a).

Porém, para certas variáveis [*areia, H^+ , d_p , argila, K^+ , CTC, S' , pH em $CaCl_2$ e Ca^{++}*], as médias de resíduos lixiviados não se diferenciaram, significativamente (F ; $\alpha > 0,05$), nas duas categorias.

TABELA 6.15 - Correlação dos teores de *MP* hidromobilizados em colunas de solos (providos de C_1 e C_2) com os valores de atributos destes, e da água percolada em ensaios laboratoriais ⁽¹⁾, UFMT

Variável relacionada	N	Correlação "r"	Qualific. "r"	Valor de T	Significância
Concentração média de <i>MP</i> na água percolada com:					
Porosidade total do solo	18	-0,8555	Forte	-6,6080	0,0000
Potássio do solo	18	-0,6909	Forte	-3,8225	0,0007
Matéria orgânica do solo	18	-0,6622	Forte	-3,5350	0,0014
Saturação de bases trocáveis do solo	18	-0,6575	Forte	-3,4906	0,0015
<i>pH</i> em CaCl_2 do solo	18	-0,6426	Forte	-3,3549	0,0020
Soma de bases do solo	18	-0,6345	Forte	-3,2838	0,0023
Magnésio do solo	18	-0,6336	Forte	-3,2758	0,0024
<i>pH</i> em água do solo	18	-0,6213	Forte	-3,1719	0,0030
<i>pH</i> da água	18	-0,6024	Forte	-3,0191	0,0041
Turbidez da água	18	0,6088	Forte	3,0699	0,0037
Densidade aparente do solo	18	0,8730	Forte	7,1598	0,0000

Obs.: ⁽¹⁾ - Estão listadas apenas as variáveis que apresentaram correlação, pelo menos, forte e significativa ($r > 0,6$; $\alpha < 0,05$). A qualificação da correlação em **forte** ($0,6 \leq r < 0,9$) e **fortíssima** ($0,9 \leq r < 1$) se baseia na proposição de PEREIRA (1978).

Como já mencionado anteriormente e de acordo com diversos estudos (ADAMS Jr., 1973; WEED & WEBER, 1974; GORING *et al.*, 1975; OLIVEIRA & BEGAZO, 1989; MELO, 1994), vários atributos da matriz solo exercem efeito sobre a mobilização e destino de pesticidas quando da contaminação da superfície dos terrenos. Entre os quais citam a *MO*, *argila*, *pH*, *teores de Ca^{++} , Mg^{++} , CTCatiônica e CTAniônica*, P_t , *condutividade hidráulica*, *presença de camadas de adensamento*, *alterações bruscas no gradiente textural no perfil do solo*, *localização e oscilações no lençol freático*.

6.3.2.7 - ($MO \times A_p$) - Matéria orgânica (*MO*) e atributos da água percolada (A_p)

Foram fortes e negativas as correlações entre a *MO* dos solos do ensaio com o *Mn* ($r = -0,61$) e *turbidez* ($r = -0,67$) da água e, fortes e positivas com o *Ca* ($r = 0,61$), *pH* ($r = 0,67$), *condutividade elétrica* ($r = 0,63$) e *alcalinidade da água* ($r = 0,83$). Por sua vez, verificou-se também que o *pH* da água expressou uma correlação forte e positiva com a *condutância elétrica* da água ($r = 0,72$) e forte e negativa o *Mn* da água ($r = -0,83$) (TAB. 6.14a).

6.3.2.8 - ($MO \times C_i$) - Matéria orgânica no solo (*MO*) das comunidades (C_i)

Os teores médios de matéria orgânica dos solos (*MO*) foram mais elevados em C_1 ($55,00 \text{ g kg}^{-1}$) em relação a C_2 ($44,55 \text{ g kg}^{-1}$). Os teores médios menores em C_2 podem estar relacionados com o maior tempo de uso agropecuário ininterrupto, com perdas ao longo dos anos, em face do tipo de manejo não-sustentado aplicado.

6.3.2.9 - ($MO \times P_i$) - Matéria orgânica (*MO*) nas várias posições do relevo (P_i)

Houve também uma diferenciação entre as posições ocupadas pelos terrenos no relevo ($P_{i=1,2,3}$) com os teores de *MO* de seus solos [$MO_{P_1} = (63,66 \text{ g kg}^{-1}) > MO_{P_2} (41,33 \text{ g kg}^{-1}) = MO_{P_3} (44,33 \text{ g kg}^{-1})$] (TAB. 6.11).

Isto indicou uma correlação forte e negativa ($r = -0,61$) entre os teores de *MO* e a posição ocupada pelo terreno na rampa (TAB. 6.14a). Evidenciou-se assim que os maiores teores de *MO* estavam na parte mais baixa da rampa.

TABELA 6.16 **a,b** - Resíduos de *MP* na água percolada por colunas de solos contaminados em função de alguns atributos desta água e dos solos usados (provindos de C_1 e C_2) ensaiados em laboratórios da UFMT, Cuiabá, MT.

Atributos avaliados	Categorias binomiais	Média de $MP(\mu\text{g mL}^{-1})$	Confronto(Tukey)	n
(a) - Condizente aos valores nos solos usados no ensaio				
Fósforo disponível	1 (< 30 ppm)	0,8426	a	8
	2 (≥ 30 ppm)	0,4786	b	10
Matéria orgânica	1 (<45g.dm ⁻³)	0,9201	a	7
	2 (≥ 45 g.dm ⁻³)	0,4624	b	11
Areia	1 (<820 g.dm ⁻³)	0,5963	a	11
	2 (≥ 820 g.dm ⁻³)	0,7095	a	7
Silte	1 (<75 g.dm ⁻³)	0,4619	b	10
	2 (≥ 75 g.dm ⁻³)	0,8635	a	8
Argila	1 (<125 g.dm ⁻³)	0,7311	a	10
	2 (≥ 125 g.dm ⁻³)	0,5270	a	8
Potássio trocável	1 (<0,25cmol _c .dm ⁻³)	0,8823	a	9
	2 ($\geq 0,25$ cmol _c .dm ⁻³)	0,3984	a	9
Capacidade de troca de cátions	1 (<12,5 cmol _c .dm ⁻³)	0,7468	a	12
	2 ($\geq 12,5$ cmol _c .dm ⁻³ g)	0,4274	a	6
Soma de bases trocáveis	1 (<11 cmol _c .dm ⁻³)	0,7468	a	12
	2 (≥ 11 cmol _c .dm ⁻³)	0,4274	a	6
Saturação de bases trocáveis	1 (<75%)	0,9795	a	7
	2 ($\geq 75\%$)	0,4245	b	11
pH em água	1 (<6,5)	0,8602	a	8
	2 ($\geq 6,5$)	0,4645	b	10
pH em CaCl ₂	1 (<6,0)	0,7836	a	9
	2 ($\geq 6,0$)	0,4971	a	9
Hidrogênio livre	1 (<2,5 cmol _c .dm ⁻³)	0,4652	a	9
	2 ($\geq 2,5$ cmol _c .dm ⁻³)	0,8156	a	9
Cálcio trocável	1 (9,0 cmol _c .dm ⁻³)	0,7468	a	12
	2 ($\geq 9,0$ cmol _c .dm ⁻³)	0,4274	a	6
Magnésio trocável	1 (<2,0 cmol _c .dm ⁻³)	0,7808	a	12
	2 ($\geq 2,0$ cmol _c .dm ⁻³)	0,3596	b	6
Densidade aparente	1 (<1,35 kg dm ⁻³)	0,3796	b	10
	2 ($\geq 1,35$ kg dm ⁻³)	0,9663	a	8
Densidade das partículas	1 (<2,60 kg dm ⁻³)	0,4478	a	5
	2 ($\geq 2,60$ kg dm ⁻³)	0,7144	a	13
Porosidade total	1 (<0,475 m ³ .m ⁻³)	0,9653	a	7
	2 ($\geq 0,475$ m ³ .m ⁻³)	0,4336	b	11
(b) - Condizente aos valores na água percolada por colunas de solo				
Cálcio	1 (<2,5 mg L ⁻¹)	0,7366	a	13
	2 ($\geq 2,5$ mg L ⁻¹)	0,3902	a	5
Magnésio	1 (< 1,0 mg L ⁻¹)	0,6343	a	11
	2 ($\geq 1,0$ mg L ⁻¹)	0,6500	a	7
Potássio	1 (<8,23 mg L ⁻¹)	0,7222	a	13
	2 ($\geq 8,23$ mg L ⁻¹)	0,4275	a	5
Sódio	1 (<10,5834 mg L ⁻¹)	0,7233	a	10
	2 ($\geq 10,5834$ mg L ⁻¹)	0,5367	a	8
Ferro	1 (<0,3 mg L ⁻¹)	0,5238	a	9
	2 ($\geq 0,3$ mg L ⁻¹)	0,7569	a	9
Manganês	1 (<0,002 mg L ⁻¹)	0,5037	a	7
	2 ($\geq 0,002$ mg L ⁻¹)	0,7273	a	11
Cobre	1 (<0,005 mg L ⁻¹)	0,8434	a	10
	2 ($\geq 0,005$ mg L ⁻¹)	0,3865	b	8
Zinco	1 (< 0,005 mg L ⁻¹)	0,6096	a	14
	2 ($\geq 0,005$ mg L ⁻¹)	0,7482	a	4
Alcalinidade	1 (<30 $\mu\text{g L}^{-1}$ em CaCO ₃)	0,7570	a	10
	2 ($\geq 30\mu\text{g L}^{-1}$ em CaCO ₃)	0,4946	a	8
pH	1 (< 6,3)	0,9401	a	7
	2 ($\geq 6,3$)	0,4496	b	11
Condutância elétrica	1 (<0,08 nS cm ⁻¹)	0,7154	a	12
	2 ($\geq 0,08$ nS cm ⁻¹)	0,4903	a	6
Turbidez	1 (<40 NTU)	0,4894	b	14
	2 (≥ 40 NTU)	1,1687	a	4
Temperatura	1 (<22,8 °C)	0,4211	a	5
	2 ($\geq 22,8$ °C)	0,7247	a	13
Potencial de oxidação	1 (<230 μV)	0,6662	a	6
	2 (≥ 230 μV)	0,6274	a	12

6.3.2.10 - ($MO \times E_i$) - Matéria orgânica (MO) nas camadas iniciais de solos (E_i)

Estudando a distribuição de atributos do solo em seus perfis de amostras de áreas do presente estudo, RIEDER (1995) encontrou, entre vários testados, que o modelo matemático hiperbólico do tipo $y = 1/(a+bx)$ melhor se ajustava para explicar as variações dos teores de MO (y) em função da profundidade (x) do perfil. Os teores mais elevados de MO , nos perfis analisados, em média, encontravam-se nas camadas E_1 ($58,7 \text{ g kg}^{-1}$), E_2 ($52,65 \text{ g kg}^{-1}$) e E_3 ($49,43 \text{ g kg}^{-1}$). No primeiro extrato do solo (0-10cm), as análises foram efetuadas a cada centímetro de espessura, encontrando-se, em média, nas camadas de 0-1 cm, 1-2cm e 2-3cm, respectivamente, $58,7 \text{ g kg}^{-1}$, $46,6 \text{ g kg}^{-1}$ e $43,0 \text{ g kg}^{-1}$ de MO .

Contudo, os teores das camadas E_2 (0-2 cm) e E_3 (0-3 cm), além de incluírem sucessivamente suas anteriores, na parcela seguinte de espessura, ainda apresentavam consideráveis teores de MO .

6.3.2.11 - ($MO \times MP$)-Matéria orgânica (MO) e a mobilização de resíduos de MP

Utilizando-se das discussões desenvolvidas em outros tópicos no que se refere às relações encontradas entre lixiviação de MP e atributos de solos e da água de drenagem, os resultados deste trabalho evidenciam que a MO , direta ou indiretamente, foi a principal responsável pela definição da quantidade de resíduos de MP lixiviados nos ensaios (TAB. 6.14a; 6.15; 6.16a). Por ter havido elevados teores de *areia* e baixos de *argila* nestes solos (TAB.3.6; 6.10), a MO comandou o poder de sorção ou troca de íons, e daí também a retenção de pesticidas nestes solos; assim como ainda respondeu acentuadamente pelo poder de reatividade conferido a estes solos.

6.3.2.12 - ($A_p \times C_i$)-Atributos da água percolada (A_p) pelos ensaios das comunidades (C_i)

Atributos da água percolada, como os níveis de pH , K e condutividade elétrica foram menores em C_2 em relação os de C_1 , mas o nível de Fe , Na , Cu , Zn , *alcalinidade* e *potencial de oxidação* foram semelhantes, sendo maiores os teores de Ca , Mg , Mn , *temperatura* e *turbidez da água* (TAB. 6.12). Portanto, a água, ao percolar por solos de C_2 se supre distintamente, em relação a C_1 , de alguns atributos químico-físicos propiciados pela composição da matriz solo.

6.3.2.13 - ($A_p \times P_i$) - Atributos da água percolada (A_p) por colunas de solos de diferentes posições dos terrenos no relevo (P_i)

Em 14 variáveis relacionadas com atributos da água percolada, 6 (K , Na , Cu , Zn , *turbidez* e *potencial de oxidação*) expressaram valores semelhantes nas três posições da vertente. Outras 8 foram maiores em P_1 (Ca , Mg , pH , *temperatura*, *alcalinidade* e *condutância elétrica*), em P_2 (Fe) ou em P (Mn), enquanto os valores mais baixos estiveram distribuídos em P_1 (Mn), P_2 (Ca , Mg) e P_3 (Fe , pH , *temperatura*, *alcalinidade* e *condutância elétrica*) (TAB. 6.13). Isto demonstra efeitos diferenciados da posição de solos na vertente sobre sua caracterização físico-química, o que ajuda a entender respostas diferenciadas destes solos diante das interações do homem neste ambiente.

6.3.2.14 - ($A_p \times MP$) - Atributos da água percolada (A_p) por colunas de solos e os teores de resíduos de MP mobilizados

Efeitos do pH e da *turbidez* da água percolada sobre os teores de resíduos do pesticida MP mobilizados também foram constatadas através de correlações fortes, negativa e positiva, respectivamente (TAB. 6.15).

Os valores de atributos da água percolada, pelas colunas de solos dos ensaios, também foram agrupados, binomialmente, em k_1 e k_2 . Quando o Cu e pH da água estavam situados na *categoria* k_1 ($k_{1Cu} < 0,005 \text{ mg L}^{-1}$; k_{1pH} da água $< 6,3$) havia mais (F , $\alpha < 0,05$) resíduos lixiviados (MPk_{1Cu} : $0,8434 \text{ } \mu\text{g mL}^{-1} < MPk_{2Cu}$: $0,3865 \text{ } \mu\text{g mL}^{-1}$; MPk_{1pH} : $0,9401 \text{ } \mu\text{g mL}^{-1} < MPk_{2pH}$: $0,4496 \text{ } \mu\text{g mL}^{-1}$) que na *categoria* k_2 ($k_{2Cu} \geq 0,005 \text{ mg L}^{-1}$; k_{2pH} da água $\geq 6,3$). De modo inverso ocorreu em relação a *turbidez* da água [$MPk_{1Tur < 40NTU}$: $0,4894 \text{ } \mu\text{g mL}^{-1} < MPk_{2Tur \geq 40NTU}$: $1,1687 \text{ } \mu\text{g mL}^{-1}$] (TAB. 6.16b).

Estudos de WOLFE *et al.* (1990) indicam que mesmo pequenas concentrações de sais de cobre (Cu^{2+}) podem reduzir ou desativar altas concentrações de pesticidas organofosforados presentes em substrato contaminado.

WEBER, BEST & GONESE (1993) mencionam que a degradação e a persistência de compostos com características de bases fracas, ácidos fracos, anfotéricas são dependentes do pH . Segundo a BAYER (1974) o MP é relativamente estável quando submetido a um meio com pH entre 1 e 7 mas, em pH avançando até 9, ocorre rápida decomposição. Quando é inevitável usar preparados de reação alcalina, sugerem a aplicação imediata destas caldas, pois este pesticida se decompõe rapidamente sob pH alto.

Por sua vez, no presente estudo, as quantidades lixiviadas de MP foram semelhantes ($\alpha > 0,05$) nas situações k_1 e k_2 de valores na água de Ca , K , Na , Fe , Mn , Zn , *alcalinidade*, *temperatura da água*, e de *condutividade elétrica* da água (TAB. 6.16b).

6.3.2.15 - ($P_i \times C_i$) - Posição dos terrenos das lavouras no relevo (P_i) nas comunidades (C_i)

Identificados os terços inferior (P_1), médio (P_2), e superior (P_3) das rampas dos terrenos no relevo das áreas cotonícolas de cada localidade, constatou-se que em ambas as comunidades (C_1 e C_2) os mais degradados (erodido e empobrecido) eram os solos que ocupavam a posição P_2 , enquanto os menos negativamente impactados eram os terrenos situados na posição P_1 .

6.3.2.16 - ($E_i \times C_i$)-Camadas de solos (E_i) das comunidades estudadas (C_i)

Em áreas não antropizadas as camadas superficiais de solo, quando estudadas, coincidem com uma fração da espessura de seus primeiros horizontes. Mas quando já revolvidas pelos cultivos, estas ficam desfiguradas quanto a suas características originais. No presente estudo, para ambas as comunidades (C_1 , C_2), a camada de maior interesse foi a superficial, de espessura não superior a 0,50 m. Sendo que o ensaio preliminar utilizou vários extratos entre 0,00-0,50 m, enquanto o ensaio efetivo, em função das indicações do anterior, se utilizou apenas de três extratos ($E_1 = 0-1 \text{ cm}$; $E_2 = 0-2 \text{ cm}$; $E_3 = 0-3 \text{ cm}$), pois já havia evidências de estar nestas localizados os maiores potenciais de retenção do pesticida ensaiado.

6.3.2.17 - ($t_i \times C_i$) - Momento de indução (t_i) da mobilização hídrica nos ensaios de solos das comunidades (C_i)

As localidades ou comunidades ($C_{j=1,2}$) estavam submetidas a condições climáticas regionais similares reinantes no período em que eram

aplicados pesticidas (inclusive produtos a base de *MP*) nas lavouras de algodão. Esta similaridade climática referida inclui a distribuição e a periodicidade de ocorrência de chuvas de determinadas lâminas precipitadas (mm). Diante desta semelhança de chuvas incidentes e reincidentes em mesmos intervalos de tempo, estabeleceu-se o momento de indução da mobilização hídrica de resíduos de *MP* nos ensaios ($t_{i=0,1,2}$).

6.3.2.18 - ($MP \times C_i$) - Resíduos de *MP* lixiviados nos solos das comunidades (C_i)

O teor médio lixiviado de resíduos de *MP* foi menor ($F; \alpha < 0,05$) na comunidade C_1 (5,16%) que em C_2 (11,43%), resultando que os ensaios com solos de C_2 deixaram lixiviar 2,21 vezes mais resíduos que em relação aos solos de C_1 (TAB. 6.7; 6.8; 6.9; 6.17). Portanto, em C_1 os resíduos de *MP* resistem mais a sua mobilização vertical no solo, o que, por conseguinte mantém a contaminação mais superficialmente, em comparação a C_2 . Assim, resíduos de *MP* atingem maiores profundidades em C_2 que em relação a C_1 .

6.3.2.19 - ($P_i \times E_i$) - Posição do terreno no relevo (P_i) e camadas de seus solos (E_i)

É de se esperar que cada uma das três camadas de solos ($E_{i=1,2,3}$) em cada posição topográfica dos terrenos no relevo ($P_{i=1,2,3}$) se diferenciem entre si e entre posições. Isto devido aos aspectos pedogenéticos envolvidos, como pela diferenciada dinâmica biótica e abiótica própria de cada local. Tais aspectos afetam o potencial de adsorção e de degradação de pesticidas quando seus solos são contaminados. Por isto espera-se também que a performance da lixiviação de resíduos de *MP* venha se diferenciar nos ensaios das combinações possíveis ($E_i \times P_i$). Entretanto, atributos do solo e da água interferentes e em desproporcionalidade com as premissas, podem levar a manifestação de comportamentos distintos dos esperados em algumas interações $E_i \times P_i$. O que de fato ocorreu no presente estudo, por exemplo, entre E_2 e E_3 de qualquer P_i e, entre P_1 , P_2 e P_3 da camada E_1 , com relação a quantidade de pesticida mobilizado.

6.3.2.20 - ($P_i \times t_i$) - Posição do terreno no relevo (P_i) e o momento da indução (t_i) da percolação de água nestes

As diferentes posições que um terreno pode ocupar numa rampa do relevo, inclusive se tivessem solos iguais em todas as suas características, quando submetidos a chuvas de mesma altura e intensidade, havendo escoamento superficial, haveria volume e oportunidade diferenciada, ladeira abaixo, de água para infiltrar. Isto devido aos acréscimos dos excedentes diferenciais do "run-off" à quantidade precipitada em cada superfície local. Também devido a progressiva oportunidade de infiltração ladeira abaixo, cujos sucessivos pontos continuam recebendo, por um tempo diferencial, água em escoamento superficial, até o esgotamento total desta fonte. Portanto, nas condições mencionadas, os fatos mostram que, ao não haver infiltração local integral das chuvas ocorridas, haverá escoamento superficial. E, neste caso então, a lâmina de água disponibilizada (mm) e o tempo de oportunidade (t_i) de indução da mobilização edafo-hídrica com esta,

TABELA 6.17 - Comparação relativa do risco de danos ao ambiente e à saúde humana devido ao uso de pesticidas, influenciados por fatores do meio físico ($R_{CDPAH/C_i, P_i, E_i, t_i}$) de duas comunidades (C_1, C_2), Cáceres, MT, Brasil, entre 1992-97.

Fatores do meio físico, influentes no risco ($R_{CDPAH/C_i, P_i, E_i, t_i}$)		Comunidades / expressões comparativas (% de pesticida lixiviado) ⁽²⁾				Saldo comparativo do risco entre comunidades (C_1, C_2) (igual: =, ; Desigual: ≠)	
		Facão (C_1)		Barra Nova (C_2)			
		Magnitude da variável	Risco relativo	Magnitude da variável	Risco relativo		
Comunidade-Solos ⁽¹⁾		5,16 b	-	11,43 a	+	≠	
Posição no relevo	P ₃ . Terço superior	2,78 b	-	11,89 a	+	≠	
	P ₂ . Terço médio	8,85 b	-	15,19 a	+	≠	
	P ₁ . Terço inferior	3,85 s	≡	7,22 s	≡	=5,54%	
Espessura-coluna solo	E ₁ . (0-1 cm)	9,56 b	-	23,48 a	+	≠	
	E ₂ . (0-2 cm)	3,21 b	-	6,45 a	+	≠	
	E ₃ . (0-3 cm)	2,72 s	≡	4,38 s	≡	=3,55%	
Momento percolação	t ₀ (30 min)	14,25 b	-	32,45 a	+	≠	
	t ₁ (2 dias)	0,80 b	-	1,44 a	+	≠	
	t ₂ (4 dias)	0,45 s	≡	0,43 s	≡	=0,44%	
Totais	Semelhante (s)/ (≡)	3	3(≡)	3	3(≡)	3/3(≡)	
	Diferente	Maior(a)/(+)	0	0(+)	7	7(+)	0/7(+)
		Menor(b)/(-)	7	7(-)	0	0(-)	7/0(-)
Soma Geral (sem repetição)		10	10	10	10	10/10	

OBS.:⁽¹⁾ Solos:-No Facão (C_1), nas três posições P_1, P_2, P_3 , ocorre uma classe de solo;-Na Barra Nova (C_2), ocorrem, nas posições P_1, P_2 e P_3 distintos solos.

⁽²⁾ Convenções utilizadas: (s) ou ≡ : Magnitude semelhante; (a) ou (+): Magnitude maior; b ou (-): Magnitude menor; (=): Igual; (≠): Diferente, tudo com base em testes estatísticos (F, Tukey a 5%)

será crescente dos terrenos em posição mais alta (P_3) para os situados na parte mais baixa (P_1) da ladeira. Diante destas considerações, o modelo de ensaio usado tem ressalvas, e os resultados do presente estudo validam-se apenas para as situações que recebem a mesma lâmina de água para ser integralmente infiltrada em mesmo tempo de oportunidade (t_i) nas colunas de solo.

6.3.2.21 - ($P_i \times MP$) - Posição no relevo (P_i) e resíduos de MP lixiviados

O teor lixiviado de MP foi menor (F, $\alpha < 0,05$) no terço inferior (P_1 : 5,54%) e, maior no terço médio (P_2 : 12,02%), enquanto no terço superior (P_3 : 7,34%) não diferiu de ambos os anteriores (TAB. 6.7; 6.8; 6.9). Portanto, demonstra-se efeito diferenciado de posições que um terreno pode ocupar no relevo sobre a mobilização edafo-hídrica de pesticidas nestes.

6.3.2.22 - ($E_i \times t_i$) - Camadas de solos (E_i) e o momento de indução (t_i) da percolação de água nestes

Nas interpretações dos resultados deste tipo de ensaios deve ser considerado que as lâminas de água mobilizadoras perfil adentro são decrescentes, pois os trechos anteriores retêm uma porção diferencial. Salvam-se as situações em que toda a lâmina aplicada se constituir em água gravitacional (ou de movimentação livre), o que acontece quando o solo já esteja suprido até a "capacidade de campo", ou seja, quantidade de água capaz de ser retida, pelo solo, com tensão superior a 1/3 de atmosfera. Na primeira camada de solo (E_1), devido ao maior volume excedente de água disponibilizado a esta, há um pequeno diferencial, em relação as camadas seguintes ($E_{i=1,2}$), de tempo de oportunidade(t_i) à mobilização hídrica. Quando estudos de altíssima precisão são requeridos, isto deve ser considerado.

6.3.2.23 - ($E_i \times MP$) - Camadas de solos (E_i) e resíduos de MP lixiviados

Inicialmente efetuou-se estudo em vários extratos mais espessos (5- 50 cm) que os definitivos (0-3 cm), contaminados superficialmente por MP . Porém, nos extratos mais espessos que 5 cm não foram detectados presença de resíduos de MP na água percolada pelos mesmos. Revisões da NRA (1999) mencionam pesquisas de campo que também não detectaram o pesticida MP e seus metabólicos abaixo de 10 cm de camada de solos, distintamente dos resultados de ensaios laboratoriais de mobilização. Conforme sugere NASCIMENTO (2005), então, se eventualmente resíduos de MP venham a ser encontrados em águas de lagoas, rios e poços, é mais provável que sua origem derive de processos erosivos, runoff ou mesmo ventos.

A camada de solo de espessura E_1 (0-1 cm) permitiu a mobilização hídrica, em média, de 16,52% da concentração do pesticida MP aplicado previamente na superfície, enquanto que as de espessuras E_2 (0-2 cm: 4,83%) e E_3 (0-3 cm: 3,55%) permitiram a lixiviação de teores semelhantes ($\alpha > 0,05$), mas entre 3,4 e 4,6 vezes menores ($\alpha < 0,05$) que os resíduos mobilizados em E_1 (TAB. 6.7; 6.8; 6.9).

6.3.2.24 - ($t_i \times MP$) - Momento da indução (t_i) da mobilização de água nos ensaios e os resíduos de MP lixiviados nestes

Em conseqüência da lâmina de água aplicada (90 mm) em cada tratamento, observou-se em t_0 (indução da drenagem após a contaminação-*im*: 30 min) lixiviar mais resíduos de MP que em t_1 (*im*: 2º dia) e em t_2 (*im*: 4º dia).

Os teores de resíduos de MP lixiviados foram 53 vezes mais elevados ($\alpha < 0,05$) em t_0 (23,35%) que o arraste remanescente, quando provocados dois dias (t_1 : 1,12%) e quatro dias após (t_2 : 0,44%) (TAB. 6.7; 6.8; 6.9).

A mobilização hídrica, quando ocorre imediatamente após a contaminação pelo pesticida MP , pode não dar um tempo de oportunidade suficiente para o potencial de retenção exercer seus efeitos plenos. Provavelmente seja uma das razões que fluxos hídricos (tais como infiltrações de águas de chuvas) imediatos conseguem remover quantidades maiores de resíduos de pesticidas que os ocorrentes depois de algum tempo (Ex.: t_1 , t_2). Há de se considerar, também, que o retardamento da manifestação dos eventos mobilizantes (chuvas, irrigação) oportuniza o início e, também, um maior tempo aos processos de degradação. WOLFE, MINGELGRIN & MILLER (1990) mencionam que poucas horas de oportunidade podem ser insuficientes também para estabelecer populações microbiais requeridas ao processo de biodegradação.

Porém, chuvas mais tardias teriam disponíveis quantidades menores de pesticidas para serem removidos. Em conjunto, isso estaria explicando o decréscimo, com o passar do tempo, da concentração de resíduos do pesticida MP na água percolada em colunas de solo contaminadas previamente.

Entretanto, conforme BOLLAG & LIU (1990), em futuro breve, provavelmente se terá desenvolvido e disponível uma tecnologia (engenharia genética microbiana) embutida nos pesticidas capaz de degradar ou desativar o veneno logo após ter produzido o efeito desejado sobre o alvo (tempo mínimo). É possível que tais tecnologias venham contribuir, inclusive, para a despoluição de ambientes quimicamente contaminados.

A transgenia é promissora para um breve futuro, vindo a superar paradigmas atuais e revolucionar também as tecnologias fitossanitárias do presente, devendo minimizar riscos de poluição e de impactos aos ambiente e homem.

Estudos complementares sobre o efeito da intensidade e frequência de

chuvas no transporte edafohídrico de resíduos de pesticidas ficam sugeridos, o que permitiria relacionar a mobilização de resíduos de pesticidas com a distribuição de chuvas normais ocorrentes, em diferentes regiões climáticas.

6.3.3 - Interação tripla de fatores

6.3.3.1 - ($S_o \times MO \times MP$) Atributos do solo (S_o), matéria orgânica (MO) e os resíduos de MP lixiviados

Dos atributos físicos do solo, tanto a densidade aparente (d_a) como a porosidade (P_t), estiveram correlacionadas de modo forte com a MO , e de forma negativa e positiva, respectivamente. Enquanto, dos atributos químicos do solo, com a MO estiveram correlacionados, de forma positiva e forte o pH , o Mg^{++} a S' e a $V\%$. Porém, os teores de MP lixiviados estiveram correlacionados de modo forte e negativamente com a MO . Enquanto atributos físicos (d_p , P_t), positiva e negativamente, e químicos (pH , Mg^{++} , S' , $V\%$) negativamente, estiveram correlacionados, todos de modo forte, com os teores de resíduos de MP lixiviados. Isto mostra efeito interativo e interdependente da lixiviação de MP de atributos do solo que estão relacionados com a MO (TAB. 6.14a; 6.15).

6.3.3.2 - ($S_o \times A_p \times MP$) - Atributos do solo (S_o), da água (A_p) e os resíduos de MP lixiviados

A turbidez da água percolada estava relacionada com alguns atributos de solo, e também com os teores de resíduos de MP lixiviados. A diminuição dos níveis de MO ($r_{tur} = -0,66$), de P_t ($r_{tur} = -0,66$), de $V\%$ ($r_{tur} = -0,64$) e a elevação da d_p ($r_{tur} = 0,63$), implicou em aumento da turbidez da água (tur) que, por sua vez, revelou a lixiviação de maiores teores de resíduos de MP ($r_{tur} = 0,60$) (TAB. 6.14a; 6.15).

Contudo, a turbidez pode não ser propriamente um indutor de lixiviação de pesticidas, mas sim um revelador indireto do efeito dos teores de MO na mobilização ou retenção de resíduos de MP no solo. Os teores de MO indicaram estar inversamente associados a turbidez. Isto significa que a água percolada provinda de solos com menos MO se apresentou mais turva. Esta maior turbidez supõe-se que esteja relacionada a presença de maiores teores de argila dispersa. Estes materiais coloidais removidos, durante a mobilização hídrica, provavelmente trouxeram consigo MP já adsorvido, misturando-se na água percolada.

Foi constatado também que o teor de MP mobilizado esteve forte e negativamente correlacionado com os valores de pH da água de percolação ($r = -0,60$) (TAB. 6.14b). Entretanto, deve ser observado que este pH esteve correlacionado positivamente, com alguns atributos do solo, de modo forte, com os valores de MO ($r = 0,67$), K^+ ($r = 0,82$), $V\%$ ($r = 0,80$) e S' ($r = 0,60$) e; de modo fortíssimo com os valores de pH do solo ($r = 0,90$). Com exceção do K^+ , as demais variáveis correlacionadas com o pH da água percolada estiveram também correlacionados, pelo menos de modo forte, com os teores de MO dos solos usados (TAB. 6.14a).

Entretanto, o K^+ no solo também mostrou estar correlacionado ($r = -0,69$) com a lixiviação de resíduos do pesticida MP nas colunas ensaiadas (TAB. 6.15). Porém, efeitos similares não foram encontrados na literatura consultada.

Mas é possível que solos melhor supridos em K^+ tenham propiciado, na disputa por sítios de adsorção, maiores oportunidades de troca com moléculas do pesticida MP . Com isto pode ter havido maior liberação de K^+ do solo para a água de percolação e, conseqüentemente, maior retenção de MP da água contaminada em processo de drenagem.

6.3.3.3 - ($S_o \times C_i \times MP$) – Atributos de solos (S_o) nas comunidades (C_i) estudadas, e os resíduos do pesticida MP lixiviados

Além da MO , atributos de solos que estiveram correlacionados fortemente com os teores de MP lixiviados foram o K^+ , pH , S' e $V\%$, d_a e P_t dos solos (TAB. 6.10; 6.15). Destes, apenas a d_a esteve correlacionado positivamente com o MP , enquanto os demais negativamente (TAB. 6.16a).

6.3.3.4 - ($S_o \times P_i \times MP$) – Posições dos terrenos no relevo (P_i), atributos de seus solos (S_o), e os resíduos do pesticida MP lixiviados

Os menores teores de resíduos de MP lixiviados foram verificados no ensaio representativo da posição P_1 (5,54%) (TAB. 6.8), que possuía menores teores de *argila* ($98,66 \text{ g kg}^{-1}$), de H^+ ($2,100 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$), menor d_p ($2,552 \text{ kg dm}^{-3}$), mas possuía os maiores níveis de MO ($63,66 \text{ g kg}^{-1}$), CTC ($16,68 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$), S' ($14,528 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$), $V\%$ (87,40%), Ca^{++} ($12,383 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$), pH em água e em $CaCl_2$ do solo (7,0 e 6,5, respectivamente), e maior P_t ($0,539 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) (TAB. 6.11). Em oposição, as mais altas lixiviações de MP foram reveladas na posição P_2 (12,02%), que possuía, também baixos teores de *argila* ($110,16 \text{ g kg}^{-1}$), os menores níveis de MO ($41,33 \text{ g kg}^{-1}$), CTC ($10,572 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$), S' ($7,856 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$), $V\%$ (73,798%), Ca^{++} ($6,400 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$), pH em água e em $CaCl_2$ do solo (6,5 e 5,7, respectivamente), e menor P_t ($0,462 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$), mas possuía maiores valores de d_a ($1,447 \text{ kg dm}^{-3}$) e d_p ($2,694 \text{ kg dm}^{-3}$). As posições ($P_{i=1,2,3}$) estiveram forte e negativamente correlacionadas com o pH do solo ($r = -0,60$), S' ($r = -0,73$) e MO ($r = -0,61$) (TAB. 6.14a,b). Isto significa que os níveis de pH , S e MO diminuem ladeira acima (TAB. 6.11). Estas mesmas três variáveis se correlacionam também forte e negativamente com os teores de MP lixiviados (TAB.6.15). Também se diferenciaram, em sua magnitude, entre posições (P_i), e estiveram correlacionados fortemente com os teores de MP lixiviados, $V\%$, a d_a e P_t dos solos (TAB. 6.11; 6.15). Destes, a d_a esteve correlacionado positivamente com o MP , enquanto $V\%$ e P_t negativamente.

RIEDER (1995) verificou que o solo do terço médio (P_2) da vertente estudada, em relação aos do terço superior (P_3) e inferior (P_1), possuía menor teor de *argila* e de MO nas camadas analisadas, o que é coerente com os resultados do presente trabalho.

6.3.3.5 - ($E_i \times S_o \times MP$) – Camadas (E_i) e atributos de solos (S_o) e a mobilização hídrica de MP nestes

Atributos do solo que exercem forte influencia na adsorção (Ex.: MO) ou que aceleram o processo de degradação (Ex.: S' , Ca^{++} , K^+ , Mg^{++}) de pesticidas, geralmente, se apresentam em maior magnitude nas proximidades da superficial dos solos. Uma investigação de RIEDER (1995) confirmou tendência de decréscimo dos valores assumidos por estes atributos da superfície para dentro do perfil dos solos estudados. Assim, tanto a adsorção como a degradação de pesticidas deve ocorrer com mais intensidade na superfície do solo e em suas proximidades, ou seja, nas primeiras camadas do solo, decrescendo em profundidade. Os resultados no presente estudo confirmam isto. Contudo, a quantidade de moléculas de pesticidas que ultrapassa determinada camada do perfil deste solo é inversamente proporcional a extensão do trecho que as mesmas terão oportunidade de percorrer, ou seja, no presente estudo, a espessura das colunas de solos. Sob enfoque contrário, pode-se afirmar que a quantidade de moléculas retidas ao longo das colunas de solos é proporcional a extensão percorrida pela água mobilizadora das mesmas. Pois aumenta a chance das mesmas serem aprisionadas nos sítios de adsorção expostos ao longo do caminho da água de drenagem. Isto explica o

decréscimo dos teores de resíduos de *MP* com o aumento da espessura das colunas de solo do presente estudo.

6.3.3.6 - ($MO \times A_p \times C_i$) - Relação de atributos da água percolada (A_p) com a matéria orgânica do solo (MO) em comunidades estudadas (C_i)

Alguns atributos da água percolada (TAB. 6.12), com valores menores na comunidade C_1 , estiveram fortemente correlacionados positiva (Ca^{++}) e negativamente (Mn^{++} e *turbidez*) com a MO do solo (TAB. 6.14a). Enquanto outros (*pH* e *condutividade elétrica*), com valores maiores em C_1 , estiveram forte e positivamente correlacionados com os teores de MO do solo. Embora a *alcalinidade* tenha sido semelhante (F ; $\alpha > 0,05$) nas duas comunidades (TAB. 6.12), a mesma apresentou-se forte e positivamente correlacionada com os teores de MO do solo (TAB. 6.14a).

6.3.3.7 - ($MO \times A_p \times MP$) - Matéria orgânica dos solos (MO), atributos da água (A_p) e a mobilização de MP nos ensaios

De modo semelhante aos efeitos dos atributos dos solos, em geral, os da água percolada correlacionados com os teores de resíduos nela presentes indicam, também, a existência de relação direta ou indireta com os teores e funções da matéria orgânica nestes solos (TAB. 6.14a; 6.15; 6.16).

6.3.3.8 - ($MO \times C_i \times MP$) - Matéria orgânica de solos (MO), comunidades estudadas (C_i), e a mobilização de resíduos de MP nos ensaios

Os solos de C_1 e de C_2 estudados, apesar de terem apresentados (TAB. 3.6; 6.14) elevados teores de areia (700-850 g kg⁻¹) e baixos teores de argila (80-200 g kg⁻¹) e silte (50-100 g kg⁻¹) demonstraram poder considerável de retenção de resíduos de pesticidas em suas camadas superficiais (TAB. 6.8; 6.9). Essa retenção ou resistência à mobilização provavelmente esteja sendo comandada mais intensamente pela presença de bons teores de matéria orgânica presentes nessas camadas (TAB. 6.14; 6.16a). BENEVENUTO (1983) confirma essas previsões, constatando que solos com menos de 10g/kg de carbono orgânico, proporcionarão arraste mais acentuado de pesticida para as camadas mais profundas, podendo ocasionar contaminação no lençol freático, quando este estiver mais próximo da superfície do terreno.

6.3.3.9 - ($MO \times P_i \times MP$) - Matéria orgânica dos solos (MO), posições dos terrenos no relevo (P_i) e a mobilização de resíduos de MP nos ensaios

Os ensaios de colunas de solo das diferentes posições do relevo (P_1 , P_2 e P_3) mais bem supridas em MO (P_1 : 63,66 g kg⁻¹; P_3 : 44,33 g kg⁻¹) (TAB. 6.11) deixaram lixiviar menos MP (P_1 : 5,54 % \leq P_3 : 7,34 % \leq P_2 : 12,02 %) que na posição com teores mais baixos de MO (P_2 : 41,33 g kg⁻¹) (TAB. 6.8; 6.9; 6.11). Isto evidencia, em mais um aspecto, o poder de interferência da MO nestes processos.

6.3.3.10 - ($MO \times E_i \times MP$) - Matéria orgânica (MO), camadas dos solos estudados (E_i), e a mobilização de MP nos ensaios

As três primeiras camadas superficiais dos solos, bem supridas de MO ($MO_{E1} > MO_{E2} > MO_{E3}$), exerceram retenção do 96,45% do pesticida MP aplicado na superfície das colunas de solo dos ensaios ($E_1 = 1$ cm: 83,48%; E_1+1 cm = E_2 : 95,17%; E_2+1 cm = E_3 : 96,45%) (TAB. 6.9). Este maior potencial de retenção de pesticidas das camadas superficiais do solo, verificadas no presente estudo, está coerente com menções de ADAMS Jr. (1973), HAMAKER (1975), HAQUE (1975), KATAN *et al.*, (1976) e BERG; LEPSCH & SAKAI (1987).

Porém ficou constatado uma retenção diferencial de *MP* desproporcional nas camadas seguintes (E_2 ou E_3), as quais derivam da anterior (E_1 ou E_2) acrescida de 1 cm, o que não pode ser atribuído unicamente a diferenças nos atributos dos solos eventualmente existentes entre camadas.

RIEDER (1995), estudando a distribuição da *MO* nos perfis de três sistemas de uso e manejo atual de solos (S_1 - área virgem; S_2 - Pastagem; S_3 - Agricultura) da comunidade C_2 , encontrou que o modelo matemático Hiperbólico do tipo $y = 1/(a+bx)$ melhor se ajustava para explicar as variações dos teores de *MO* (y) em função da profundidade(x) do perfil, de qualquer um dos três sistemas. Contudo, em S_1 as três camadas iniciais possuíam, em média, teores 2,3 vezes superiores de *MO* que em S_2 , enquanto que, no presente estudo, S_2 deixou lixiviar teores de *MP* 2,1 vezes maiores que em S_1 . Os solos representativos destes três sistemas ($S_{1,2,3}$), no presente estudo, deixaram, em média, lixiviar 3,64 vezes mais resíduos de *MP* na camada E_1 (0-1 cm) que na camada E_2 (0-2 cm), porém desta para E_3 (0-3 cm) a diferença já não foi tão expressiva (1,47 vez). Isto indica que em E_1 , E_2 e E_3 ficaram retidos, respectivamente, 76,52 %, 93,55% e 95,62 % do total de *MP* aplicado na superfície dos ensaios (TAB. 6.8; 6.9). O que se observa, nos leva a suspeitar que o elevado poder de retenção de *MP* em E_1 de fato possa ser atribuída aos bons teores de *MO* neste solo. Embora a *MO* possa ter sido a principal componente, neste modelo experimental, que teria determinado o tipo de mobilização de *MP*, outros fatores como, os tempos de oportunidade às interações entre *MP*, água e solo (contendo *MO*) podiam ainda não ter se completado.

Os indicativos no presente trabalho levam a acreditar que as camadas superficiais de solos, estando bem supridas de *MO* e adequadamente manejadas, sejam as mais potentes para reterem, exercerem resistência à mobilização e para favorecerem a decomposição ou desativação de pesticidas lançados no ambiente.

Por outro lado, em solos submetidos a ações antrópicas pouco preparadas para resguardarem ou recomporem níveis adequados de *MO*, em especial com referência a camadas superficiais, a mobilização de poluentes químicos no perfil fica facilitada, principalmente se os solos forem muito arenosos.

6.3.3.11 - ($A_p \times C_i \times MP$) - Atributos da água (A_p), comunidades (C_i) e a lixiviação de *MP*

A princípio acreditava-se que a mobilização de *MP* e seus metabólicos nos ensaios referentes à comunidade C_1 , em relação dos de C_2 (TAB. 6.8; 6.9), seria favorecida pelo *pH* mais elevado da correspondente água de percolação (TAB. 6.12). Mas houve uma relação negativa ou inversa entre *pH* da água percolada e teores de *MP* mobilizados por esta (TAB. 6.15; 6.16b). O que pode significar que em ambientes mais ácidos, superficialmente contaminados, fluxos hídricos podem arrastar maiores teores de pesticidas “perfil adentro”, a exemplo do ocorrido no presente ensaio com o *MP*. Contudo, os valores do *pH* da água e os teores de *MP* lixiviados estiveram, ambos, correlacionados de modo forte com a *MO* ($r_{pH\text{água} \times MO} = 0,67$; $r_{MP \times MO} = -0,66$; $r_{pH\text{água} \times MP} = -0,60$) (TAB. 6.14a).

6.3.3.12 - ($A_p \times P_i \times MP$) - Atributos da água de percolação (A_p), posições ocupadas no relevo pelos solos (P_i) e os resíduos de *MP* lixiviados

Ao relacionar os resíduos de *MP* mobilizados na posição P_1 (5,54%) - onde foram menores (TAB.6.8; 6.9), com atributos da água de percolação (TAB.6.13), constatou-se que nestas havia a presença de maiores níveis de *Ca* ($7,068 \cdot 10^{-3} \text{ g L}^{-1}$), *Mg* ($1,920 \cdot 10^{-3} \text{ g L}^{-1}$), *alcalinidade* ($42,333 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ em CaCO_3), *pH* (6,46), *condutância elétrica* ($0,101 \text{ nS cm}^{-1}$) e *temperaturas* ($23,03 \text{ }^\circ\text{C}$); mas ocorriam os mais baixos teores de *Mn* ($0,015 \cdot 10^{-3} \text{ g L}^{-1}$). Em contraste, na posição P_2

(12,02%), onde ocorreram as mais altas mobilizações de *MP*, na água de percolação de seus ensaios, havia os mais baixos teores *Ca* ($0,632 \cdot 10^{-3} \text{ g L}^{-1}$) e *Mg* ($0,610 \cdot 10^{-3} \text{ g L}^{-1}$), e o mais alto teor de *Fe* ($0,369 \cdot 10^{-3} \text{ g L}^{-1}$). O *pH* da água apresentou correlações forte e negativa com o *Mn* ($r = -0,84$) e, forte e positiva com a *condutância elétrica* da água ($r = 0,73$) e com a *MO* ($r = 0,67$) do solo usado nas colunas de percolação (TAB. 6.14a). O *Ca* da água apresentou correlação forte e positiva com a *MO* ($r = 0,62$). Os maiores teores de *Ca* e *Mg* em água percolada foram encontrados na posição que mobilizou menos resíduos de *MP*, enquanto os respectivos menores teores foram verificados na posição que mais mobilizou *MP* em seus correspondentes ensaios de percolação (TAB 6.8; 6.9; 6.13). O que leva supor a existência de funções de dependência entre os teores lixiviados e os níveis destas variáveis, direta ou indiretamente.

6.3.3.13 - ($t_i \times A_p \times MP$) - Momento da indução (t_i) da mobilização hídrica em solos, atributos da água percolada (A_p), e os resíduos de *MP* nesta

Suspeita-se que entre o início da drenagem e até a extração do analito possam ocorrer também transformações abióticas, induzidas por algumas propriedades da água como o seu *pH* (o que mais afeta a estabilidade do pesticida), diante das condições ambientais (microclima) e de íons que possuem afinidade reativa com as moléculas de resíduos de *MP*.

6.3.3.14 - ($C_i \times P_i \times MP$) – Comunidades (C_i), posições do terreno no relevo (P_i) e os resíduos do pesticida *MP* lixiviados

Embora os solos sejam de mesmas classes na comunidade C_1 ao longo da vertente estudada (P_1, P_2, P_3) (TAB. 3.6), os teores de resíduos lixiviados nos respectivos ensaios foram mais elevados (F; Tukey; $\alpha < 0,05$) no terço médio ($P_2 = 8,85 \%$) em relação aos do terços inferior ($P_1 = 3,85 \%$) e superior ($P_3 = 2,78 \%$) da vertente, estas últimas não diferindo entre si (F; Tukey; $\alpha > 0,05$) (TAB.6.9). Na comunidade C_1 , a média de resíduo de *MP* lixiviado na posição P_2 foi 3,18 vezes maior que em P_3 . As diferenças devem estar relacionadas aos distintos potenciais de sorção das amostras analisadas, o que concorda com observações similares de HAMAKER (1975). Estudando também um pesticida organofosforado (malation), HIRATA *et al.* (1986) verificaram que a velocidade de degradação variou conforme o tipo de solo com que interage, estando estreitamente ligada a fenômenos de sorção.

Já na comunidade C_2 , com solos distintos nas três posições da vertente (P_1, P_2 e P_3) (TAB. 3.6), os teores de resíduos lixiviados de *MP* nas respectivas colunas também diferiram entre si (F; Tukey; $\alpha < 0,05$), havendo em P_2 (15,19 %) 1,27 e 2,10 vezes mais resíduos de pesticida lixiviados que em P_3 (11,89 %) e em P_1 (7,22 %) (TAB. 6.9).

6.3.3.15 - ($C_i \times E_i \times MP$) – Comunidades (C_i), camadas do solo (E_i) e os resíduos do pesticida *MP* lixiviados em ensaios com seus solos

Nas comunidades C_1 e C_2 os teores de resíduos de *MP* lixiviados foram mais elevados (F; Tukey; $\alpha < 0,05$) nos respectivos ensaios da camada E_1 (9,56 % e 23,48 %) em relação às camadas E_2 (3,21 % e 6,45 %) e E_3 (2,72 % e 4,38%), estas duas não diferindo entre si em ambas as comunidades (TAB. 6.9; 6.17). Mas os teores lixiviados tanto nas camadas E_1 como E_2 distinguiram-se entre C_2 e C_1 , sendo, respectivamente, 2,45 e 2,00 vezes maiores nas camadas de solos de C_2 .

O decréscimo de concentração de resíduos na água percolada com a ampliação da espessura das camadas de solo, verificada através do ensaio de colunas de solos de C_1 e de C_2 , indica a continuidade da existência de sítios de retenção com a penetração no perfil (colunas de solo). Pode haver diferentes

respostas entre solos e, também pode não se conservar uma razão constante entre resíduos lixiviados e a espessura de sucessivas camadas de solos atravessadas pela água, observações que conferem com resultados obtidos com triazinas por LANGENBACH & SCHROLL (1999).

6.3.3.16 - ($t_i \times C_i \times MP$) - Momento da indução (t_i) da mobilização hídrica em solos de distintas comunidades (C_i), e os resíduos de MP lixiviados

Os teores de resíduos do pesticida MP lixiviados, nos dois primeiros momentos de indução t_0 (30 min) e t_1 (2 dias) foram mais elevados ($\alpha < 0,05$) nas colunas de solo da comunidade C_2 ($t_0 = 32,45\%$ e $t_1 = 1,44\%$) do que nas de C_1 ($t_0 = 14,25\%$ e $t_1 = 0,80\%$) (TAB. 6.9; TAB. 6.17). Entretanto, no terceiro momento de indução (t_2 : 4 dias) os teores de MP lixiviados foram semelhantes ($\alpha > 0,05$) nas duas comunidades (0,44 %). Os resultados do ensaio indicaram que chuvas imediatas após a contaminação da superfície do solo são capazes de arrastar para dentro do perfil teores expressivos de pesticidas. Sendo que na comunidade C_2 os solos expressaram-se mais frágeis à retenção, propiciando a maior concentração de veneno na água percolada.

6.3.3.17 - ($P_i \times E_i \times MP$) Posições do terreno no relevo (P_i), camadas do solo (E_i) e os teores de resíduos de MP mobilizados

Os teores de MP lixiviados, nas três posições relativas na vertente dos terrenos amostrados (P_1 , P_2 e P_3), foram sensivelmente mais acentuados ($\alpha < 0,05$) nas camadas E_1 (13,3 %; 20,25 % e 16,01 %) em relação aos teores lixiviados de suas camadas E_2 e E_3 , estas últimas não se diferenciando entre si (P_1E_1 : 13,31 % > P_1E_2 : 2,85 % = P_1E_3 : 0,46 %; P_2E_1 : 20,25 % > P_2E_2 : 7,98 % = P_2E_3 : 7,85 %; P_3E_1 : 16,01 % > P_3E_2 : 3,66 % = P_3E_3 : 2,35 %) (TAB. 6.9). Mas observa-se que os teores lixiviados de MP nas camadas E_2 e E_3 em P_2 foram maiores que nas correspondentes camadas de P_1 e de P_3 . Houve uma enorme distinção entre as três posições quanto a proporcionalidade de lixiviação ocorrida em suas camadas E_1 com relação as de E_3 . Com base nas análises de outros fatores já efetuadas, as evidências indicam que estas distinções se devem principalmente devido ao efeito dos teores de MO em todos os P_i e E_i .

6.3.3.18 - ($t_i \times P_i \times MP$) - Momento da indução (t_i) da mobilização hídrica, posições no relevo (P_i), e os resíduos de MP lixiviados

Nas três posições relativas na vertente dos terrenos amostrados (P_1 , P_2 e P_3) a mobilização hídrica do pesticida MP foi sensivelmente mais acentuada ($\alpha < 0,05$) quando a percolação foi induzida 30 min (t_0) após a contaminação da superfície do que nas induções à lixiviação de resíduos remanescentes, em dois outros momentos (t_1 : 2 dias; t_2 : 4 dias), estes últimos não se diferenciando (P_1t_0 : 15,76 % > P_1t_1 : 0,54 % = P_1t_2 : 0,33 %; P_2t_0 : 34,25 % > P_2t_1 : 1,47 % = P_2t_2 : 0,35 %; P_3t_0 : 20,04 % > P_3t_1 : 1,34 % = P_3t_2 : 0,63 %) (TAB. 6.9). Mas observa-se que os teores lixiviados de MP em P_1 (15,76% e 0,54%) foram menores que em P_2 (34,25 % e 1,47 %), tanto nas induções t_0 como em t_1 , o que deve estar relacionado principalmente as diferenças nos teores de MO nos solos destas duas posições (TAB.6.14a; 6.11; 6.15; 6.16a). Mas, independente da posição do terreno (P_i), a lixiviação de resíduos MP foi expressivamente maior na primeira indução (t_0) da mobilização edafo-hídrica, mas não é necessariamente de mesma magnitude entre as posições (TAB. 6.8).

6.3.3.19 - ($E_i \times t_i \times MP$) - Momento da indução (t_i) da drenagem, camadas do solo (E_i), e os teores de resíduos de MP lixiviados

Nas três colunas de solo estudadas (E_1 , E_2 e E_3) a mobilização hídrica do pesticida MP foi sensivelmente mais acentuada ($\alpha < 0,05$) quando induzida 30 min (t_0) após a contaminação da superfície do que nos outros dois momentos (t_1 : 2 dias; t_2 : 4 dias) [(E_{1t_0} : 47,976 % > E_{1t_1} : 0,98 % = E_{1t_2} : 0,62 %; E_{2t_0} : 13,27 % > E_{2t_1} : 0,83 % = E_{2t_2} : 0,39 %; E_{3t_0} : 8,82 % > E_{3t_1} : 1,53 % = E_{3t_2} : 0,31 %)] (TAB. 6.9). Estas distinções entre camadas (E_i) e momentos da drenagem (t_i), provavelmente, também estejam fortemente influenciadas pelos seus teores diferenciados de MO (sendo $MO = 1/(a+bE_i)$), pelo conteúdo remanescente de MP no solo, pelos níveis e processos de ocupação e desocupação dos sítios de sorção e, pela degradação ocorrida.

Em conformidade com outros estudiosos, condições climáticas (OLIVEIRA & BEGAZO, 1989) e os agentes da biodegradação (GORING *et al.*, 1975), com efeitos combinados e potencializados em ambientes tropicais, já devem estar, provavelmente, no 4º dia, intensificando o processo de destinação final do pesticida.

6.3.4 - Tetra interação entre fatores

6.3.4.1 - ($S_o \times A_p \times C_i \times MP$) - Atributos de solos (S_o), da água percolada (A_p), comunidades envolvidas (C_i), e os resíduos de MP mobilizados

A magnitude dos atributos do solo e da água (TAB. 6.10; 6.12; 6.13) e suas relações verificadas (TAB. 6.14; 6.15; 6.16), robustecem a tese que as principais razões de ter havido menos resíduos lixiviados nas condições estudadas de C_1 (TAB. 6.9; 6.17) foram devido à presença de teores mais elevados de MO nos solos dos respectivos ensaios, o que também propiciou uma, relativamente, elevada CTC , S' e $V\%$ (principalmente devido a metais alcalinos) conferindo isto um pH próximo a 7 para a solução do solo (TAB. 3.6; 6.10). Portanto, a menor lixiviação em C_1 estaria explicada, principalmente, pela oferta de condições mais favoráveis para prevalência de dois fenômenos naquele meio: as maiores *inativação* e *adsorção* no solo das moléculas de pesticidas veiculadas, quando comparado com o que aconteceu em C_2 .

6.3.4.2 - ($P_i \times E_i \times MO \times MP$) - Posição no relevo (P_i), camadas (E_i) e matéria orgânica dos solos (MO), e os resíduos de MP lixiviados

Seja qual for a posição do terreno no relevo (P_i), as camadas superficiais ($E_{i=1,2,3,\dots,20}$) são as de maior interesse agroecológico, em especial quando se trata de solos cuja principal responsável pelo processo de sorção é a MO presente. Em geral, conforme constatado por RIEDER (1995), os terrenos em posição P_1 são os que possuem teores mais acentuadamente diferenciados de MO nas camadas E_1 , E_2 , E_3 , e a diferenciação menos acentuada ou até inexistente ocorre na posição P_2 . Isto é explicado pela diferença de intensidade dos processos erosivos atuantes. Assim, a posição P_2 é a que sofre maior remoção de matéria e a P_1 é a maior receptora dos materiais derivados das outras posições (TAB. 6.11). Isto tem reflexo pronunciado na diferenciação da susceptibilidade à lixiviação de resíduos de pesticidas nas camadas de solo de cada posição ocupada pelo terreno no relevo, comandado principalmente pela MO . Contudo as camadas de 0-1 cm (E_1) das posições $P_{i=1,2,3}$, podem se constituir em uma exceção no que se refere a lixiviação de pesticida. No presente estudo, de fato os teores médios mobilizados de MP nas camadas E_1 nas posições P_1 (13,31 %), P_2 (20,25 %) e P_3 (16,01 %) estatisticamente não se distinguiram, embora numericamente sinalizaram uma tendência para a sua diferenciação (TAB. 6.9). Porém, nas camadas E_2 e E_3 as

lixiviações de *MP* foram estatisticamente (F ; $\alpha < 0,05$) maiores em P_2 (7,98 % e 7,85 %) e menores em P_1 (2,85 % e 0,46 %) conforme esperado.

É, portanto, de extrema necessidade que os agricultores sejam orientados sobre a importância da *MO* em ambientes que sofrem contaminação por pesticidas. Assim como também para aplicação de manejos adequados para a manutenção ou recuperação da mesma, tanto em termos de conteúdo como de distribuição no perfil do solo. Pois a *MO*, principalmente em solos arenosos, é a componente de solo, administrável, capaz de afetar substancialmente a mobilização hídrica de moléculas químicas danosas no meio edafopedológico.

6.3.4.3 - ($C_i \times P_i \times E_i \times MP$) – Comunidades (C_i), posições no relevo (P_i), camadas (E_i) de solos estudados e a lixiviação de *MP* através destas

As interpretações e discussões mais consistentes desenvolvidas neste estudo sugerem que as diferenças encontradas de teores de resíduos de pesticidas de *MP* lixiviados entre tratamentos, se devem as distintas capacidades de adsorção das várias origens ($C_i \times P_i \times E_i$) das amostras de solos utilizados nos ensaios (TAB. 6.7; 6.8; 6.9). O que é fortemente regido pelo conteúdo e distribuição da matéria orgânica nestas amostras de solos (TAB. 6.14a; 6.10; 6.11; 6.16). De fato, SANCHEZMARTIN & SANCHEZCAMAZANO (1991), trabalhando com oito solos de variados conteúdos de *argila* e *MO*, identificaram que a adsorção do pesticida *MP* é governada pelos conteúdos de *MO* presentes nesta matriz contaminada.

6.4 – RISCOS REVELADOS PELO ENSAIO

Havendo correspondência entre uma escala de risco e os teores de *MP* lixiviados nos solos, pode-se considerar que os fatores “comunidade (C_i)”, “posição ocupada pelo terreno no relevo (P_i)”, “espessura de extratos do perfil (E_i)” e “momento da indução da percolação (t_i)” submeteram a comunidade C_2 a um nível de risco ($NR_{CDPAH/C_i, P_i, E_i, t_i}$) maior que a C_1 (TAB. 6.17). O estudo demonstra que os efeitos de C_i , P_i , E_i e de t_i propiciaram, no geral, um maior teor de resíduos lixiviados do pesticida *MP* em C_2 que em C_1 (TAB. 6.9).

Em dez situações, sete mostraram concentrações significativamente maiores de resíduos na água percolada em C_2 que em C_1 (TAB. 6.17).

As outras três situações foram semelhantes nas duas comunidades.

Com base nos resultados e discussões havidas neste estudo, assume-se que os teores de pesticidas lixiviados constituem um importante indicador de risco de contaminação ambiental e de danos bióticos.

Entretanto, é necessário considerar, que nas condições estudadas e metodologia utilizada, os teores de resíduos translocados através de camadas mais espessas (3-50 cm) de solos que a de 0-3 cm foram desprezíveis, não detectados ou muito menores que os verificados nos três primeiros centímetros. Isso foi constatado no estudo preliminar à definição do modelo de ensaio laboratorial a utilizar na presente investigação.

CAPITULO 7 - SÍNTESE DA SEÇÃO 2

1. Os ensaios da comunidade C_2 deixaram lixiviar mais resíduos de MP nos solos que os de C_1 . Em C_1 os teores de MO foram mais elevados que em C_2 .
2. Solos dos terços inferior (P_1) e médio (P_2) das vertentes demonstraram, respectivamente, maior e menor retenção de resíduos de MP nas camadas iniciais, em relação às outras posições, diante de fluxos hídricos. Nestas posições teve-se, respectivamente, o solo melhor e pior suprido de MO .
3. A fração de MP que adentrou no solo concentra-se mais no primeiro centímetro das camadas superficiais, decrescendo acentuadamente com a penetração no solo. O primeiro centímetro de solo é também o melhor suprido de MO .
4. A quantidade de MP mobilizado para além dos primeiros 3 cm da superfície foram entre 2,5 a 28 vezes menores das quantias que atravessaram a camada de 0-1 cm, sendo afetados por alguns atributos do solo e da água de percolação.
5. Não foram constatadas presença de resíduos de MP em águas percoladas de ensaios com colunas de solos mais espessos que 5 cm.
6. Isto sugere que águas subterrâneas não-aflorantes destas localidades apresentam risco desprezível de serem contaminadas por este pesticida.
7. Foi constatado também que quanto mais precoce a incidência de água sobre solos contaminados por MP mais resíduos são mobilizados no perfil dos mesmos.
8. Mesmo quatro dias após a contaminação da superfície por MP , percolações ainda fazem lixiviar em torno de 0,44% resíduos de MP nas camadas de solo de 0-3 cm.
9. A fração da quantidade de pesticida MP aplicado em lavouras de algodão que é hidromobilizada da superfície para dentro dos primeiros centímetros do perfil dos solos está associada a alguns atributos do solo e da própria água de percolação.
10. Os atributos do solo que afetaram fortemente os teores de MP lixiviados foram seus níveis de MO , K^+ , Mg^{++} , pH , soma (S') e saturação ($V\%$) de bases trocáveis, e também a sua densidade aparente (d_a) e porosidade total (P_t).
11. Os atributos de solos fortemente correlacionados com o teor de resíduos mobilizados estiveram fortemente correlacionados com a MO ($g.dm^{-3}$), exceto K^+ .
12. Os atributos da água percolada que exerceram efeito diferenciado significativo e estiveram fortemente associados aos teores de MP mobilizados, foram os seus níveis de pH , Cu^{++} , e a *turbidez* da mesma.
13. As camadas mais próximas da superfície do solo foram as que mais seguraram resíduos de MP , graças aos mais altos teores de MO , mas são os mais vulneráveis à erosão e aos desgastes pelo uso antrópico. Por isso, é recomendável o uso de medidas de manutenção de bons teores de matéria orgânica e de técnicas adequadas de conservação de solo e anti-erosivas.
14. Lavouras dependentes de pesticidas, nas bordas do Pantanal, em solos, mesmo arenosos, mas bem supridos por matéria orgânica, desde que o lençol freático não se aproxime mais de 20 cm da superfície do solo, possibilitam risco mínimo de contaminação de águas subterrâneas por MP . Entretanto, medidas efetivas de controle erosivo devem ser adotadas, para evitar deslocamento do material contaminado a outros ambientes. A ameaça do MP ao Pantanal usado às suas bordas, cresce com a intensificação dos escoamentos superficiais ("runoff") e com a redução dos teores de MO . Assim, a recomendação é o controle da erosão e a manutenção ou incorporação de adequados teores de MO nestas áreas.

CAPITULO 8 - CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Respondendo aos objetivos iniciais do projeto de tese, com base nas demonstrações de seções anteriores, para os limites das áreas e períodos estudados, pode-se concluir que:

1. As duas comunidades (C_1 , C_2) não podem ser consideradas iguais em todas as características analisadas, relacionadas aos fatores Homem ou Cotonicultor (H), Pesticidas usados (P), Ambiente de atuação (A) e suas interações ($H-P-A$); embora ambas estejam localizadas no mesmo município (Cáceres-MT), às bordas do Pantanal, constituídas de famílias de pequenos agricultores, tradicionalmente cotonícolas.
 - 1.1. As comunidades (C_1 , C_2), foram similares em 25 (49,01 %) entre 51 características, e as seis safras (1992-1997) em 7 (41,17 %) entre 17 características avaliadas;
 - 1.2. As comunidades (C_1 , C_2) se distinguiram no fator H , nas expressões de 3 (v_1 , v_2 , e v_6) entre 6 características; no fator P , nas expressões de 3 (v_7 , v_8 , e v_{13}) entre 11 características; no fator A , nas expressões de 6 (v_{15} , v_{16} , v_{17} , v_{18} , v_{20} , v_{21}) entre 7 características; e nas interações dos $H-P-A$, nas expressões de 14 (v_{23} , v_{24} , v_{27} , v_{28} , v_{30} , v_{31} , v_{32} , v_{33} , v_{34} , v_{36} , v_{37} , v_{38} , v_{39} e v_{42}) entre 27 características avaliadas;
2. As seis safras de algodão (1992-1997) também se distinguiram em alguns aspectos mas não em outros;
 - 2.1. As distinções se verificaram no fator P , nas expressões de 3 (v_{10} , v_{13} , e v_{14}) entre 3 características; e nas interações de $H-P-A$, nas expressões de 7 (v_{25} , v_{28} , v_{33} , v_{34} , v_{36} , e v_{36} , v_{45} , v_{46}) entre 14 características avaliadas;
3. Verificou-se que características relacionadas aos fatores H , P , A e suas interações, em geral, podem também se constituir em indicadores de risco de contaminação e de danos decorrentes do potencial danoso dos pesticidas usados (R_{CDPAH});
 - 3.1. Das características analisadas que compõem os fatores H , P , A e suas interações, 51 foram selecionadas e reconhecidas como sendo indicadoras do risco (R_{CDPAH});
4. As duas comunidades (C_1 , C_2) foram similares no fator P ($r_1 = 40,5\%$), mas foram distintas nos fatores H (C_1 , $r_1 = 48,2\% > C_2$, $r_1 = 33,2\%$), A (C_1 , $r_1 = 49,1\% < C_2$, $r_1 = 59,0\%$), e interações $H-P-A$ (C_1 , $r_1 = 45,6\% < C_2$, $r_1 = 53,9\%$), diante das proporções assumidas pelas categorias de maior (r_1) e de menor (r_2) risco (R_{CDPAH}), considerando o conjunto dos casos analisados;
5. No período estudado, as seis safras (1992-97) distinguiram-se no fator P ($Safra_{1995}$, $r_1 = 33,2\% < Safras_{demais}$, r_1 : situado entre 40,9 % e 46,6 %) e se assemelharam na interação dos fatores $H-P-A$ ($r_1 = 36,0\%$) com relação às proporções r_1 e r_2 ;
6. As duas comunidades (C_1 , $r_1 = 44,57\% < C_2$, $r_1 = 47,21\%$) e também as seis safras ($Safra_{1995}$, $r_1 = 34,7\% < Safras_{demais}$, r_1 : situado entre 37,6 % e 41,5 %), apresentaram proporções distintas nas categorias de risco, significando que, no geral, C_1 e a safra de 1995 estiveram menos vulneráveis, que as demais situações, ao potencial danoso derivado de pesticidas usados nos ambientes e safras avaliadas;
7. Os agricultores declararam freqüente uso e manejo inadequado de pesticidas, revelando alta ($>1/3$) a proporção da categoria focada (c_f) ou de maior risco (r_1), e de forma diferenciada nas duas comunidades (C_1 , $r_1 = 45,37\% < C_2$, $r_1 = 51,01\%$), mas de modo similar durante as seis safras consideradas ($r_1 = 36,93\%$);

8. O perfil da cotonicultura, após o ano de 1990, foi se alterando substancialmente no território mato-grossense.
 - 8.1. Estas alterações se deram quanto a sua importância sócio-econômica, aos sistemas de cultivo praticados, a tecnologia aplicada, ao tipo de agricultor envolvido, a comercialização e industrialização da produção, as áreas cultivadas, aos principais municípios e regiões plantadoras de algodão;
 - 8.2. Ocorrem alterações também quanto aos produtos usados, formas predominantes de aplicação e, suspeita-se, com isto, que o nível de risco ambiental e à saúde das pessoas tenha sofrido modificações também;
 - 8.3. Porém, mesmo nas safras mais recentes (2000-2003), o pesticida metil paration (*MP*) continua em uso na cotonicultura de *MT*.
9. Nas condições de C_2 , os atributos ambientais (C_i, P_i, E_i ; *Solos*) e de tempo (t_o) considerados permitiram um maior percentual de mobilização edafohídrica de resíduos de *MP* através de colunas de seus solos, do que nas de C_1 .
 - 9.1. O que deve ter deixado C_2 mais vulnerável a impactos negativos pela maior contaminação ambiental originada pelo uso de pesticidas, em relação a C_1 .
10. Os resultados sugerem que os fatores considerados (C_i, P_i, E_i e t_i) nos ensaios de lixiviação de resíduos de *MP* em colunas de solo possam constituir indicadores relativos de risco de contaminação ambiental e de conseqüentes danos biológicos;
11. Os bons teores de matéria orgânica nos solos não permitiram os resíduos de *MP* lixiviarem para profundidades maiores que 5 cm iniciais das colunas de solos de ambas as comunidades;
 - 11.1. Isso indica que o risco de contaminação de águas e ambientes subterrâneos, por *MP*, devido a mobilização edafohídrica, foi desprezível, salvo nas proximidades da superfície do solo (0-5 cm);
 - 11.2. Pelo poder que a *MO* mostrou ter à retenção de resíduos de *MP* no processo de percolação, esta constituinte do solo caracteriza-se como uma indicadora consistente do risco de contaminação ambiental, em especial de águas subterrâneas e superficiais, e de conseqüentes danos biológicos;
12. Conclui-se então, que o risco relativo de contaminação e de danos ao ambiente e à saúde humana, nas áreas cotonícolas das bordas do Alto Pantanal, foi desprezível quanto o comportamento químico e físico dos resíduos de *MP* lixiviados pelo perfil de solos com bons teores de matéria orgânica, mas foram substanciais e distintos quanto os aspectos socioeconômicos, no trato com pesticidas, dos agricultores das comunidades do Facão (C_1) e de Barra Nova (C_2), entre 1992-97.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABH - Associação Brasileira de Horticultura. Mato Grosso consome muito agrotóxico **Página impressa**. Brasília, 4 nov. 2005. (Fonte original: Folha do Estado, Lidiane Barros). Disponível em: <http://www.abhorticultura.com.br/News/> Acesso: 31/12/05.

AB'SABER, A. N. O Pantanal mato-grossense e a teoria dos refúgios. **R. bras. Geogr.** Rio de Janeiro. **60**(2):9-57, 1988. (n. especial).

ABRÃO, P. U. R.; GOEPFERT, C. F.; GUERRA, M.; ELTZ, F. L. F. & CASSOL, E. A. Efeitos de sistemas de preparo de solo sobre características de um Latossolo Roxo distrófico. **R. bras. Ci. Solo**, Campinas, **3**(3):169-172, 1979.

ADÂMOLI, J. A Dinâmica das inundações no Pantanal. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SÓCIO-ECONÔMICOS DO PANTANAL, 1º, 1984, Corumbá. **Anais...** Brasília, EMBRAPA-DDT, 1986a. p. 51-61, 265 p. (Doc., 5).

ADÂMOLI, J. Fitogeografia do Pantanal. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SÓCIO-ECONÔMICOS DO PANTANAL, 1º, 1984, Corumbá. **Anais...** Brasília, EMBRAPA-DDT, 1986b. p. 105-106, 265 p. (EMBRAPA-CPAP. Doc, 5).

ADAMS, JR. R. S. Factors influencing soil adsorption and bioactivity of pesticides. **Residue Reviews**. **47**:1-54, 1973.

AEA-MT - Associação dos Engenheiros Agrônomos de Mato Grosso. **Jornal do Engenheiro Agrônomo**. Cuiabá. **5**(34):3, mar./abr. 1995.

AHARONSON, N.; COHEN, S. Z.; DRESCHER, N.; GISH, T. J.; GORBACH, S.; KEARNEY, P. C.; OTTO, S.; ROBERTS, T. R & VONK, J. W. **Pure Appl. Chem.** **59**(10):1419-1446, 1987.

AINSWORTH, C. C.; FREDERICKSON, J. K. & SMITH, S. C. Effect of sorption on the degradation of aromatic acids and bases. IN: **Sorption and Degradation of Pesticides and Organic Chemicals in Soil**. / Edit. Committee: D. M. Linn (chair) et al. Madison, Wisconsin, USA, SSSA, Inc., ASA, Inc., 1993. p.125-144. (Nº 32).

ALMEIDA, W. F. de. Toxicidade dos pesticidas, seu controle e restrições de venda. IN: **Uso de Agrotóxicos e Receituário Agrônomo**/ coord. (da coletânea) Francisco Graziano Neto. - São Paulo: Agroedições, 1982. p. 59-73.

ALMEIDA, W. F. de. Agrotóxico na comida; é a morte pela boca. **Pau Brasil**, São Paulo, **1**(4):30-32, 1985.

ALVES, B. V. **Resíduos de Pesticidas Organoclorados em Sedimentos da Bacia do Rio Cuiabá - Mato Grosso**. Cuiabá, Pós Graduação em Saúde e Ambiente, ISC, Universidade Federal de Mato Grosso -UFMT, 1998. Dis. mestrado, 92 p.

AMARAL, A. M. do. **Orquídeas Epífitas e Forófitos**: estudo ecológico na gleba Facão, Cáceres, Mato Grosso. Cuiabá, Instituto de Biociências, 1998. Dis. mestrado.

AMARAL FILHO, Z. P. do. Solos do Pantanal mato-grossense. IN: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SÓCIO-ECONÔMICOS DO PANTANAL, 1º., 1984, Corumbá. **Anais...** Brasília, EMBRAPA-DDT, 1986. p. 91-103, 265 p. (Doc, 5).

ANDERSON, W. P.; RICHARDS, A. B. & WHITWORTH, J. W. Leaching of Trifluralin, Benefin, and Nitratin in Soil Columns. **Weed Science**, p.165-169, 1967.

ANDREI, E. (Prod. e Coord.). **Compêndio de Defensivos Agrícolas**: guia prático de produtos fitossanitários para uso agrícola, 5ª ed. rev. e atual. São Paulo, Organização Andrei Editora Ltda, 1996.

ANJOS, J. T.; UBERTI, A. A. A., VIZOTTO, V. J., LEITE, G. B. & KRIEGER, M., Propriedades físicas em solos sob diferentes sistemas de uso e manejo. **R. bras. Ci. Solo**, Campinas, **18**(1):139-145, 1994.

ANTUNES, F. Z. Clima para o algodoeiro. **Inf. Agropec.**, Belo Horizonte, **4**(41):6-9, 1978.

ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Decreto nº 4.074, de 4 de janeiro de 2002. **VISALEGIS – Legislação em vigilância Sanitária**. Brasília, Ministério da Saúde-MA, ANVISA, 2002. (D.O.U., 8 jan. 2002). Disponível em: <http://e-legis.anvisa.gov.br/leisref/public/search.php>. Acesso em: 2 mar. 2006.

ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Resolução-RDC nº 206, de 23 de agosto de 2004. **D.O.U.-Diário Oficial da União**, Poder Executivo, **Brasília, DF**, 24 ago.2004. Disp. em:<http://e-legis.anvisa.gov.br/leisref/public/>. Acesso: 2/3/2006.

ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Resolução – RDC nº 6, de 14 de outubro de 1999. **Legislação – Resoluções**: Brasília, MS– ANVISA, 2005a. Disponível: http://www.anvisa.gov.br/legis/resol/06_99rdc.htm. Acesso: 31/12/2005.

ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **SIA-Sistema de Informações sobre Agrotóxicos**: Relatório do Agrotóxico. Brasília, MS– ANVISA, 2005b. Disponível: <http://www.anvisa.gov.br/AGROSIA/> Acesso: 31/12/2005.

ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Portaria Normativa nº 84, de 15 de outubro de 1996 do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA. **VISALEGIS – Legislação em vigilância Sanitária**. Brasília, ANVISA, 2005c, (D.O.U. , 18 out. 1996). Disponível em: http://www.anvisa.gov.br/legis/portarias/84_96.htm. Acesso em: 26 mar 2006.

ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Toxicologia – Monografias**. Brasília, ANVISA, 2005d. Disponível em: <http://www.anvisa.gov.br/toxicologia/monografias/>. Acesso em: 27 mar. 2006.

APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water**, 14 ed., New York, 1975, p.281.

ARANTES, E.M.; RIEDER, A. & CANÇADO, W. **Diagnóstico da Cotonicultura na Região Sudoeste do Estado de Mato Grosso**. Cuiabá: EMPA/MT, 1990. 33p. (D.7).

ASSIS, M. C. de & GIULIETTI, A. M. Morphological and anatomical differentiation in populations of "ipecacuanha" - *Psychotria ipecacuanha* (Brot.) Stokes (Rubiaceae).

Rev. bras. Bot. [online], **22**(2):205-216. Aug. 1999, Available from World Wide Web: <<http://www.scielo.br/>>.[cited 02 March 2006].

ATSDR –Agency for Toxic Substances and Disease Registry. **Evaluación de Riesgos en Salud por la Exposición a Residuos Peligrosos**. Atlanta, Departamento de Salud Humana y Servicios de Los E.E.U.U., 1992. (Manual).

AZEVEDO, R. A . B. de. Land use transformations in the upper river Paraguay basin from 1970 up to 1985 - an analysis of statistical data. IN: STUDIES ON HUMAN IMPACT ON FORESTS AND FLOODPLAINS IN THE TROPICS- SHIFT, Workshop, 2, 1995, Cuiabá. **Summaries...** Cuiabá, UFMT, 1995, p. 115.

BAILEY, C. W. & WHITE, J. L. Factors influencing the adsorption and movement of pesticides in soil. **Residue review the triazines herbicides**, New York, Springer Verlag., **32**:29-92. 1970.

BARBOSA, A. C. Agentes químicos tóxicos. IN: **Conhecimento científico para gestão ambiental – Amazônia, cerrado e pantanal - Tomo I (Legislação e Meio Antrópico)** / [coord. por ABSY, M.L. *et al.*]. Brasília: IBAMA, 1995. p.233-270.

BARCELÓ, D. Occurrence, Handling and Chromatographic Determination of Pesticides in the Aquatic Environment: **A Review. Analyst.** **116**:681-89, 1991.

BARRIUSO, E. Pesticide pollution of soils: analytical aspects. **Analysis Magazine**, **22**(2):13-15, 1994.

BARTSCH, E. Diazinon. II. Residues in plants, soil, and water. **Diazinon Residues**. p.:37-68, 1973.

BARUQUI, F. M. Solos para o Algodão. **Inf. Agropec.**, Belo Horizonte, **4**(41):9-10, 1978.

BARUQUI, A. M. & FERNANDES, M. R. Práticas de conservação de solo. **Inf. Agropec.** Belo Horizonte. **11**(128):55-68, 1985.

BAYER. ®**Folidol M***: Insecticida polivalente de efecto tóxico por contacto, ingestión y respiración. BAYER PFLANZENSCHUTZ - LEVERKUSEN, BAYER, Junio de 1974. 24 p. (Inf. técnica, edición española; * outros nomes: ®Bladan M, ®Metacide).

BENEVENUTO, J. G. F. **Efeitos de Componentes Mineralógicos e Orgânicos de Alguns Latossolos na Adsorção do Herbicida Fluometuron**. Viçosa, Programa de Pós-Graduação da Universidade Federal de Viçosa – UFV, dez.1983. Mestrado.

BENOIT, P.; BARRIUSO, E.; HOUOT, S. & CALVET, R. Influence of the nature of soil organic matter on the sorption-desorption of 4-chlorophenol, 2,4-dichlorophenol and the herbicide 2,4- dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D). **European Journal of Soil Science**, **47**:567-578, December 1996.

BERG, M. van den; LEPSCH, I. F. & SAKAI, E. Solos de planícies aluviais do Vale do Rio Ribeira de Iguapé, SP: II. Relações entre características físicas e químicas. **R. bras. Ci. Solo**. Campinas, **11**(3):315-21, 1987.

BLANCO, H. G.; NOVO, M. C. S.; SANTOS, C. A.L. & CHIBA, S. Persistência do herbicida metribuzin em solos cultivados com soja. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, **18**:1073-1084 1983.

BLUMENSCHNEIN, M.; NEUBURGER, M. & REMPPIS, M. **O Espaço Rural na Bacia do Alto Paraguai**: as transformações sócio-espaciais. Cuiabá, UFMT, 1996. 83 p. (Conv. Coop. Cient. - tecn. Brasil - Alemanha, Universidade Federal de Mato Grosso/Universidade de Tübingen. Índice 8 A da Fase I: Diagn.do Proj. "Estrutura sócio-econômica e dinâmica dos impactos ambientais na Bacia do Alto rio Paraguai).

BOEIRA, R.C.; SOUZA, M.D. de & FERRACINI, V.L.Utilização de colunas de solo para avaliação da lixiviação de agrotóxicos. IN: CONGRESO VIRTUAL IBEROAMERICANO SOBRE GESTIÓN DE CALIDAD EM LABORATORIOS/ Ed: Julian Atienza del Rey., Maria de los Ángeles Estrada de Luis, 2., 2003, Castilla y León. **Libro de resúmenes...** Junta de Castilla y León/ Inst. Tecn. Agrario de Castilla y León, nov-dic 2003. Disp.: <http://www.iberolab.org/resumenes/>. Acesso: 2005.

BOLLAG, J. M. & LIU, S.-Y. Biological transformation processes of pesticides. IN: CHENG, H. H. (Editor). **Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts, and Modeling**. Madison, Wisconsin, USA, Soil Science Society of America, Inc., 1990. p. 169-212. (SSSA-Book Series, nº2).

BOURQUIN, A. W.; PRITCHARD, P. H. & SPAIN, J. C. Sediment –water system for assessing biodegradation in the aquatic environment. IN: 182nd ACS National Meeting American Chemical Society.1981. **Abstracts of Papers**: p.51. (URL, GB 241). Disponível em: <http://www.epa.gov/ged/publica/c0308.htm>

BRAGAGNOLO, N. Uso dos solos altamente suscetíveis à erosão. IN: Pereira, Vicente de Paula, ed. **Solos Altamente Suscetíveis à Erosão** / por Vicente de Paula Pereira, Manoel Evaristo Ferreira e Mara Cristina Pessoa da Cruz. Jaboticabal, FCAV-UNESP/SBCS, 1994. p.123-148, 253 p.

BRASIL-Ministério das Minas e Energia. **Folha SD21-Cuiabá**. RADAMBRASIL: Levantamento de Recursos Naturais. Rio de Janeiro, V.26, 1982.

BRASIL. Presidência da República. Lei nº. 9.974, de 6 de junho de 2000. **Leis**. Brasília, Casa Civil - Subchefia para Assuntos Jurídicos, 2000. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9974.htm. Acesso em: 31/12/05.

BRASIL. Presidência da República, Governo Federal do Brasil - Palácio do Planalto Casa Civil. Assuntos Jurídicos: **Leis e Decretos**. Brasília, 2002. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/. (Acesso em: 21/01/2005).

BRASIL. Governo Federal. Ministério do Meio Ambiente - MMA. **Perfil nacional da gestão de substâncias químicas**. Brasília, MMA, 2003. 280 p. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/sqa/prorisc/doc/perfil/aprese.pdf> Acesso em: 10/3/2006.

BRASIL. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **VISALEGIS**. Brasília, ANVISA, 2005. Disponível: <http://www.anvisa.gov.br>. (Acesso: 07/02/2005).

BROWN JR., K. S. Zoogeografia da região do Pantanal Mato-grossense. IN: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SÓCIO-ECONÔMICOS DO PANTANAL, 1º, 1984, Corumbá. **Anais...** Brasília, EMBRAPA-DDT, 1986. p. 137-178, 265 p. (EMBRAPA-CPAP. Doc., 5).

BUCKMAN, H.O. **Natureza e propriedades dos solos; compêndio universitário sobre edafologia** /por/Harry O. Buckman /e/Nyle L.Brady. Rev. Nyle C. Brady. Trad. Antonio B. Neiva Figueiredo Fº.6ºed. Rio de Janeiro, Freitas Bastos, 1983, 647p.

BUYANOVSKY, G. A.; GADJA, A. M.; KREMER, R. J. & PIECZONKA, G. J. Effect of soil depth on carbofuran and aldicarb degradation. IN: **Sorption and Degradation of Pesticides and Organic Chemicals in Soil.** /Editl Committee: D. M. Linn (chair) et al. Madison, Wisconsin, USA, SSS A, Inc., ASA, Inc., 1993. p. 65-72. (N° 32).

CÂMARA, V. de M. & GALVÃO, L. A. C. A patologia do trabalho numa perspectiva ambiental. IN: Mendes, R. **A Patologia do Trabalho.** São Paulo, Atheneus, 1995. p. 609-630.

CANELLAS, B. **Plano de desenvolvimento integrado Alto Guaporé-Jauru.** Brasília. Câmara dos Deputados/ CDI/ Coord. de Publicações/Senado Federal - Centro Gráfico, 1976. 94 p. (Discurso Sessão de 3/12/75 pelo Dep. B. Canellas).

CAPOBIANGO, H.L.V. & CARDEAL, Z.L. A Solid-Phase microextraction method for the chromatographic determination of organophosphorus pesticides in fish, water, potatoes, guava and coffee. **J. Braz. Chem. Soc.**, **16**(5):907-914, 2005.

CARNIELLO, M. A. & RIEDER, A. **Caracterização da vegetação da comunidade Barra Nova, Cáceres-MT:** 1994/1995. Cáceres-MT, UNEMAT, 1995. 9p. (Mimeogr.)

CARVALHO, N. de O. Hidrologia da Bacia do Alto Paraguai. IN: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SÓCIO-ECONÔMICOS DO PANTANAL, 1º, 1984, Corumbá. **Anais...** Brasília, EMBRAPA-DDT, 1986. p. 91-103, 265 p. (Doc., 5).

CARVALHO, A. P. de. Solos do Arenito Caiuá. In: Pereira, Vicente de Paula, ed. **Solos Altamente Suscetíveis à Erosão** /por Vicente de P. Pereira, Manoel E. Ferreira e Mara C.P.da Cruz. Jaboticabal, FCAV-UNESP/SBCS. 1994. p.123-148.

CASTANHO, G. M., VAZ, C. M. P. & MACHADO, S. A. S. Electroanalytical procedure for the determination of methylparathion in soil suspensions and its application for sorption studies with Brazilian soils. **J. Braz. Chem. Soc.**, **14**(4):594-600, July/Aug. 2003.

CASTILHO, J.A.A.; FENZL, N.; GUILLEN, S.M. & NASCIMENTO, F.S. Organic and organophosphorus pesticide residues in the Atoya river basin, Chinandega, Nicarágua. **Environmental Pollution**, Vol. **10**, Issue 3, p 523-533, Dez. 2000.

CASTRO, O. M. de. Desagregação do solo pela erosão. **Inf. Agropec.** **13**(147):64-72, 1987.

CERRI, C. C.; FELLER, C. & CHAUVEL, A. Evolução das principais propriedades de um Latossolo Vermelho-Escuro cultivado por 12 e 50 anos com cana-de-açúcar.

CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 21, 1987, Campinas.
Resumos. Campinas, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1987. p.120.

CETESB - Água. **Determinação de Resíduos de Pesticidas Organofosforados por Cromatografia Gasosa** – L. 5. 179, São Paulo, CETESB, julho de 1988.

CHENG, H. H. Pesticides in the soil environment – an overview. IN: Cheng, H. H. (Editor). **Pesticides in the Soil Environment**: processes, impacts, and modeling. Madison, Wisconsin, USA, SSSA, Inc., 1990. p. 1-6. (N. 2 SSSA Book Series).

CINTRA, F. L. D.; MIELNICZUK, J. & SCOPEL, I. Caracterização do impedimento mecânico em um Latossolo Roxo do Rio Grande do Sul. **R. bras. Ci. Solo**, Campinas, **7**(3):323-27, 1983.

CISCATO, C.C.H.P.; GEBARA, A. B. & SPINOSA, H. de S. RESÍDUOS DE PESTICIDAS EM LEITES BOVINO E HUMANO. **Pesticidas: R. Ecotoxicol. e Meio Ambiente**, Curitiba, **14**:25-38, jan./dez. 2004.

COHEN, S. Z.; WAUCHOPE, R. D.; KLEIN, A. W.; EADSFORTH, C. V. & GRANEY, R. Offsite transport of pesticides in water: mathematical models of pesticide leaching and runoff. **Pure & Appl. Chem.**, **67**(12):2109-2148, IUPAC, 1995.

CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento. Safras 1990/91 a 2004/05. **Séries Históricas**, Brasília, CONAB, 2005. Disponível em: <http://www.conab.gov.br/download/safra/AlgodaoSerieHist.xls>. Acesso em: 14/02/06.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 334, de 3 de abril de 2003. **Legislação**. Brasília, MMA-CONAMA, 2005. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/conama/legi.cfm> . Acesso: em 31/12/05.

CONCEIÇÃO, C. de A. & PAULA, J. E. de. Contribuição para o conhecimento da flora do Pantanal mato-grossense e sua relação com a fauna e o homem. IN: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SÓCIO-ECONÔMICOS DO PANTANAL, 1º., 1984, Corumbá. **Anais...** Brasília, EMBRAPA-DDT, 1986. p. 91-103, 265 p. (EMBRAPA-CPAP. Doc, 5).

CONFEA – Conselho Federal de Engenharia, Arquitetura e Agronomia. **Informe-se – Notícias**: Campanha estimula destinação correta de embalagens. Brasília, CONFEA, 17 nov. 2004. (por Adriana Baumgratz – Equipe ACOM-CONFEA). Disp: <http://www.confesa.org.br/publicue/cgi/cgilua.exe/sys/start.htm> Acesso: 31dez. 2005.

COUTO, E. G. & SANDANIELO, A. **Características do Sistema Usual de Produção Agrícola na Área Piloto do Cruzeiro D'Oeste**. Cuaibá: EMPAER-MT, 1995. 33p. (EMPAER-MT, Documento 09).

CRUZ, A. & CARVALHO, L. Um estudo do empreendedorismo no mercado de algodão brasileiro. **Revista CEPPG**. Revista do Centro de Ensino Superior de Catalão-GO, Catalão, **6**(10). 1º Semestre de 2004. Disponível em: <http://www.cesuc.br/revista/ed-5/Empreendedorismo.pdf>. Acesso em:31/12/05.

CRUZ, A. A. da. **Pesticidas utilizados na cotonicultura do município de Glória d'Oeste (MT), em safras recentes**. Glória d'Oeste, EMPAER-MT, 2005. (Bco. eletr. Arq - 1 disq. 3 ½ pol. Word for Windows. Não publicado; Engº Agrº colaborador).

CUNHA, C. N. da; PRADO, A. L. do & RAVIEL, P. Carta de vegetação do município de Poconé-MT e o uso atual como subsídios a atividades conservacionistas. IN: REUNIÃO ESPECIAL DA SBPC MATO GROSSO, 2, 1995, Cuiabá. **Anais...** Cuiabá, UFMT/SBPC, 1995. p.281 (D.2-015: Botânica).

CURI, N. **Vocabulário de ciência do solo**, Coord. Nilton Curi/ colab. J.O.I. Larach, N. Kämpf, A. C. Muñiz e L.E.F. Fontes. Campinas, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1993. 90 p.

DEBARBA, J. F. & RIEDER, A. **Relatório Final I: estagiários de agronomia**. Cáceres (MT). Projeto Rondon/UFPel/UCPel/FURG/UFMT. 1974. (Operação Campi Avançados. Projeto Rondon). (Mimeografado).

DONZEL, B. & DORN, E. Appraisal of the fate of agrochemicals in plants and soil: a cost-effective integrated approach. **Pure & Appl. Chem.** Great Britain, IEPAC, **64**(12):1965-1976, 1982.

DORES, E. F. G. de C. Avaliação do impacto do uso de pesticidas na região de Primavera do Leste (MT) sobre o abastecimento de água desta cidade e identificação de técnicas de bioensaio. IN: **Impactos do Uso de Pesticidas em Sistemas Aquáticos em Duas Regiões de Intenso Uso destes Produtos no Estado de Mato Grosso**. Cuiabá. Pós-Graduação em Saúde e Ambiente, ISC, Universidade Federal de Mato Grosso. Mar. 1996. 25 p. (Proj. Pesq., Apoio: CNPq).

DORES, E. F. G. C. **Contaminação por Pesticidas das Águas Usadas para Consumo Humano em Primavera do Leste, Mato Grosso**. Cuiabá, PGSA - ISC, Universidade Federal de Mato Grosso - UFMT, 2000. Tese de doutorado. 204p.

DORES, E. F. G. C. **Pesticidas Recentemente Usados por Cotonicultores de alguns Municípios de Mato Grosso**. Cuiabá, UFMT, 2004. (Bco eletr. dados – Excel, Via e-mail/internet, mensagem pessoal, elidores@uol.com.br; Não publicado).

EMATER-MT - Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural de Mato Grosso. **Diretrizes Técnicas: cultura do algodão, soja e amendoim para a região de Dourados**. Cuiabá, 1977.

EMATER-MT - Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural de Mato Grosso. **Diretrizes Técnicas para a Soja**. Cuiabá, 1980. 35 p. (Diretrizes técnicas. Soja, 2).

EMATER-MT - Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural de Mato Grosso. **Estudo da Realidade do Meio Rural do Município de Cáceres (MT)**. Cáceres (MT), EMATER-MT, 1983a. (Datilografado - uso interno).

EMATER-MT - Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural de Mato Grosso. **Diretrizes Técnicas para o Cultivo do Algodão em Mato Grosso**. Cuiabá, 1983b.

EMATER-MT - Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural de Mato Grosso.

Diretrizes Técnicas da Cultura do Feijão da Região de Cáceres. Cuiabá, março de 1984. 34 p. ilustr. (Diretrizes Técnicas, Feijão, 2).

EMATER-MT - Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural de Mato Grosso. **Diretrizes Técnicas de Arroz:** regiões de Cáceres e Barra do Bugres. Cuiabá, 1985a. 37 p. (Série Diretrizes Técnicas, Arroz, 04).

EMATER-MT - Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural de Mato Grosso. **Diretrizes Técnicas para o Cultivo do Algodão em Mato Grosso.** Cuiabá, 1985b.

EMATER-MT - Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural de Mato Grosso. **Diretrizes Técnicas para o Cultivo de Algodão em Mato Grosso.** Cuiabá, EMATER-MT, 1988. 35 p. (Série Diretrizes Técnicas. Algodão, 3).

EMATER-PR/ACARPA - Empresa Paranaense de Assistência Técnica e Extensão Rural / Associação de Crédito e Assistência Rural do Paraná. **Manual de Manejo de Pragas do Algodão.** Curitiba, 1981. 15 p.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. **Manual de Métodos de Análise de Solo.** Rio de Janeiro, Arte Moderna, 1979.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. SNLCSolos. **Levantamento de Reconhecimento de Média Intensidade e Avaliação da Aptidão Agrícola das Terras e Indicação de Culturas em Áreas Homogêneas de Solos de alguns Municípios do Sudoeste do Estado de Mato Grosso/por Antonio M. Pires F^o., Humberto G. dos Santos, Elias P. Methci, Raymundo M. Sobral F^o e Osório O. M. Fonseca.** Rio de Janeiro, 1982. 484p. (Boletim de Pesquisa, 17).

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Algodão (Campina Grande, PB). **Diagnóstico da Cultura do Algodão em Mato Grosso – 1996,** por Eleusio Curvêlo Freire e outros (Antonimar M. dos Santos, Eurípedes M. Arantes, Hortêncio Paro, Francisco J. C. Farias, Josimar L. do Nascimento, Murilo B. Pedrosa). Campina Grande, EMBRAPA-CNPA/EMPAER-MT, 1997. 31 p. (EMBRAPA-CNPA. Doc., 49).

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.** Brasília: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999. xxvi, 412 p.: il.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Algodão. **Cultura do Algodão no Cerrado.** Campina Grande, Embrapa Algodão, Janeiro de 2003a. (Sistemas de Produção, 2 ISSN 1678-8710 Versão Eletrônica. Site: <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br>. Acessado em: 31/01/2005)

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Algodão. **Cultivo do Algodão Irrigado.** Campina Grande, Embrapa Algodão, Janeiro de 2003b. (Sist. de Produção, 3. ISSN 1678-8710, site: <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br> Acesso: 31/01/2005).

EMPAER-MT - Empresa Mato-grossense de Pesquisa, Assistência e Extensão Rural S/A. **Diretrizes Técnicas de Algodão:** região tradicional. Cuiabá, EMPAER-MT, 1992a. 32 p. (EMPAER-MT, Diretrizes Técnicas - Algodão, 01).

EMPAER-MT - Empresa Mato-grossense de Pesquisa, Assistência e Extensão Rural S/A. **Diretrizes Técnicas de Algodão**: região de cerrados. Cuiabá, EMPAER-MT, 1992b. 48 p. (EMPAER-MT, Diretrizes Técnicas - Algodão, 02).

EMPAER-MT - Empresa Mato-grossense de Pesquisa, Assistência e Extensão Rural S/A. **Diretrizes Técnicas de Algodão** - região tradicional. Cuiabá: EMPAER-MT, 1997. 49 p. (EMPAER-MT, Diretrizes Técnicas, 06).

EMPAER-MT - Empresa Mato-grossense de Pesquisa, Assistência e Extensão Rural S/A. **Diretrizes Técnicas de Algodão** - região tradicional. Cuiabá: EMPAER-MT, 1998. 56 p. (EMPAER-MT, Diretrizes Técnicas, 08).

ENFIELD, C. G. & YATES, S. R. Organic chemical transport to groundwater. IN: CHENG, H. H. (Editor). **Pesticides in the Soil Environment**: processes, impacts, and modeling. Madison, Wisconsin, USA, Soil Science Society of America, Inc., 1990. p. 271-302. (SSSA-Book Series, nº2).

EPA – Environmental Protection Agency. **Principios de Evaluación del Riesgo**. /Originais preparados por Environ Corporation, Washington, D. C.; Traducción y captura: Humberto Reyes; Revisión técnica: Germán Corey; Diseño y formato: Georgina Vargas / México, 1991.

EPA – United States Environmental Protection Agency – US EPA. **Overview of Methyl Parathion Refined Risk Assessment**. www.epa.gov/pesticides/op/methyl_parathion/ Updated Aug 4, 1999. 12 p./ 3p.

EPA. United States Environmental Protection Agency – US EPA. **Interim Reregistration Eligibility Decision for Methyl Parathion**: Case nº 0153. . (Acrobatted copy for Internet; Site: <http://www.epa.gov> Acesso em 13/02/05).

EXTOXNET. Extension Toxicology Network. **A Pesticide Information Project of Cooperative Extension Offices of Cornell University**, Michigan State University, Oregon State University, and University of California at Davis. Major support and funding: USDA / Extension Service/National Agricultural Pesticide Impact Asses. Program, Jul.1998a. <http://pmep.cce.cornel.edu/profiles/extoxnet/TIB/movment.html>.

EXTOXNET. Extension Toxicology Network. **A Pesticide Information Project of Cooperative Extension Offices of Cornell University**, Michigan State University, Oregon State University, and University of California at Davis. Major support and funding: USDA / Extension Service/ Nat. Agricultural Pesticide Impact Asses. Progr., Jul.1998b. <http://pmep.cce.cornel.edu/profiles/extoxnet/haloxyp-methylparathion/methyl-parathion-ext.html>. Accessed: 16/7/1998.

FAO – Food And Agricultural Organization - ONU. Evaluations of residues in foods of the various pesticides considered IN: JOINT MEETING OF THE FAO PANEL OF EXPERTS ON PESTICIDE RESIDUES IN FOOD AND THE ENVIRONMENT AND THE WHO CORE ASSESSMENT GROUP (JMPR), 2000, Geneva. **Summary** of the... Geneva, FAO, 2000. Disponível: www.fao.org. Acessado em: 29/12/04.

FAO – Food and Agricultural Organization. Decision Guidance Doc. for acutely hazardous pesticides of concern to human health under conditions of use in developing countries: **Methyl Parathion**.FAO, Feb. 2005. Disp: www.fao.org acesso: 13/2/05.

FELSOT, A. S. & SHELTON, D. R. Enhanced biodegradation of soil pesticides: interactions between physicochemical processes and microbial ecology. IN: **Sorption and Degradation of Pesticides and Organic Chemicals in Soil**. / Edit. Comm.: D. M. Linn (chair), T. H. Carski, M. L. Brusseau, F.-H.Chang. Madison, Wisconsin, USA, SSSA, Inc., A.S of Agronomy, Inc., 1993. p. 227-252. (SP. N° 32).

FELSOT, A. S. Enhanced biodegradation of insecticides in soil: implications for agroecosystems. *Ann. Rev. Entomol.* **34**:453-76, 1989.

FERREIRA, L. Manejo integrado de pragas do algodoeiro. *Inf. Agropec.*, Belo Horizonte, **8**(92):61-70, agosto 1982. 104 p.

FIGUEIREDO, M. **Erosão dos Solos da Gleba Facão, Cáceres-MT**. Rio de Janeiro: UFRJ, 1996. Dissertação de Mestrado, 114 p.

FIOCRUZ/SINITOX- Fundação Oswaldo Cruz/Sistema Nacional de Informações Tóxico-Farmacológicas - Ministério da Saúde - Brasil. **Casos Registrados de Intoxicação Humana e Envenenamento - Brasil -1996**. Rio de Janeiro, FIOCRUZ, 1998. Site: <http://www.fiocruz.br/cict/oquee/estrut/dect/sinitox/>. Acesso: 26/9/1998.

FREIRE, E. C.; SANTOS, A. M. dos; ARANTES, E. M. & PARO, H. **Diagnóstico da Cultura do Algodão em Mato Grosso**. Cuiabá: EMPAER-MT/ EMBRAPA, CNPA, 1993. 59p. (EMPAER-MT, Documentos, 6).

GABEIRA, F. **PL 1518/1999** - Proibição do uso do Paration Metil em defensivos agrícolas. Brasília, Câmara dos Deputados, 1999. Disponível em: <http://www.gabeira.com.br/noticias/>. Acesso em: 2/3/06.

GAEIRAS, L. A. da C. & REIS, P. R. Pragas do algodoeiro. *Inf. Agropec.*, Belo Horizonte, **4**(41):37-44, 1978.

GALLO, D.; NAKANO, O.; SILVEIRA NETO, S.; CARVALHO, R. P. L.; BATISTA, G. C. de; BERTI FILHO, E.; PARRA, J. R. P.; ZUCCHI, R. A. & ALVES, S. B. **Manual de entomologia Agrícola**. São Paulo: Ed. Agronômica Ceres, 1978. 531 p.

GARCIA, M. S. **Levantamento do Índice de Casos de Suspeitos de Intoxicação por Agrotóxicos, em Agricultores do Município de Santa Rosa**. Santa Rosa (RS), EMATER-RS, s/d. 38 p.

GARCÍA GONZÁLEZ, J. E. **Introducción a los Plaguicidas**. / Jaime E. García.- 1.ed. –San José, C.R.: EUNED, 1997. 476 p.

GARDIN, J.R.; MILORI, D.M.B.P.; MARTIN-NETO, L. & BAGNATO, V.S. Análise da fotólise de pesticidas orgânicos através de técnicas espectrocópicas. IN: ENCONTRO NACIONAL DE FÍSICA DA MATÉRIA CONDENSADA, 25, 2002.

Caxambu. **Resumos...** Caxambu (MG): XXV ENFMC/SBF, 2002. Disponível em: <http://www.sbf1.sbfisica.org.br/eventos/enfmc/xxv/programa/res0831.pdf> in: 2005.

GELMINI, G. A. **Agrotóxicos**: legislação básica, julho de 1991. Campinas, SP, Fundação Cargill, 1991. 2 v. 838p. (Série Técnico-Científica, 175).

GOELLNER, C. I. **Utilização dos Defensivos Agrícolas no Brasil**: análise do seu impacto sobre o ambiente e a saúde humana/ [Claud Ivan Goellner]. São Paulo, ArtGraph Editora Ltda, 1993. 102 p.

GOMIDE, M. Pesticide: how can it named? **Ciênc. saúde coletiva**. [online]. [S.l.], **10**(4):1047-1054. Oct./Dec.2005, Available: <<http://www.scielo.br> > [cited 19 Mar 2006].

GORING, C. A. I.; LASKOWSKI, D. A.; HAMAKER, J. W. & MEIKLE, R. W. Principles of pesticide degradation in soil. **Environmental science research**, New York, **6**:135-172, 1975.

GOSS, D. W. Screening procedure for soil and pesticides relative to potential water quality impacts. **Weed Technol.**, **6**:701-708, 1992.

GRANDO, M.; SCUSSEL, V. M.; AMARAL, D. A.; ZANNIN, M.; FERNANDES, T. A. & ZURBA, S. **Praguicidas**: intoxicações humanas em Santa Catarina. Florianópolis, CIT-SC/UFSC, 9p. 1998.

GREEN, R. E.; SCHNEIDER, R. C. & GAVENDA, R. T. Utility of sorption and degradation parameters from the literature for site-specific pesticide impact assessments. IN: **Sorption and Degradation of Pesticides and Organic Chemicals in Soil**./Ed. Comm.:D. M. Linn (chair), T.H. Carski, M. L. Brusseau, F. -H. Chang. Madison, Wisconsin, USA, SSSA, Inc., ASA, Inc., 1993. p. 209-226. (Nº 32).

GUARIM NETO, G. Plantas do Brasil – Angiospermas do Estado de Mato Grosso – Pantanal. **Acta bot. Bras**, **5**(1):25-47, 1991.

GUARIM NETO, G. Biodiversidade do Ecossistema Pantaneiro: A Vegetação do Pantanal. – Congresso Nacional sobre Essências Nativas, 2, 1992, São Paulo. **Anais...** São Paulo, 1992, p.106-110.

GUERRA, M. de S. O receituário agrônomo como medida preventiva de acidentes e intoxicações pela exposição e ou manipulação de defensivos agrícolas. IN: **Fundamentos do Receituário Agrônomo** /Centro de Estudos Toxicológicos/RS. Pelotas, CETREISUL/FAEM/UFPEL, 1978. p.83-92. 213 p.

GUERRA, M. de S. **Receituário caseiro**: alternativas para o controle de pragas e doenças de plantas cultivadas e de seus produtos. Brasília, EMBRATER, 1985. 166p. il. (Informações Técnicas, 7).

GUERRA CONSULTORIA. **Análises de safras**. Rondonópolis, Guerra Consultoria/Hokko do Brasil, 2004. (Relatório em 4 CD-ROM)

HAMAKER, J. W. The interpretation of soil leaching experiments. **Environmental**

science research, New York, **6**:115-133. 1975.

HAQUE, R. Role of adsorption in studying the dynamics of pesticides in a soil environment. *Environmental science research*, New York, **6**:97-114, 1975.

HEYER, R. & STAN, H.-J. Comparison of the leaching behaviour of alachlor and its metabolites under field and laboratory conditions. Intern. *J. Environ. Anal. Chem.*, Amsterdam BV, OPA, **58**:173-183, 1995.

HIMEL, C. M.; LOATS, H. & BAYLEY, G. W. Pesticide sources to the soil and principles of spray physics. IN: Cheng, H. H. (Editor). **Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts, and Modeling**. Madison, Wisconsin, USA, Soil Science Society of America-SSSA, Inc., 1990. p. 7-50. (N. 2, SSSA Book Series).

HIRATA, R.; PRASAD, S.; LUCHINI, L. C. ; NUNES, F. de A. P.; MESQUITA, T. B. & RÜEGG, E. F. Degradação do inseticida malation em solos do nordeste brasileiro. *Pesq. Agropec.bras.*, Brasília, **21**(3):285-292, mar. 1986.

HORNSBY, A. G.; BUTLER, T.M. & BROWN, R.B. Managing pesticides for crop production and water quality protection: practical grower guides. *Agriculture, Ecosystems & Environmental*, **46**:187-196, 1993.

HUANG, L. Q.; FRINK, C. R. Distribution of atrazine, simazine, alachlor e metolachlor in soil profiles in connecticut. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **43**:159-164, 1989.

HULLMAN, N. & RIEDER, A. **Relatório Final II: estagiários de agronomia**. Cáceres (MT). Projeto Rondon/UFPel/UCPel/FURG/UFMT. 1974. (Operação Campi Avançados. Projeto Rondon. Mimeografado).

IBGE - **IX Recenseamento Geral do Brasil**: 1980. Rio de Janeiro, IBGE, vol.1, tomos 4, 5, 6, nº 24, 1982.

IBGE - SIDRA 97-Sistema IBGE de Recuperação Automática. **Censo Demográfico do ano de 1991**. Brasília, Fundação IBGE. 1997. Disp.em: < <http://www.ibge.gov.br>>

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. SIDRA-Sistema IBGE de Recuperação Automática. **Levantamento Sistemático da Produção Agrícola**. Brasília, IBGE, 2004. (Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>; Acesso: 19/2/2005).

INCRA – INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA – Coord. Reg.I de Mato Grosso - Projeto Fundiário de Cáceres. **Fazenda Nacional da Caiçara**: Diagnóstico/por Assis F. Batista. Cáceres (MT), INCRA, 1980. (Doc.int.).

INDEA-MT - Instituto de Defesa Agropecuária do Estado de Mato Grosso. **Receitas de Agrotóxicos no Mato Grosso**. Cuiabá (MT), INDEA, 2004. (Acesso restrito).

INFORME AGROPECUÁRIO. Belo Horizonte: EPAMIG, 1975 – Mensal -V I. **5**(57) set. 1979(a). ISSN: 01003364.

INFORME AGROPECUÁRIO. Belo Horizonte: EPAMIG, 1975 – Mensal -V I. **5**(58) out. 1979(b). ISSN: 01003364.

INFORME AGROPECUÁRIO. Belo Horizonte: EPAMIG, 1975 – Mensal -V I. **8**(92) agosto 1982. ISSN: 01003364.

INFORME AGROPECUÁRIO. Belo Horizonte: EPAMIG, 1975 – Mensal -V I. **14**(162) 1989. ISSN: 01003364.

INPEV - Instituto Nacional de Processamento de Embalagens Vazias.

Responsabilidade –Tríplice lavagem ou Lavagem sob pressão- Tipos de embalagem-Destino final de resíduos. São Paulo, INPEV, 2005.

http://www.inpev.org.br/responsabilidades/tríplice_lavagem/ Acesso: 31/12/05.

JANNUZZI, H. **Relatório de consumo de ingredientes ativos de agrotóxicos e afins no Brasil – anos 2000/2004.** Brasília, IBAMA-DF, 2005. (Doc. interno).

KATAN, J.; FUHREMANN, T. W. & LICHTENSTEIN, E. P. **Science**, **193**:891-894, 1976.

KHAN, S. U. Determining the role of humic substances in the fate of pesticides in the environment. **J. Environ. Sci. Health**, **B 15**(6):1071-1090, 1980.

KIEHL, E. J. **Manual de edafologia:** relação solo-planta. São Paulo, Ed.Ceres, 1979. 264p.

LAABS, V.; PINTO, A. A.; ALTSTAEDT, A.; GIRARD, P.; AMELUNG, W. & ZECH, W. Agrochemicals (biocides) in soils of a small sub-basin of the São Lourenço River. IN: STUDIES ON HUMAN IMPACT ON FOREST AND FLOODPLAINS IN THE TROPICS – SHIFT, Workshop, 3, 1998, Manaus. **Program, abstract** Manaus, 1998. (German-Brazilian Cooperation Program on applied Tropical Ecology. D 1).

LACA-BUENDIA, J. P. del C. & ALVES-FARIA, E. Tratos culturais do algodoeiro. **Inf.Agropec.**, Belo Horizonte, **4**(41):22-37, 1978.

LACA-BUENDIA, J. P. del C. & ALVES-FARIA, E. Manejo e tratos culturais do algodoeiro. **Inf.Agropec.**, Belo Horizonte, **8**(92):50-61, 1982.

LAMBAIS, M. R. Poluição orgânica e seu controle. IN: CARDOSO, E. J. B. N., coord. **Microbiologia do Solo**, coordenado por E. J. B. N. Cardoso, S. M. Tsai e M. C. P. Neves. Campinas, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992. p. 91-104.

LANGENBACH, T. & SCHROLL, R. Os destinos dos agrotóxicos no ambiente – o caso das triazinas. IN: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 27., 1999, Brasília. **Anais...** Brasília, SBCS, 1999. (Simpósio 5: BSSSA).

LASKOWSKI, D. A.; SWANN, R. L.; McCALL, P. J. & BIDLACK, H. D. Soil degradation studies. **Residue Reviews**. N.York, Springer Verlag, **85**:139-147, 1983.

LOPES, A. S. & GUIDOLIN, J. A. **Interpretação de Análise do Solo:** conceitos e aplicações. 3ªed. São Paulo, Comitê de Pesquisa / Técnico / ANDA, 1989, 64 p.

LOPES, A. S. & GUILHERME, L. R. G. **Solos sob Cerrado:** manejo da fertilidade

para a produção agropecuária. São Paulo, ANDA, 1992. 60 p. (Boletim Técnico, 5).

LUTZEMBERGER, J. A. A máfia dos pesticidas. IN: **Uso de Agrotóxicos e Receituário Agrônomo** / coordenador da coletânea Francisco Graziano Neto/. São Paulo: Agroedições, 1982, p.185-194.

LUZ, L. R. Q. P. da; SANTOS, M. C. D. & MERMUT, A. R. Pedogênese em uma topossequência do semi-árido de Pernambuco. **R. bras. Ci. Solo**, Campinas, **16(1)**:95-102. 1992.

MACIEL, S. J.; VASCONCELLOS, B. C. de; BRUNNINGER, B. & LANGENBACH, T. A matéria orgânica no cotransporte do organoclorado dicofol no solo promovido pela *P. fluorescens* no solo. IN: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26, 1997, Rio de Janeiro. **Resumos...**Rio de Janeiro: SBSCS, 1997. 494p. p.493 (9-052).

MADHUN, Y. A. & FREED, V. H. Impact of pesticides on the environment. IN: CHENG, H. H. (Editor). **Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts, and Modeling**. Madison, Wisconsin, USA, Soil Science Society of America, Inc., 1990. Number 2 in the Soil Science Society of America Book Series. p. 429-466.

MATO GROSSO. Governo do Estado de Mato Grosso. **Projeto de Irrigação da Comunidade Facão**. Cuiabá (MT), EMATER-MT, 1990. V. 1-4.

MELO, W. J. de. Manejo: aspectos biológicos. IN: Pereira, Vicente de Paula, ed. **Solos Altamente Suscetíveis à Erosão** / por Vicente de P.Pereira, Manoel E. Ferreira e Mara C. P. da Cruz. Jaboticabal, FCAV-UNESP/SBSCS. 1994. p.123-148.

MENDES, N. F. **História de Cáceres** - Tomo I: História da Administração Municipal. Cáceres, 1973. 290 p.

MENDES, S. G. Aspectos da legislação brasileira no controle de pragas. **Inf. Agropec.**, Belo Horizonte, **12(140)**:3-10, agosto de 1986.

MENDONÇA, R. de. **História de Mato Grosso**. 4ª. Ed. Cuiabá, Fundação Cultural de Mato Grosso, 1982. 118 p.

MINAYO, M. C. de S. **O Desafio do Conhecimento: Pesquisa Qualitativa em Saúde**. 3.ed.São Paulo-Rio de Janeiro, Hucitec-Abrasco, 269 p., 1994.

MINISTÉRIO DA SAÚDE - Secretaria Nac. de Vigilância Sanitária. **Substância com Ação Tóxica sobre Animais e/ou Plantas**, 2ª ed. rev. Rio de Janeiro, BB, 1985.

MOZETO, A. A. Avaliação alternativa de riscos ambientais: o grande e inevitável desafio da avaliação de impacto ambiental do século XXI – Parte I –Tomando melhores decisões ambientais. IN: WORKSHOP DE 10 ANOS DA DAB – Divisão de Química Ambiental – Química-UFPR. **Novidades**. Curitiba, UFPR, 2001a. Disponível em: <http://www.quimica.ufpr.br/~sbqamb/novidades.htm>. Acesso: 21 maio 2005.

MOZETO, A. A. Avaliação alternativa de riscos ambientais: o grande e inevitável desafio da avaliação de impacto ambiental do século XXI – Parte II – Estão sabotando nosso futuro? O quanto a nossa fertilidade, inteligência e sobrevivência

estão sendo afetadas/ameaçadas. In: WORKSHOP DE 10 ANOS DA DAB – Divisão de Química Ambiental - Química-UFPR. **Novidades**. Curitiba, UFPR, 2001b. Disp.: <http://www.quimica.ufpr.br/~sbqamb/novidades.htm>. Acesso: 21 maio 2005.

MUNIZ, J.A. **Lista de Pesticidas Usados na Cotonicultura de Rondonópolis Recentemente**. Rondonópolis, EMPAER-MT, 2004.(O autor é Engº Agrº atuante na cotonicultura local, colaborador do presente estudo. Informações fornecidas via telefone e via e-mail: <empaer@micnet.com.br>. Acesso: 17 fev. 2005)

MUSUMECI, M. R. Defensivos agrícolas e a sua interação com a microbiologia do solo. IN: CARDOSO, E. J. B. N., coord. **Microbiologia do Solo**, coordenado por E. J. B. N. Cardoso, S. M. Tsai e M. C. P. Neves. Campinas, SBCS, 1992. p.:341-360.

MATA, J. S. da. **Agrotóxicos e as suas conseqüências**. s/l, PetraSaúde: medicina alternativa, s/d. Disponível em: <http://www.petrasaude.pop.com.br/agrotoxicos.htm>. Acesso em: 2 de março de 2006. (Email autor: siqueiradamata@bol.com.br).

NAKANO, O. Avanços na prática do controle de pragas. *Inf. Agropec.*, Belo Horizonte, **12**(140):55-59, agosto de 1986.

NARVAEZ VALDEZ, E. C. **Monitorização Biológica de Trabalhadores Expostos a Inseticida Organofosforado Neurotóxico**: uma proposta de intervenção. Rio de Janeiro, Escola Nacional de Saúde Pública, 1995. Dissertação de Mestrado, 98 p.

NASCENTES, A. **Dicionário da Língua Portuguesa da Academia Brasileira de Letras** / elaborado por Antenor Nascentes. – Rio de Janeiro; Bloch Ed., 1988. 670 p.

NASCIMENTO, M.R. L. do. **Apontamentos de exame de tese**. São Carlos, UFSCar, 2005. (Indicações como examinador de banca de defesa da presente tese).

NIMER, E. & BRANDÃO, A. M. P. M. **Balanço Hídrico e Clima da Região de Cerrados**. / Coord. Edson Nimer, Ana Maria P. M. Brandão. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1989. 166p.:il.

NRA – National Registration Authority for Agricultural and Veterinary Chemicals. **NRA Review of Parathion Methyl** – Environmental Assessment. Kingston, Canberra-Australia, Chemical Review, NRA, March 1999 (Interim Report, Volume I).

NUNES, V. da S.; DORES, E. F. G. de C.; RIEDER, A.; OLIVEIRA, M.D. de; CALHEIROS, D.F.; CASTRO e SILVA, E.: OLIVEIRA, L. J. de; MARASCHIM, L.; BARROS, L.F.; FERREIRA, M.L. **Relatório da Avaliação da Contaminação dos Recursos Hídricos do Pantanal por Pesticidas e Metais Pesados**. Corumbá: CPAP-EMBRAPA/UFMT/UNEMAT/FEMA/CNPq, 2002. (36 p.). Disponível em: <www.cpap.embrapa.br/peld/arquivos/peld_pantanal_sub2_2003.PDF>

OLIVEIRA, M. A. G. **Níveis de Resíduos de Praguicidas Organoclorados no Leite de Mães de uma População de Cuiabá, Mato Grosso**. Cuiabá, Programa de Pós-Graduação, Instituto de Saúde Coletiva, UFMT, 1997. Dissertação de Mestrado.

OLIVEIRA, J. A. de & BEGAZO, J. C. E. O. Inativação de herbicidas do grupo das triazinas em solos cultivados com café. *Revista Brasileira de Tecnologia Cafeeira*:

Cafeicultura moderna. Rio de Janeiro, IBC/Fund. Café, **2(6):16-20**, mar/jun, 1989.

OLIVEIRA, C.C.M.de F. **Biodeteção e Estudo do Período de Dacaimento do Pesticida Organofosforado Metil-paration em Uvas**. Rio de Janeiro, UERJ / Biociências Nucleares, 2000. Mestrado, 60 p. Disp: <www2.uerj.br/~cbi/2000.htm>

PAIVA, M. P. **Aproveitamento de Recursos Faunísticos do Pantanal de Mato Grosso**: pesquisas necessárias e desenvolvimento de sistemas de produção mais adequados à região. Brasília, EMBRAPA-DDT, 1984. 71p. (EMBRAPA-DPP. Doc.7).

PARANÁ. Secretaria de Estado da Saúde **Relatório do Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos no Estado do Paraná**: junho de 2001 a junho de 2002. Curitiba: Secretaria de Estado da Saúde-SESA, 2003. p. 55 . Disp: [http://www.saude.pr.gov.br/ftp/Visa/Relatorio Residuos Agrotoxicos 2001 2002.pdf](http://www.saude.pr.gov.br/ftp/Visa/Relatorio_Residuos_Agrotoxicos_2001_2002.pdf)

PARENCIA, C. R. Controle químico do bicudo. IN: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária-EMBRAPA, Departamento de Difusão de Tecnologia. **O Bicudo do Algodoeiro** / editores Sebastião Barbosa, Maurice J. Lukefahr, Raimundo Braga Sobrinho. - Brasília, 1986. p. 185-199. (314 p. - (EMBRAPA-DDT. Documentos; 4)).

PARO, H.A.**História do Algodão em Mato Grosso**.Cuiabá:EMPAER-MT,2000. 46p.

PASSOS, S. M. G.; CANÉCHIO FILHO, V. & JOSÉ, A. **Principais Culturas**. 2.ed. Campinas, Instituto Campineiro de Ensino Agrícola, 1973. V. 1.

PEREIRA, R. S. **A Estatística e suas Aplicações**. Porto Alegre. GRAFOSUL, 1978. 658 p.

PEREIRA LEITE, J. Lógica do processo organizacional do projeto Facão. IN: EMATER-MT. **Projeto de Irrigação Comunidade Facão**. Cuiabá, EMATER-MT, 1990. 1:29-31, 329 p.

PERES F. **É veneno ou é remédio? Os desafios da comunicação rural sobre agrotóxicos**. Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz - ENSP/FIOCRUZ, 1999. Mestrado. Disp: <http://www.scielo.br/> Acesso: 19 mar.2006.

PERES F.; ROZEMBERG B.; ALVES S.R.; MOREIRA J.C.; OLIVEIRA-SILVA J.J. Comunicação relacionada ao uso de agrotóxicos em uma região agrícola do Estado do Rio de Janeiro. **Rev. Saúde Pública**, **35:564-70**, 2001.

PERES, F; ROZEMBERG, B & LUCCA, S. R. de. Percepção de riscos no trabalho rural em uma região agrícola do Estado do Rio de Janeiro, Brasil: agrotóxicos, saúde e ambiente **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, **21(6):1836-1844**. nov./dez. 2005. Disponível em: <http://www.scielo.br/>. Acesso em: 19 mar.2006.

PESSANHA, B. M. R. O defensivo agrícola. IN: **Uso de Agrotóxicos e Receituário Agrônomo** /coord col. Francisco G. Neto. - São Paulo: Agroed., 1982. p. 7-35.

PIMENTEL GOMES, F. **Curso de Estatística Experimental**. 9ª ed. São Paulo, USP-ESALQ, NOBEL, 1981. 467 p.

PIMENTEL GOMES, F. **A Estatística Moderna na Pesquisa Agropecuária** / Frederico Pimentel Gomes, 1921 – Piracicaba, POTAFOS, 1984. 160 p. il.

PIRES, D. X.; CALDAS, E. D. & RECENA, M.C.P. Intoxicações provocadas por agrotóxicos de uso agrícola na microrregião de Dourados, Mato Grosso do Sul, Brasil, no período de 1992 a 2002. **Cad. Saúde Pública**. Rio de Janeiro, **21**(3):804-814, maio-jun, 2005.

PRATISSOLI, D.; THULER, R.T.; PEREIRA, F. F.; REIS, E. F. dos & FERREIRA, A. T. Ação transovariana de lufenuron (50 g/ L) sobre adultos de *Spodoptera frugiperda* (J.E.Smith) (Lepidoptera: Noctuidae) e seu efeito sobre o parasitóide de ovos *Trichogramma pretiosum* Riley (Hymenoptera: Trichogrammatidae). **Revista Ciência e Agrotecnologia**. Lavras, Editora UFLA, 2004.

PRIMAVESI, A. **Manejo Ecológico do Solo: a agricultura em regiões tropicais**. 9 ed. São Paulo: Nobel, 1988.

PUGA, F. R. & MELLO, D. de. Aspectos toxicológicos de pesticidas. IN: **Uso de Agrotóxicos e Receituário Agrônomo** / coord. col. Francisco Graziano Neto/. São Paulo: Agroedições, 1982. p. 37-57.

PURCINO, A. A. C. Nutrição mineral do algodoeiro em Minas Gerais. **Inf. Agropec.**, Belo Horizonte, **8**(92):35-49, 1982.

QUAGGIO, J. A. Reação do solo e seu controle, IN: SIMPÓSIO AVANÇADO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO, 1., 1986, Piracicaba. **Anais...**/coord. Antonio R. Dechen e Quirino A. de C. Carmello, Campinas: Fundação Cargill, 1986. p. 53-89.

RACKE, K. D.; SKIDMORE, M. W.; HAMILTON, D. J.; UNSWORTH, J. B.; MIYAMOTO, J. & COHEN, S. Z. Pesticide fate in tropical soils. **Pure & appl, Chem.**, **69**(6):1349-1371, IUPAC, 1997.

RAIJ, B. van. Propriedades eletroquímicas de solos. IN: SIMPÓSIO AVANÇADO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO, 1, 1986, Piracicaba. **Anais...**/coord. Antonio R. Dechen e Quirino A. de C. Carmello. Campinas: Fund. Cargill, 1986, bv p.9-41.179 p.

RAJENDRAN, R. B. & SUBRAMANIAN, A. Pesticide residues in water from River Kaveri, South India. **Chemistry and Ecology**, **13**:223-36, 1997.

RESENDE, M. Aplicações de conhecimentos pedológicos à conservação do solo. **Inf. Agropec.**, Belo Horizonte, **11**(128):3-18, agosto 1985.

RESENDE, M.; SANDANIELO, A. & COUTO, E. G. **Zoneamento Agroecológico do Sudoeste do Estado de Mato Grosso**. Cuiabá; EMPAER-MT; 1994 130 p. (Doc. 4).

RESENDE, J. M. P. **Caso SHELL/CYANAMID/BASF**: epidemiologia e informação para o resgate de uma precaução negada. Campinas, Pós-Graduação da Faculdade de Ciências Médicas-Saúde Coletiva - Epidemiologia - Unicamp, 2005. Doutorado. Disponível: www.quimicosunificados.com.br/caso%20shell/. Acesso: 9 mar.2006.

RIEDER, A. **Reciclagem e Atualização sobre Toxicologia de Pesticidas Agrícolas e Revisão sobre Uso e Manejo Adequado dos Mesmos**. Cáceres (MT), EMATER-MT, 1983. 40 p. (mimeografado).

RIEDER, A. **Características Químicas, Físicas e Físico-Hídricas de Solos de Algumas Várzeas de Mato Grosso**. Santa Maria, Progr. de Pós-Graduação – Universidade Federal de Santa Maria-UFSM, EMBRATER/UFSM, 1984. Monografia de Especialização em Irrigação e Drenagem Agrícola. 169 p.

RIEDER, A. **Práticas Usuais Adotadas e Problemas Tecnológicos Enfrentados pelo Pequeno Produtor Rural da Região de Cáceres na Exploração das Culturas de Arroz, Milho, Feijão, Café, Algodão, Banana e Produtos Hortícolas**. Cáceres, EMATER-MT, 1986. 56 p.

RIEDER, A. **Um Retrato da Cotonicultura**. Cuiabá, EMATER-MT, 1990. 70 p. ilustr. (EMATER-MT. Série Informações, 07).

RIEDER, A. **Agrotóxicos e Intoxicações na Cotonicultura de Cáceres-MT**. Cuiabá, Emater-MT, 1991. 40 p.il. (Emater-MT, Série Informações Técnicas, 08).

RIEDER, A. Módulo mínimo de lote para sustentar uma família em assentamento rural na comunidade Facão, com agricultura de sequeiro. IN: EMATER-MT. **Projeto de Irrigação Comunidade Facão**: opção 2 - obras hidráulicas. Cáceres, EMPAER-MT, set. 1992. p. 33-39. (Volume V, Circulação interna, 39 p.).

RIEDER, A. **Perfil da Ação Antrópica com Pesticidas no Sudoeste de Mato Grosso e Interações de Resíduos de Pesticidas na Matriz Solo**. Cuiabá-MT, UFMT, setembro de 1994a. 34 p. (Elaborado à disciplina de Epidem. Ambiental, Pós-Grad. Saúde e Ambiente, ISC, Universidade Federal de Mato Grosso).

RIEDER, A. **Perfil Diagnóstico de Uso e Manejo de Pesticidas no Sudoeste de Mato Grosso**: situação em Cáceres-MT. Cuiabá-MT, UFMT, outubro de 1994b. 34 p. (Elaborado à disciplina de Química Ambiental, Pós-Grad. Saúde e Ambiente, ISC, Universidade Federal de Mato Grosso. Apresent.em seminário, em 01 nov. 1994).

RIEDER, A. **Caracterização Física e Química de Solos Utilizados por Pequenos Agricultores da Microbacia do Córrego Caramujo, Município de Cáceres-MT/ Arno Rieder**. Cuiabá, Pós-Graduação em Agricultura Tropical - Uso e Conservação de Recursos Naturais, UFMT, EDUFMT, 1995. Dissertação de Mestrado, 306 p. il.

RIEDER, A. **Indicadores de Riscos de Contaminação e de Danos ao Ambiente e a Saúde Humana por Pesticidas às Bordas do Alto Pantanal**. Cuiabá, Programa de Pós-Graduação em Saúde e Ambiente, UFMT, 1999. Tese de Doutorado, 302 p.

RIEDER, A. & D'ELIA, V. M. A. Ecosistemas e Biocidas. IN: Encontro Latino-Americano de Toxicologia e Formulação de Defensivos Agrícolas, 1., 1976, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre, CET-RS, maio de 1976. 12 p. (Palestra).

RIEDER, A.; OKADA, A. S.; ARRUDA, T. C. de; RODRIGUES, L. A. V. O.; FORTES, E. A.; LOPES, B. F.; RAMOS, A. M.; LEITE, J. P. & SANTOS, M. D. **Projeto de Irrigação**: comunidade do Facão - Cáceres. Cuiabá, EMATER-MT, 1990.

RIEDER, A.; MORAES, M. P. L. de & DORES, E. F. G. de C. Tendências de expansão de lavouras dependentes de pesticidas na Bacia do Alto Pantanal. IN: REUNIÃO ESPECIAL DA SBPC MATO GROSSO, 2, 1995, Cuiabá. **Anais...** Cuiabá, UFMT/SBPC, 1995a. p. 35 (A . 1-066: Agronomia e Zootecnia).

RIEDER, A.; MORAES, M. P. L. de & DORES, E. F. G. de C. Pesticidas usados em áreas de algodão (*Gossypium hirsutum*) no Sudoeste de Mato Grosso. IN: REUNIÃO ESPECIAL DA SBPC MATO GROSSO, 2, 1995, Cuiabá. **Anais...** Cuiabá, UFMT/SBPC, 1995b. p. 36 (A . 1-068: Agronomia e Zootecnia).

RIEDER, A.; CASTRO e SILVA, E. de & MORAES, M. P. L. de. Avaliação de risco à saúde e ambiente atribuído a pesticidas. IN: ENCONTRO ANUAL DA SEÇÃO BRASILEIRA DA INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR IMPACT ASSESSMENT-IAIA, 4., 1995, Belo Horizonte/ Organizados pelo Comitê Regional de Minas Gerais. **Anais...** Belo Horizonte: Gráfica e Editora Cultura, 1995c. p. 357-364. 523 p.

RIEDER, A.; MORAES, M. P. L. de & DORES, E. F. G. de C. Influence of some socio-cultural aspects on the definition of pesticides application in cotton crops in two rural communities in the southwest of Mato Grosso state, Brazil. IN: IUPAC/GARD WORKSHOP ON PESTICIDES: uses and environmental safety in Latin America, 1996, São Paulo. **Book of Abstracts.** São Paulo, IUPAC/GARD, 1996. p. 84. (P-22).

RIEDER, A.; DORES, E. F. G. de C. & MORAES, M. P. L. de. Casos de intoxicações por pesticidas em famílias rurais no sudoeste de Mato Grosso - Brasil. **Rev. Saúde e Ambiente.** Cuiabá (MT), 1(1):59-75, 1998.

RIEDER, A.; FREIRE, E. M. D.; DORES, E.F.G. de C & MORAES, M. P. L. de. **Mobilização Edafohídrica de Resíduos do Pesticida Metil Paration em Solos Oriundos da Borda Noroeste do Pantanal de Mato Grosso.** Cuiabá, UFMT, 1999. (Relatório de ensaio laboratorial parcialmente financiado pelo CNPq).

RIEDER, A.; DORES, E.F.G. de C; NUNES, V. da S.; OLIVEIRA, M. D.; SANTOS, J. L; MODRO, A. F. H. & ROCHA, G. da S. **Relatório de sub-projeto: Avaliação de Receituários Agronômicos, do Proj. Avaliação do Grau de Contaminação dos Recursos Hídricos do Pantanal por Biocidas e Metais Pesados.** Cáceres, UNEMAT, nov. 2002. [Apoio financ. do CNPq; exec. integrada EMBRAPA-Pantanal-UFMT-UNEMAT; Coord. Vânia da Silva Nunes- CNPAP-Embrapa-Corumbá).

RIEDER, A; DORES, E. F. G. de C.; NUNES, V. da S.; OLIVEIRA, M.D. de; MOZETO A. A.; MODRO, A. F. H.; SANTOS, J.L. dos; ROCHA, G. S. Classes de Potencial de Periculosidade Ambiental (PPA) dos Pesticidas Receitados em Municípios do Pantanal Norte, Mato Grosso (MT), Brasil, no biênio 1999-2000. IN: SIMPOSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SÓCIO-ECONÔMICOS DO PANTANAL, 4., 2004, Corumbá/MS. **Artigos, Resumos e Palestras...** Corumbá, Embrapa - CPAP, 2004.

ROTICH, H.K.; ZHANG, Z.; ZHAO, Y. & LI, J. The adsorption behavior of three organophosphorus pesticides in peat and soil samples and their degradation in aqueous solutions at different temperatures and pH values. **International Journal of Environmental and Analytical Chemistry**, vol. 84. nº 4, p 289-301 (13), 2004.

ROZEMBERG, B. & PERES, F. Reflexões sobre a educação relacionada aos agrotóxicos em comunidades rurais. In F. Peres, J.C. Moreira (org). **É veneno ou é remédio? Agrotóxicos, saúde e ambiente**. Rio de Janeiro: Fiocruz, 2003.p.367-384

SALAZAR CAVERO, E.; GUERRA, M. de S. & SILVEIRA, C. P. D. da. **Manual de Inseticidas e Acaricidas: aspectos toxicológicos**. Pelotas, Editora AIMARA LTDA, 1976. 354 p.

SALAZAR CAVERO, E. **Inseticidas e Acaricidas: toxicologia; receituário agrônomo**. Henrique Salazar Cavero, M. S. Guerra, V. V. Vieira. Piracicaba, Livrocercos, 1982. 424 p.

SALAZAR CAVERO, E. **Inseticidas e Acaricidas - toxicologia; Receituário agrônomo**. 4ª edição. Enrique Salazar Cavero, M. S. Guerra, V. V. Vieira - Pelotas: Ed. Universitária/ UFPel, 1998. 645 p.

SANCHEZMARTIN, M.J. & SANCHEZCAMAZANO, M. Relationship between the structure of organophosphorus pesticides and adsorption by soils components. **Soil Science**, **152**(4):283-288, 1991.

SANDANIELO, A. **Probabilidade de Chuvas em Cáceres, MT**. /Aquiles Sandanielo. Cuiabá, EMPA, MT, 1986. 18 p. (EMPA, MT. Documentos, 3).

SANDANIELO, A. **Estimativa das Temperaturas Médias Mensais e Anuais para a Região do Programa Polonoroeste – PDRI/MT**./Aquiles Sandanielo. Cuiabá, EMPA, MT, 1987. 20 p. (EMPA, MT. Boletim de Pesquisa, 3).

SANTOS NETO, A. J. dos & SIQUEIRA, M. E. P. B. de. Analysis of organophosphorus pesticides in water using SPE C18 disks and gas chromatography: evaluation of Furnas dam contamination. **Quím. Nova**, **28**(5):747-750, Sept./Oct. 2005.

SCHNEIDER, M. de O.; BELENE, A. P.; OLIVEIRA, F. D. de; AMARAL, M. A. & FRANCO, J. B. S. O uso de agrotóxicos na agricultura moderna na região dos cerrados: um estudo de caso. IN: Congresso Nacional de Meio Ambiente na Bahia, 1. e Jornada Universitária da UEFS, 13., 1998, Feira de Santana –BA. **Anais...** Feira de Santana, Ed. do Espaço Cultural Expogeo, 1998. p. 44-46, 395 p.

SEVERN, D. J. & BALLARD, G. Risk/Benefit and Regulations. IN: CHENG, H. H. (Editor). **Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts, and Modeling**. Madison, Wisconsin, USA, SSSA, Inc., 1990. p. 467-492. (SSSA-Book Series, nº2).

SEMA – Secretaria Especial do Meio Ambiente – STC – Coordenadoria de Toxicologia Ambiental. **Manual de Testes para Avaliação da Ecotoxicidade de Agentes Químicos**. Brasília, 1988. 351 p.

SILVA, I. de F. da; ANDRADE, A. P. de; CAMPOS FILHO, O. R. & OLIVEIRA, F. A. P. de. Efeito de diferentes coberturas vegetais e de práticas conservacionistas no controle da erosão. **R. bras. Ci. Solo**, Campinas, **10**(3):289-292, 1986.

SILVA, J. E. da; LEMAINSKI, J. & RESCK, D. V. S. Perdas de matéria orgânica e

suas relações com a capacidade de troca catiônica em solos da região de Cerrados do Oeste Baiano. **R.bras. Ci. Solo**, Campinas, **18**:541-547, 1994.

SILVA, F. C., CARDEAL, Z. de L. & CARVALHO, C. R. de. Determination of organophosphorus pesticides in water using SPME-GC-MS. **Quím. Nova**, **22**(2):197-200, Mar./Apr. 1999.

SIMON, C. W. O futuro dos inseticidas no Brasil. IN: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENTOMOLOGIA, 14, 1993, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: SEB/ FEALQ, 1993. p. 101-109, 124 p.

SINITOX/CICT/FIOCRUZ - Sistema Nacional de Informações Tóxico-Farmacológicas/Centro de Informação Científica e Tecnológica/Fundação Oswaldo Cruz – Ministério da Saúde. **Intoxicações Humanas**. Rio de Janeiro: FIOCRUZ, 2004. Disponível: <www.cict.fiocruz.br/intoxicacoeshumanas/> Acesso: 23 jan. 2005.

SIQUERI, F.V. **Teste de Defensivos Agrícolas para o Controle de Pragas na Cultura do Algodão**. Rondonópolis, FUNDAÇÃO MT, 2000. Disponível em:< www.fundacaomt.com.br> e < <http://www.facual.org.br>>

SOUZA, E. A. de; RIBEIRO, M. R. & FERREIRA, M. da G. da V. X. Caracterização e gênese de solos do Baixo de Irecê (BA). **R. bras. Ci. Solo**, Campinas, **17**(1):89-97, 1993.

SOUZA, J. G. de; AMORIM NETO, M. da S. & FARIAS, F. J. C. de. **Avaliação e Diagnóstico da Cotonicultura no Sudoeste Goiano - safra 1997/98**. Campina Grande, CNPA - EMBRAPA, 1998. (Catálogo da EMBRAPA Algodão: Disponível em: <http://www.cnpa.embrapa.br>. Acesso em: 18 out. 1998)

SPADOTTO, C. A. Uso de agrotóxicos no Brasil e riscos ambientais. IN: **O Solo nos Grandes Domínios Morfoclimáticos e o Desenvolvimento Sustentado** / [Editado por Victor Hugo Alavarez V., Luiz E. F. Fontes, Maurício Paulo F. Fontes. - Viçosa, MG: SBCS; UFV, DPS, 1996. 930 p.: il. p. 855-65.

STEINDORFF, R. H. **Controle Químico de Ervas Invasoras na Cultura da Batata (*Solanum tuberosum* L.) e a Mobilidade de Herbicidas**. Viçosa (MG), Programa de PG da Universidade Federal de Viçosa, 1973. Tese de mestrado, 44 p.

SUDECO – Superintendência do Desenvolvimento da Região Centro-Oeste – Ministério do Interior. **Plano de Desenvolvimento Regional do Centro-Oeste (1987-1989)**, 2ª ed. Brasília, Centro Gráfico do Senado Federal, 1986.

TARIFA, J. B. O sistema climático do Pantanal: da compreensão do sistema à definição de prioridades de pesquisa climatológica. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SÓCIO-ECONÔMICOS DO PANTANAL, 1º, 1984, Corumbá. **Anais...** Brasília, EMBRAPA-DDT, 1986. p. 9-27, 265 p. (Doc, 5).

TAYLOR, A. W. & SPENCER, W. F. Volatilization and vapor transport process. IN: CHENG, H. H. (Editor). **Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts, and Modeling**. Madison, Wisconsin, USA, Soil Science Society of America, Inc., 1990. p. 213-272. (SSSA-Book Series, nº2).

TESTA, V. M.; TEIXEIRA, L. A. J. & MIELNICZUK, J. Características químicas de um Podzólico Vermelho-Escuro afetadas por sistemas de culturas. **R. bras. Ci. Solo.** Campinas, **16**(1):107-114, 1992.

THIER, H. P. & ZEUMER, H. (ed). **Manual of Pesticide Residue Analysis.** Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG). New York, VCH, 1987. v. 1. 218 p.

TOLEDO, H. H. B. de. Resíduos de pesticidas em alimentos. IN: SEMINÁRIO DE RESÍDUOS DE PESTICIDAS, 2., 1993, Campinas. **Programa, apresentações...** Campinas, Instituto de Tecnologia de Alimentos, set. 1993. p. 28-41.

TOMITA, R. Y. & PERES, T. B. Extração de diuron-¹⁴C e metidation-¹⁴C em água. IN: SIMPÓSIO DE TOXICOLOGIA: Agricultura e Preservação da Qualidade da Água, Ribeirão Preto - SP, de 15 a 18 de março de 1999. **Revista Brasileira de Toxicologia:** Ed. Esp. V.12, nº.1:001, 1999.

TRAUTMANN, N.M.; PORTER, K.S. & WAGENET, R.J. **Pesticides and Groundwater:** A guide for the pesticide user. Cornell, Natural Resources-Cornell Coop. Extension, 1998. Disp.: <<http://pmed.cce.cornell.edu>> Acesso: 6 fev. 2005.

VAN VELD, P. A. & SPAIN, J. C. Biodegradation of methylparathion, p-nitrophenol, and p-cresol in three types of laboratory test systems. IN: ANNUAL MEETING OF THE AMERICAN SOCIETY FOR MICROBIOLOGY, 1983, Washington, **Abstracts...** Washington, ASM, 1983. p. 266 Disp: <<http://www.epa.gov/ged/publica/c0518.htm>>.

VAZ, C.M.P.; CRESTANA, S.; MACHADO, S.A.S., MAZO, L.H.; AVACA, L.A. **Análise de Pesticidas por Técnicas Eletroanalíticas.** São Carlos, EMBRAPA-CNPDIA, dez 1996, p.1-12. (CT/7 – Comunicado Técnico nº 7).

VIEIRA, S. L. P. **Resíduos de Pesticidas Organoclorados e Organofosforados em Tomate (*Lycopersicon esculentum* P. Miller) Comercializados em Cuiabá, Mato Grosso.** Cuiabá, Progr. Pós-Graduação, ISC – UFMT, 1999. 155 p. Mestrado.

VIEIRA, M. J. & MUZILLI, O. Características físicas de um Latossolo Vermelho-Escuro sob diferentes sistemas de manejo. **Pesq. Agropec. Bras.**, Brasília, EMBRAPA, **19**(7):873-882, jul. 1984.

WAGENET, R. J. & HUTSON, J. L. Quantifying pesticide behavior in soil. IN: **Annu. Rev. Phytopathol.**, Annual Reviews Inc., **28**:295-319, 1990.

WEED, S. B. & WEBER, J. B. Pesticide-organic matter interactions. IN: GUENZI, W. D., (Ed.). **Pesticides in Soil and Water.** Wisconsin, USA, SSSA, 1974. p.:39-66.

WOLFE, N. L.; MINGELGRIN, U. & MILLER, G. C. Abiotic transformations in Water, Sediments, and Soil. IN: CHENG, H. H. (Ed). **Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts, and Modeling.** Madison, Wisconsin, USA, Soil Science Society of America, Inc., 1990. p.103-168.

WORTHING, C. R. & HANCE, R. J. **The Pesticide Manual.** 9th ed., Surrey, British Crop Protection Council, 1991. 1140 p.

APÊNDICES

E

ANEXOS

Continuação...QUADRO 1

	92	93	94	95	96	97	92	93	94	95	96	97
4.2.O uso e manejo de pesticidas												
4.2.1.Início do trat. Fitossanit.(data)												
4.2.2.Término trat. fitossanit.(data)												
4.2.3.Número de tratamentos												
4.2.4.Mistura de pesticidas-caldas												
4.2.5.Fase de uso por pesticida												
4.2.6.Dose usada por pest. (mL/20L)												
4.2.7.Volume total usado por pest.(L)												
4.3.Medidas de proteção ambiental												
4.3.1.Destino da embalagem vazia												
4.3.2.Destino da soqueira-lavoura												
4.4.Medidas de proteção pessoal												
4.4.1. Alimentares												
4.4.2 Indumentárias												
4.4.3.Fitoderivadas												
4.4.4.Higiênicas												
4.4.5.Diversas/outras												
4.5.Medidas curativas(desintoxicação)												
4.5.1. Alimentares												
4.5.2.Higiênicas												
4.5.3.Fitoderivadas												
4.5.4.Formais/oficiais												
4.5.5.Diversas/outras												
4.6.Aquisição e armazenagem pest.												
4.6.1.Via de aquisição (R.A.)												
4.6.2.Local de aquisição(tipo comércio)												
4.6.3.Local de armazenagem do pest.												
4.7.Casos de intoxicação por pest.												
4.7.1. Agentes intoxicantes												
4.7.2. Ano da intoxicação												
4.7.3. Causas intoxicantes												
4.7.4. Gravidade da intoxicação												
4.7.5. N° pessoas vítimas/família												
4.7.6. N° intoxicações sofridas												
4.7.7. Intoxicações-mesmas vítimas												
4.7.8. Via de entrada do intoxicante												
4.7.9 Sinais de intoxicação relatados												

Obs.: -Cada célula ou quadrinho (cruzamento da variável com o ano) representa um ambiente de informação específica no presente estudo, cujo espaço foi adequado conforme a necessidade.

-Outros dados complementares e de aprofundamento também foram coletados, mas não incluídos nos resultados apresentado no presente trabalho

APÊNDICE 2: CROMATOGRAMAS

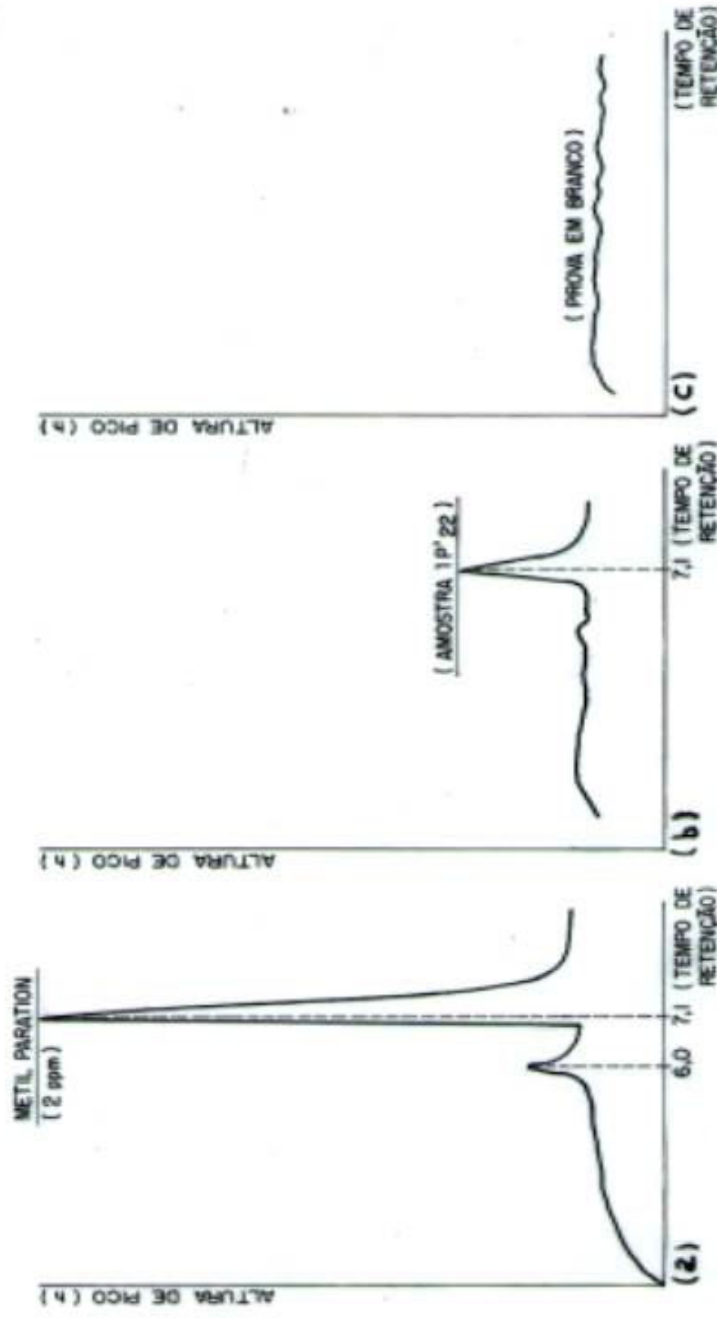


FIGURA 1.1 – Cromatogramas de metil paration (MP) obtido com os procedimentos e condições de trabalhos adotados.

Obs.:Cromatógrafo CG Mod. 500 A com detector de N e P, processador CG 300 ; coluna de sílica fundida DB -5 (5% fenil dimetil siloxano) 14 m x 0,53 mm e 0,5 µm de espessura de fase estacionária; operação isotérmica; temperatura da coluna : 210°C; temperatura do vaporizador : 250°C; velocidade do gás de arraste : nitrogênio (10mL/ min); velocidade do papel integrador: 10 mm/min; volume de solução injetada: 0,5 µL; vazão no detector do gás H₂ e do ar sintético: 4 mL/min e 120 mL/ min, respectivamente.

ANEXO I: Aspectos climáticos no município de estudo (Quadros 1; 2)

QUADRO 1 - Temperaturas (°C) mínimas e máximas médias mensais registradas na Estação Meteorológica de Cáceres no período de 1992-97 e as normais da localidade, Cáceres (MT), 1998.

Meses	1992		1993		1994		1995		1996		1997		Normais (1931-60) ⁽¹⁾		
	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Med	Min
Janeiro	32,2	23,4	32,9	20,3	32,0	23,6	30,2	23,6	31,7	19,4	32,1	21,1	32,1	26,4	22,6
Fevereiro	32,3	23,6	31,9	22,9	32,5	23,1	31,9	23,0	32,7	17,2	32,3	21,2	32,1	26,4	22,7
Março	32,3	23,5	33,9	23,5	32,6	23,0	33,0	22,0	31,8	22,3	32,1	21,3	32,1	26,2	22,5
Abril	33,0	22,7	32,6	22,3	32,5	22,3	30,7	20,1	31,9	18,7	31,0	22,8	31,5	25,3	20,8
Maior	32,1	22,2	30,2	21,2	31,3	20,4	29,4	18,2	30,8	16,1	30,5	19,2	30,8	23,5	18,3
Junho	31,8	19,4	29,7	16,7	29,7	18,1	30,0	17,5	27,8	10,6	30,1	18,5	29,7	22,1	16,6
Julho	28,5	14,3	29,1	15,4	29,1	15,7	32,1	16,6	31,2	10,0	31,6	16,7	30,4	21,5	15,0
Agosto	29,8	17,7	30,6	16,5	32,9	16,4	31,2	15,6	34,7	16,2	32,0	18,0	33,2	23,9	16,6
Setembro	30,4	19,6	33,1	20,2	34,7	21,1	34,7	19,9	33,2	17,1	36,1	22,7	34,3	26,1	19,7
Outubro	32,8	19,2		21,9	34,7	23,0	34,8	17,6	34,7	18,9	35,2	23,9	34,2	26,8	21,6
Novembro	32,2	20,2	34,4	23,5	33,4	23,2	33,8	18,5	32,6	19,9	34,7	23,8	32,9	26,6	22,1
Dezembro	32,3	21,0	33,1	23,8	31,7	23,3	31,8	18,8	33,3	22,1	34,6	23,1	32,6	26,6	22,5
Anual	33,0	14,3	34,4	15,4	34,7	15,7	34,8	15,6	34,7	10,0	36,1	16,7	32,2	25,1	20,1

Fontes: Adaptado a partir de dados do INMET - 9º Distrito - Esmet de Cáceres/Conv. Esc. Agrotec. Fed. de Cáceres; ⁽¹⁾ Com base em adaptações de RIEDER (1984) a partir de dados do Escritório de Meteorologia do Ministério da Agricultura - Brasil.

Quadro 2 - Precipitação pluviométrica (mm) total mensal e máximas em 24 hs, na Estação Meteorológica de Cáceres no período de 1992-97, e normais de precipitação total e máximas em 24 horas da localidade, Cáceres (MT), 1998.

Meses	1992		1993		1994		1995		1996		1997		Normais (1931-60) ⁽¹⁾	
	Total	Max (24 hs)	Total	Max (24 hs)	Total	Max (24 hs)	Total	Max (24 hs)	Total	Max (24 hs)	Total	Max (24 hs)	Total	Max (24 hs)
Janeiro	132,6		106,0		202,0		202,0		329,1	50,5	388,5	62,5	215,0	79,0
Fevereiro	137,8		130,8		177,8		376,7		113,9	27,0	298,8	75,0	206,0	116,8
Março	227,6		114,7		81,6		209,3		240,2	82,0	205,2	49,0	170,8	102,0
Abril	288,8		128,0		45,5		79,2		52,4	20,9	96,0	26,0	77,5	102,0
Mai	38,2		27,7		113,1		95,7		23,3	19,0	28,9	18,2	47,9	75,0
Junho	9,0		16,0		44,2		42,3		1,0	1,0	69,2	35,4	19,6	65,0
Julho	4,0		0,4		13,0		4,20		0,0	0,0	0,0	0,0	11,3	30,0
Agosto	31,2		7,1		0,0		0,0		28,0	28,0	2,4	2,0	7,2	29,0
Setembro	142,6		3,6		31,2		19,2		96,5	45,0	55,9	28,3	35,7	67,6
Outubro	48,0		120,5		191,5		94,8		54,7	8,0	98,6	41,0	93,8	109,5
Novembro	174,2		83,4		127,2		113,5		300,3	61,6	172,1	43,0	157,0	80,1
Dezembro	226,9		242,5		234,6		267,1		192,0	60,3	249,3	87,6	196,6	82,5
Anual	1460,9		980,7		1261,7		1504,0		1431,0		1664,9		1238,4	116,8

Fontes: Adaptado a partir de dados do INMET - 9º Distrito - Esmet de Cáceres/Conv. Esc. Agrotec. Fed. de Cáceres; ⁽¹⁾ Com base em adaptações de RIEDER (1984) a partir de dados do Escritório de Meteorologia do Ministério da Agricultura - Brasil.