

**CALAGEM E FOSFATAGEM NA RETENÇÃO
E MOBILIDADE DO FUNGICIDA
TRIADIMENOL EM AMOSTRAS DE
LATOSSOLOS**

JÚLIO CÉSAR AZEVEDO NÓBREGA

2004

JÚLIO CÉSAR AZEVEDO NÓBREGA

**CALAGEM E FOSFATAGEM NA RETENÇÃO E MOBILIDADE DO
FUNGICIDA TRIADIMENOL EM AMOSTRAS DE LATOSSOLOS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Agronomia, área de concentração em Solos e Nutrição de Plantas, para a obtenção do título de "Doutor".

Orientador
Prof. Dr. José Maria de Lima

LAVRAS
MINAS GERAIS - BRASIL
2004

**Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos Técnicos da
Biblioteca Central da UFLA**

Nóbrega, Júlio César Azevedo

**Calagem e fosfatagem na retenção e mobilidade do fungicida
triadimenol em amostras de Latossolos / Júlio Cisar Azevedo Nóbrega. --
Lavras : UFLA, 2004.**

96 p. : il.

Orientador: José Maria de Lima

Tese (Doutorado) – UFLA.

Bibliografia.

**1. Pesticida. 2. Contaminação ambiental. 3. Triadimenol. 4. Calagem. 5.
Fosfatagem. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.**

CDD-632.95

631.8

JÚLIO CÉSAR AZEVEDO NÓBREGA

**CALAGEM E FOSFATAGEM NA RETENÇÃO E MOBILIDADE DO
FUNGICIDA TRIADIMENOL EM AMOSTRAS DE LATOSSOLOS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Agronomia, área de concentração em Solos e Nutrição de Plantas, para a obtenção do título de "Doutor".

APROVADA em 30 de janeiro de 2004

Profª. Drª. Jussara Borges Regitano

CENA/USP

Prof. Dr. Mário César Guerreiro

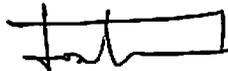
DQI/UFLA

Prof. Dr. Nilton Curi

DCS/UFLA

Prof. Dr. René Luís de Oliveira Rigitano

DEN/UFLA



Prof. Dr. José Maria de Lima
UFLA
(Orientador)

LAVRAS
MINAS GERAIS - BRASIL

Aos meus pais, Euclides e Maria de Lourdes, por colocarem a educação dos seus filhos acima de tudo. Aos meus irmãos (Maria Aparecida, José Euclides e Maria Eugênia) e sogros (Antônio Abrahão e Maria de Lourdes), pelo apoio e compreensão nos momentos necessários.

OFEREÇO

A Deus,

*Por ter permitido vencer mais essa
etapa da minha vida.*

À minha esposa, Rafaela,
*pelo amor, apoio, carinho e
dedicação sempre constantes.*

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Ao Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras, pela oportunidade de realização do curso e ao CNPq, pela concessão da bolsa de estudos.

Ao professor José Maria de Lima, pela orientação, profissionalismo, incentivo, amizade e confiança em mim depositada desde o curso de mestrado.

Ao professor Mário César Guerreiro, pelo profissionalismo, amizade, ensinamentos transmitidos e apoio indispensável ao longo deste trabalho.

Aos membros da banca examinadora, professores José Maria de Lima, Jussara Borges Regitano, Mário César Guerreiro, Nilton Curi e René Luís de Oliveira Rigitano, pela disponibilidade, críticas e sugestões apresentadas para o melhoramento deste trabalho.

A todos os professores do Departamento de Ciência do Solo, pelo apoio sempre que preciso, receptividade e conhecimentos transmitidos ao longo do curso, especialmente aos professores Luiz Roberto Guimarães Guilherme, Nilton Curi e Vicente Gualberto.

A todos os funcionários do Departamento de Ciência do Solo, pelo convívio, apoio e contribuição sempre que necessário.

Aos, antes graduandos, hoje amigos, Bruno Teixeira Ribeiro e Sayonara Andrade do Couto Moreno, pela responsabilidade, dedicação e apoio na realização deste trabalho.

A todos os colegas e amigos feitos durante a pós-graduação, sem citar nomes para não pecar pelo esquecimento, pela agradável convivência, apoio nos momentos necessários e conhecimentos compartilhados durante o decorrer do curso.

Às demais pessoas que, direta ou indiretamente, contribuíram na realização deste trabalho. A todos, muito obrigado!

SUMÁRIO

	Página
RESUMO GERAL.....	i
GENERAL ABSTRACT.....	ii
CAPÍTULO 1.....	1
1 INTRODUÇÃO GERAL.....	1
2 REFERENCIAL TEÓRICO.....	4
2.1 Destino dos pesticidas nos ecossistemas agrícolas.....	4
2.2 Lixiviação de pesticidas e contaminação dos sistemas aquáticos subsuperficiais.....	6
2.3 Fatores que afetam a lixiviação de pesticidas no solo.....	8
2.3.1 Calagem, fosfatagem e retenção de pesticidas no solo.....	10
2.3.2 Calagem, fosfatagem e permeabilidade do solo.....	13
2.3.3 Calagem, fosfatagem e atividade microbiana do solo.....	16
2.4 Triadimenol: propriedades, toxicidade e uso.....	17
3 MATERIAL E MÉTODOS – GERAL.....	20
3.1 Amostras de solos.....	20
3.2 Preparo e caracterização das amostras.....	20
3.3 Incubação das amostras com calcário e fosfato.....	24
3.4 Aplicação do triadimenol nas amostras de solo.....	24
3.5 Extração do triadimenol das amostras de água.....	25
3.6 Extração do triadimenol das amostras de solo.....	26
3.7 Análise cromatográfica.....	27
4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	28
CAPÍTULO 2: Retenção do fungicida triadimenol em amostras de Latossolos sob efeito da calagem e fosfatagem.....	38
RESUMO.....	38
ABSTRACT.....	39
1 INTRODUÇÃO.....	40
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	43
2.1 Solos.....	43
2.2 Montagem das colunas, delineamento experimental e ensaios de retenção com triadimenol.....	43
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	46
3.1 Retenção e distribuição do triadimenol nas colunas.....	46
3.2 Triadimenol no efluente: solução do solo.....	53
4 CONCLUSÕES.....	56
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	57

CAPÍTULO 3: Efeito da calagem e fosfatagem na mobilidade do fungicida triadimenol em amostras de Latossolo Vermelho distrófico.....	61
RESUMO.....	61
ABSTRACT.....	62
1 INTRODUÇÃO.....	63
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	66
2.1 Solo.....	66
2.2 Ensaio de lixiviação.....	67
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	70
3.1 Retenção do triadimenol nas amostras de solo.....	70
3.2 Distribuição do triadimenol nas amostras de solo.....	73
3.3 Lixiviação do triadimenol nas colunas de solo.....	77
3.4 Dissipação do triadimenol nas amostras de solo.....	81
4 CONCLUSÕES.....	84
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	85
ANEXOS.....	90

RESUMO GERAL

NÓBREGA, Júlio César Azevedo. Calagem e fosfatagem na retenção e mobilidade do fungicida triadimenol em amostras de Latossolos. 2004. 96p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.¹

O triadimenol é um produto largamente usado no Brasil, principalmente na cultura do café, para controle da ferrugem. Estudos sobre seu destino no solo são ainda incipientes, principalmente sob o efeito das práticas de calagem e fosfatagem, comuns em qualquer sistema de manejo da fertilidade do solo. Com base nesses aspectos, o objetivo desse trabalho foi avaliar, por meio de dois experimentos, o efeito da calagem e fosfatagem no comportamento do triadimenol em solos. Inicialmente, foi estudado o efeito dessas práticas na capacidade de retenção do triadimenol em amostras de um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico (LVAd) e Latossolo Vermelho distrófico (LVd), por meio de microcolunas de solo (3,5 cm de diâmetro interno e 6 cm de profundidade). Após conhecer o efeito dessas práticas na capacidade de retenção do produto em ambos os solos, selecionou-se aquele em que o efeito das práticas ocorreu de forma mais pronunciada. Assim, amostras do LVd foram usadas em um outro estudo, desta vez em colunas de solo (0,30 x 0,30 x 0,35 m) com os mesmos tratamentos com o objetivo de verificar o comportamento do triadimenol sob uma condição mais próxima do campo. Os ensaios, nos dois estudos, foram conduzidos em delineamento inteiramente casualizado, em esquema fatorial 2 x 4, correspondente a duas doses de triadimenol e quatro condições de manejo da fertilidade do solo: amostras controle, com calcário, com fosfato e com calcário + fosfato. Os resultados mostraram que nas microcolunas de solo, a calagem e fosfatagem reduzem de forma diferenciada a retenção do triadimenol e elevam a presença do produto na solução do solo. Nas colunas de solo, verificou-se que, independente da dose aplicada e práticas de manejo da fertilidade, o triadimenol apresenta mobilidade, menos de 5% da dose aplicada foram encontrados na água percolada. Observou-se também que, embora tais práticas reduzam a retenção do triadimenol nas amostras de solo, principalmente na maior dose do produto aplicada, essa redução não eleva a quantidade do produto no lixiviado, por essas práticas influenciarem também a dissipação do triadimenol nas amostras de solo.

¹Comitê Orientador: José Maria de Lima – DCS/UFLA (Orientador); Mário César Guerreiro – DQI/UFLA (Co-orientador).

GENERAL ABSTRACT

NÓBREGA, Júlio César Azevedo. **Liming and fosfatagem in retention and mobility of the fungicide triadimenol in samples of Latosols.** 2004. 96p. Thesis (Doctorate in Soils and Plant Nutrition) – Federal University of Lavras, Lavras, MG.¹

Triadimenol is a widely used chemical mainly in coffee crop to control rust disease in Brazil. Studies on its fate in soil are still incipient, mainly under the effect of liming and phosphate fertilization practices, common in any soil fertility management system. On the basis of those aspects, the objective of that work was to evaluate by means of two experiments, the effect of liming and phosphate fertilization on the behavior of triadimenol in soil. At first, it was tested the effect of those practices upon the triadimenol retention in samples of a dystrophic Yellow Red Latosol (LVAd) and dystrophic Red Latosol (LVd) in microcolumns (3.5 cm in internal diameter and 6 cm deep). After knowing the effect of those practices on the retention of the chemical in both soils, it was selected the one in which the effect of the practices was more pronounced. Thus, samples of LVd were used in another study, this time using soil columns (0.30 x 0.30 x 0.35 m) with the same treatments to verifying the behavior of triadimenol under a condition that would be closer to that of field condition. The experiment were conducted in a completely randomized design in a 2 x 4 factorial scheme, corresponding to two doses of triadimenol and four soil fertility management conditions: control samples, with limestone, with phosphate and with limestone + phosphate. The results showed that in the soil microcolumns, liming and phosphate fertilization reduced, in a distinguished form, the retention of triadimenol and increased the presence of the chemical in the soil solution. In the soil columns, it was found that regardless the applied dose of triadimenol and fertility management practices, less than 5% of the applied dose was found in the leached water. It was also observed that, although such practices reduce the retention of triadimenol in the soil samples, mainly in the highest dose of triadimenol, this reduction does not accounted for increasing the amount of the product in the leaching water, since those practices also affect the dissipation of triadimenol in soil samples.

¹Guidance Committee: José Maria de Lima – DCS/UFLA (adviser); Mário César Guerreiro – DQI/UFLA (Co-adviser).

CAPÍTULO 1

1 INTRODUÇÃO GERAL

Embora conhecidos há bastante tempo, os pesticidas, como insumo agrícola, foram mais empregados, principalmente após a Segunda Guerra Mundial, quando monoculturas passaram a ocupar grandes áreas agrícolas. Nesses ecossistemas, o uso de pesticidas ocorreu em grande escala, como forma de compensar as perdas de mecanismos auto-reguladores de doenças, pragas e plantas invasoras, objetivando obter uma produção agrícola com qualidade e quantidade para fornecer alimentos para uma população em expansão.

O Brasil é um exemplo claro da importância desse insumo na agricultura. As transformações agrícolas no país, nas últimas décadas, foram bastante significativas. Atualmente, o Brasil encontra-se entre os principais consumidores de pesticidas do mundo, uma vez que o controle de pragas e ervas daninhas é feito quase exclusivamente por meio da aplicação destes produtos (Gomes, 1997; Matrangolo, 1999), principalmente, nos estados do centro-sul do país, em culturas destinadas ao mercado externo ou de grande demanda interna.

Os benefícios proporcionados pelos pesticidas em áreas agrícolas são inquestionáveis, por garantirem a produção de colheitas crescentes a um custo razoável. Entretanto, preocupações por parte de governos, pesquisadores e sociedade civil têm sido constantes quanto ao seu uso, devido aos diferentes processos que governam seu destino no ambiente. Entre os motivos de preocupação está o fato de que resíduos de muitos pesticidas foram encontrados tanto em águas superficiais (Goolsby & Battaglin, 1993; Pereira & Hostettler 1993; Brown et al., 1995) como subsuperficiais de diferentes países (Guzzella et al., 1996; Riparbelli et al., 1996; Walls et al., 1996; Dörfler et al., 1997; Bersani et al., 1998; Kolpin et al., 1998). Minimizar a contaminação desses mananciais é

essencial para assegurar a qualidade de recursos hídricos para diferentes setores da sociedade.

O estudo das diversas formas de interação desses produtos no solo é imprescindível para a compreensão dos possíveis caminhos tomados pelos mesmos no solo e para a adoção de medidas que reduzam os possíveis efeitos danosos, oriundos dessas interações. Em geral, tem sido mostrado que o transporte de pesticidas por lixiviação no solo, forma de transporte em que o pesticida movimenta-se através do perfil do solo juntamente com a água de percolação, é influenciado por diferentes fatores que incluem características físico-químicas do composto e do solo, condições ambientais e práticas de manejo do solo, da água e do pesticida. Além desses fatores, tem sido questionado, nos últimos anos, o efeito de alguns corretivos e fertilizantes aplicados ao solo sobre o comportamento dos pesticidas, principalmente em solos tropicais bastante intemperizados e lixiviados, nos quais práticas de calagem e fosfatagem são essenciais para o cultivo da maioria desses solos. Essas práticas causam alterações em atributos físicos, químicos e biológicos dos solos.

Uma vez que a interação dos produtos com o solo é influenciada por esses atributos, essas alterações podem influenciar o destino de pesticidas no solo, afetando seu potencial de transporte no ambiente pela lixiviação dessas moléculas em direção ao lençol freático ou, por outro lado, reduzindo seu potencial de poluição, pelo aumento na taxa de degradação devido ao aumento na atividade microbiana do solo. A avaliação do efeito dessas práticas no comportamento dos pesticidas, principalmente em solos tropicais de cargas variáveis, pode auxiliar, na prática, a escolha das melhores combinações entre dose do pesticida e condições de calagem e fosfatagem que resulte no menor potencial de lixiviação.

O triadimenol tem sido amplamente usado, no Brasil, em culturas de banana, café, cana-de-açúcar, centeio, cevada, eucalipto, fumo, hortaliças em geral, trigo e plantas ornamentais (Alfenas et al., 1993; Ventura et al., 1994; Clive, 1995). Trata-se de um fungicida sistêmico, não-iônico, pertencente ao grupo dos triazóis, aplicado principalmente via solo, para o controle de diversas doenças causadas por fungos fitopatogênicos. Na cultura do café, o produto é usado para o controle da ferrugem, doença causada pelo fungo *Hemileia vastatrix* Berk & Br. (Gravena et al., 1993), considerada a principal doença responsável por grandes perdas de produção nesta cultura. Estudos sobre o comportamento do triadimenol no solo têm mostrado que ele é sorvido principalmente na fração orgânica do solo (Gao et al., 1998; Lopes, 1999; Carvalho et al., 2002), por tratar-se de um composto altamente lipofílico, com $\log K_{ow} = 3,2$, uma medida da hidrofobicidade da molécula (Bromilow et al., 1999) e apresentar baixa taxa de degradação no solo (Bateman et al., 1994).

Com base nesses aspectos, os objetivos desse trabalho foram determinar, por meio de dois experimentos, o efeito da calagem e fosfatagem no comportamento do triadimenol em amostras de solo. O estudo foi realizado primeiramente em laboratório, com amostras de um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico (LVAd) e Latossolo Vermelho distrófico (LVd) utilizando microcolunas de solo (Capítulo 2). Após conhecer o efeito dessas práticas na capacidade de retenção do produto, em ambos os solos, selecionou-se aquele em que o efeito das práticas de calagem e fosfatagem ocorreu de forma mais pronunciada. Assim, amostras do LVd foram usadas em um outro estudo, desta vez usando colunas de solo com os mesmos tratamentos (Capítulo 3), com o objetivo de verificar o comportamento do triadimenol sob uma condição mais próxima do campo.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Destino dos pesticidas nos ecossistemas agrícolas

Moléculas de pesticidas, quando aplicadas nos ecossistemas agrícolas têm como destino final, na maioria das vezes, o solo, ficando a partir daí sujeitas a vários processos de interação. Assim, as moléculas de pesticidas poderão ficar retidas aos colóides do solo de forma indisponível às plantas e organismos do solo ou disponível na solução do solo. Neste caso, elas poderão sofrer processos de transformação biótica e abiótica e/ou absorção por microrganismos e raízes de plantas e, caso nenhum desses processos ocorra, elas poderão ser removidas ou transportadas da área de aplicação para outras áreas. Todas essas interações ocorrem imediata e/ou simultaneamente após a entrada desses produtos no solo, sendo a intensidade de cada uma dependente das propriedades físico-químicas do pesticida e do solo, das condições ambientais e práticas de manejo do solo, da água e do pesticida.

O conhecimento desses processos de interação sob diferentes condições de uso do solo e práticas de manejo é fundamental para a melhor compreensão do destino dessas moléculas quando no solo. Particular interesse, nos últimos anos, tem surgido com relação aos processos de transporte, uma vez que contribuem para saída dos pesticidas da área de aplicação para outros compartimentos do ambiente, a exemplo dos ecossistemas aquáticos superficiais e subsuperficiais. Os principais caminhos ou rotas, através dos quais os pesticidas podem sair da área de aplicação, são a volatilização, a enxurrada, a lixiviação, a absorção e a remoção por plantas e organismos (Flury, 1996; Dores & De-Lamonica Freire, 1999).

A volatilização compreende a conversão de um composto que se encontra no estado sólido ou líquido para o estado gasoso. Quando volatilizado, o pesticida pode ser transportado por correntes de ar para longe da área de

aplicação, processo esse conhecido por deriva de vapor, diferente da deriva de poeira ou pulverização, pois ocorre após o pesticida encontrar-se no solo.

Perdas por volatilização constituem um mecanismo de saída de muitos pesticidas da área de aplicação, tendo, inclusive, sido apontado como desencadeador do processo de transporte para locais em que nunca foram aplicados e no efeito de alguns pesticidas na depleção da camada de ozônio (Flury, 1996). Há suspeitas de que emissões de brometo de metila de solos fumigados sejam a principal fonte de depleção da camada de ozônio na estratosfera (Singh & Kanakidou, 1993). Além desse efeito, quando na atmosfera, os pesticidas podem ser redepositados com a precipitação, conforme estudo conduzido por Hatfield et al. (1996). Ao avaliar a distribuição de herbicidas e nitrato em chuvas da região central de Iowa, os pesquisadores verificaram que aproximadamente $100 \mu\text{g m}^{-2}$ de atrazina foram redepositados anualmente na superfície do solo.

Outro meio de transporte de pesticidas é através da enxurrada com as partículas em suspensão. O transporte do pesticida pode ocorrer, tanto adsorvido às partículas orgânicas e inorgânicas em suspensão, como dissolvidos na água. Tem sido observado que, embora a porcentagem de pesticida perdido por enxurrada seja pequena, esta constitui-se na principal rota responsável pela entrada de pesticidas em rios e lagos (Brown et al., 1995).

A lixiviação de pesticidas tem sido apontada como outra forma de transporte para além da região alvo. Embora, às vezes, esse movimento seja essencial para um maior controle da peste alvo, a exemplo de certos herbicidas de pré-emergência aplicados à superfície e de alguns inseticidas do solo, este torna-se indesejável quando ultrapassa a zona radicular do solo, pois, além de não contemplar o propósito da aplicação, pode causar efeitos danosos sobre outros organismos e ambientes não-alvo, a exemplo dos ecossistemas aquáticos subsuperficiais (Guzzella et al., 1996; Dörfler et al., 1997; Bersani et al., 1998;

Kolpin et al., 1998; Businelli et al., 2000). A lixiviação, apesar de constituir a terceira principal rota de saída de muitos pesticidas de ecossistemas agrícolas (Wagenet, 1987), é altamente preocupante, devido ao impacto que causa nas águas subsuperficiais (Schiavon et al., 1995; Skark & Zullei-Seibert, 1995; Guzzella et al., 1996; Ritter et al., 1996; Walls et al., 1996; Dörfler et al., 1997).

Por último, a absorção, que compreende o movimento do pesticida para o interior de plantas, animais e organismos do solo. Quando no interior destes, os pesticidas podem sofrer degradação, acumulação, etc. (Lavorenti, 1996). No caso da acumulação, no momento da colheita, uma fração que permanece como resíduo pode ter como destino pessoas que deles se alimentam.

Apesar de todas essas rotas de saída dos pesticidas da área de aplicação serem preocupantes, especial atenção tem sido dada para o entendimento do transporte de pesticidas, inicialmente por escoamento superficial (enxurrada) devido às evidentes correlações entre erosão, assoreamento e contaminação e, mais recentemente, ao transporte por lixiviação, devido ao impacto que essa rota de transporte tem sobre os ecossistemas aquáticos subsuperficiais, uma das principais fontes de água potável do mundo.

2.2 Lixiviação de pesticidas e contaminação dos sistemas aquáticos subsuperficiais

A contaminação de águas subsuperficiais por pesticidas constitui uma das causas mais preocupantes de poluição ambiental, fato demonstrado, em parte, pela legislação estabelecida em alguns países nas duas últimas décadas. A Comunidade Econômica Européia estabeleceu em $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$ a concentração máxima admissível de qualquer pesticida em águas destinadas ao consumo humano e em $0,5 \mu\text{g L}^{-1}$ a concentração total máxima de resíduos (Barceló, 1993). A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) (Barceló, 1993) e a Organização Mundial da Saúde (OMS, 1995) estabeleceram níveis

máximos para pesticidas individuais em água destinada ao consumo humano. No Brasil, embora se tenha estabelecido limite máximo de contaminantes em água destinada ao consumo humano, a legislação não contempla a maioria dos pesticidas em uso atualmente, como, por exemplo, os inseticidas piretróides e a maioria dos herbicidas (Dores & De-Lamonica-Freire, 2001).

Além do interesse propriamente dito de saúde pública, a preocupação com pesticidas em águas constitui fator de grande interesse econômico e ambiental devido à sua disponibilidade decrescente para uma sociedade cada vez mais dependente desse recurso. Segundo dados mostrados por Saturnino & Landers (1997), da água existente no planeta, aproximadamente 1% está disponível para o consumo, sendo que, desse total, 0,89% encontra-se no subsolo, 0,03% nos lagos e 0,01% nos rios.

Embora o impacto ambiental dos pesticidas nas águas superficiais seja reconhecido há algumas décadas, estudos sobre a contaminação de águas subsuperficiais por pesticidas têm sido mais recentes e ainda incipientes no Brasil. Essa carência de estudos no país é bastante preocupante, devido não somente à crescente demanda hídrica para o abastecimento urbano, industrial e para a ampliação de áreas irrigadas, mas também pelo fato desses aquíferos, quando comparados aos de superfície, possuírem menor atividade microbiana, uma das principais formas de degradação de pesticidas (Jarvis et al., 1995; Gomes, 1997). Conseqüentemente, a persistência dos pesticidas nesses aquíferos será bem maior que na superfície (Gomes, 1997) e maiores serão as dificuldades de reabilitação dos mesmos (Rodrigues et al., 1997).

Relatos sobre contaminação de águas subsuperficiais por pesticidas têm sido bastante divulgados na literatura, em diferentes partes do mundo: Europa (Guzzella et al., 1996; Riparbelli et al., 1996; Walls et al., 1996; Bersani et al., 1998; Businelli et al., 2000), EUA (Hallberg 1989; Pasquarell & Boyer 1996; Kolpin et al., 1998) e Canadá (Pasquarell & Boyer, 1996).

Nos Estados Unidos, segundo Bouwer (1990), quando ainda não havia preocupação com a contaminação ambiental, o fato de o solo ser considerado como um local seguro para o depósito de resíduos e embalagens vazias de pesticidas levou à contaminação de 11.000 poços, metade dos quais com resíduos em níveis elevados de, pelo menos, um produto e a outra metade, com resíduos de 73 produtos em níveis considerados ainda não prejudiciais ao ambiente. Na Carolina do Norte, estudos mais recentes mostraram que, embora os níveis de pesticidas encontrados em águas subsuperficiais estejam, usualmente, abaixo dos níveis exigidos, o fato de já estarem na água é bastante preocupante, uma vez que esses aquíferos constituem fonte de água para consumo de mais da metade da população no estado e, praticamente, de todas as residências rurais (McLaughlin et al., 1997).

No Brasil, embora registros tenham sido feitos em escala pontual sobre o comprometimento de águas subsuperficiais em várias regiões, principalmente no estado de São Paulo (Rodrigues et al., 1997), crescente preocupação está sendo direcionada atualmente para a contaminação de extensas áreas, a exemplo daquelas de recarga do Aquífero Botucatu (Gomes, 1997), que abastece centenas de cidades de médio e grande porte não só no Brasil, mas também na Argentina, Uruguai e Paraguai. No Brasil, sua extensão é superior a 100.000 km² de áreas de afloramento, ou recarga direta (Souza et al., 2000).

2.3 Fatores que afetam a lixiviação de pesticidas no solo

No geral, diversos são os fatores que influenciam direta ou indiretamente o transporte de pesticidas no solo, entre eles: i) propriedades físico-químicas do pesticida, como pressão de vapor (Ma et al., 2000), solubilidade em água (Saeed et al., 1996; Ma et al., 2000), coeficiente de distribuição (Saeed et al., 1996) e persistência da molécula no solo (Ma et al., 2000); ii) propriedades físico-químicas do solo, como textura (Waldron, 1992; Saeed et al., 1996; Alencar et

al., 1998), permeabilidade (Waldron, 1992; Flury, 1996), matéria orgânica (Waldron, 1992; Alencar et al., 1998; Ma et al., 2000), umidade (Saeed et al., 1996; Alencar et al., 1998; Ma et al., 2000), pH (Alencar et al., 1998; Prata, 2002) e atividade microbiana (Alencar et al., 1998; Ma et al., 2000); iii) condições ambientais em que os pesticidas são aplicados, como clima (Cohen et al., 1995; Saeed et al., 1996; Ma et al., 2000), profundidade do lençol freático e proximidade de rios e lagos (Waldron, 1992), camadas subsuperficiais de impedimento ao movimento da água (Waldron, 1992) e relevo local (Dores & De-Lamonica-Freire, 1999) e iv) práticas agronômicas de manejo de solo, como plantio direto, convencional, etc. (Dao, 1995; Fermanich et al., 1996; Flury, 1996), de manejo da água como tipo de irrigação, turno de rega, etc. (Flury, 1996) e manejo de pesticidas como método de aplicação, dosagem, frequência e intensidade de aplicação do produto, etc. (Cohen et al., 1995; Flury, 1996; Saeed et al., 1996; McLaughlin et al., 1997).

Dentro de um sistema de produção agrícola, considerando-se constantes as propriedades físico-químicas do pesticida, as condições ambientais e as práticas agronômicas de manejo de solo, da água e dos pesticidas, o movimento dessas moléculas no solo passa a ser governado pelas propriedades físico-químicas do mesmo. Entre essas propriedades, a capacidade de sorção, permeabilidade à água e atividade microbiana do solo, que guardam íntima relação com outros atributos do solo, direta ou indiretamente, influenciam o comportamento das moléculas de pesticidas no solo.

É bem conhecido que, para o uso agrícola de solos tropicais bastante intemperizados, faz-se necessário o uso de algumas práticas de manejo da fertilidade do solo, objetivando, entre outros aspectos, a redução das condições de acidez e aumento nos níveis de nutrientes do solo. Nesse sentido, práticas de correção e fertilização do solo, a exemplo da calagem e adubação fosfatada, têm sido de grande relevância no manejo desses solos. Tais práticas, por exercer

influência em alguns atributos físicos, químicos e biológico do solo, têm, direta ou indiretamente, relação com as condições de permeabilidade, capacidade de adsorção e atividade microbiana do solo. Dessa forma, torna-se importante o estudo do efeito das mesmas no comportamento dos pesticidas, principalmente no que diz respeito à capacidade de sorção dessas moléculas, à taxa de degradação e ao potencial de lixiviação no solo.

2.3.1 Calagem, fosfatagem e retenção de pesticidas no solo

Retenção tem sido definida como o processo de imobilização das moléculas de pesticidas pelos constituintes do solo de forma reversível ou parcialmente irreversível. Por especificar tanto processos de adsorção, absorção e precipitação, o termo sorção tem sido utilizado para descrever o processo de retenção de moléculas orgânicas, quando não se sabe que mecanismo está atuando na retenção da molécula pela matriz do solo (Koskinen & Harper, 1990; Lavorenti, 1996).

Sorção de pesticidas constitui um dos fatores mais importantes que governam o destino dessas moléculas no solo, já que pode retardar ou prevenir o transporte, a transformação e a disponibilidade para plantas e organismos do solo. Do ponto de vista ambiental e toxicológico, a sorção de pesticidas no solo pode causar: i) redução do material disponível na solução para degradação microbiana; ii) redução na toxicidade do composto e iii) imobilização do composto, minimizando, com isso, a lixiviação e impacto no ambiente.

A intensidade e a forma (tipo de ligação) com que os pesticidas são atraídos e sorvidos aos colóides do solo são variáveis, pois dependem de mecanismos de ligação, os quais têm sido separados em físicos, químicos e de interação hidrofóbica. As ligações físicas caracterizam-se por envolver baixa energia de sorção, como forças de van der Waals e as químicas por envolver elevada energia de sorção, como ligações covalentes e de hidrogênio. As

interações hidrofóbicas, também conhecidas como partição hidrofóbica, têm sido descritas como a afinidade das moléculas de pesticidas principalmente com a fração orgânica do solo. Segundo alguns pesquisadores (Koskinen & Harper, 1990; Pussemier et al., 1994; Celis et al., 1997; Prata et al., 2000, Lopes et al., 2002), essas interações assumem importância fundamental na sorção de pesticidas hidrofóbicos não-iônicos, a exemplo do triadimenol que, segundo Gao et al. (1998), envolve processo de partição do composto entre a solução aquosa e a fração orgânica do solo. Geralmente, a extensão com que moléculas hidrofóbicas não-iônicas são retidas ao solo é diretamente proporcional ao percentual de carbono orgânico do solo e o coeficiente de partição octanol-água (K_{ow}) da molécula. Um resumo sobre o comportamento das diversas classes de moléculas de pesticidas com relação à sorção pelos componentes do solo é apresentado na Tabela 1.1.

TABELA 1.1 Comportamento das diversas classes de moléculas pesticidas com relação à sua sorção pelos componentes do solo.

Tipo de molécula	Afinidade	Força de ligação
Apolar ou fracamente polar	Sítios apolares (hidrofóbicos) da matéria orgânica (ácidos húmicos) do solo	Fraca
Polar (sem carga)	Grupos polares da matéria orgânica; coordenação com metais de alta valência nos colóides; grupamentos Si-O-Si	Fraca a moderada forte
Polar (catiônica)	Grupamentos carboxílicos da matéria orgânica; sítios de troca catiônica	Forte
Polar (aniônica)	Superfícies de carga variável, como nos óxidos de Fe e Al.	Forte

Fonte: adaptado de McBride (1994).



Segundo Jòzefaciuk et al. (1996), após a aplicação de calcário, com a elevação do pH, o processo primário que ocorre na matéria orgânica é a liberação do carbono orgânico para a solução do solo, uma vez que o pH constitui o principal fator que governa sua dissolução no solo. Isto se deve, entre outros aspectos, ao aumento de cargas (Jòzefaciuk et al., 1996) e à mudança no tipo de ligação (Myers & Thien, 1991) que ocorre com o aumento do pH do solo. Segundo estes pesquisadores, ligações covalentes na matéria orgânica que ocorrem a pH neutro ou baixo mudam para ligação iônica com o aumento do pH.

O aumento na quantidade de carbono orgânico dissolvido, com o aumento do pH, contribui para alterar os parâmetros de adsorção na superfície das partículas, devido à redução na área superficial e perda de sítios com alta energia de adsorção, provavelmente devido à sucessiva lixiviação da matéria orgânica de natureza mais húmica (Jòzefaciuk et al., 1996). Considerando-se esses aspectos, pode-se esperar que a quantidade de moléculas de pesticida sorvidas a essa fração também aumentaria em solução e, com isso, estas tenderão a mover-se mais facilmente no perfil do solo, elevando-se o risco de contaminação de águas subsuperficiais.

A lixiviação de moléculas hidrofóbicas associadas ao carbono orgânico dissolvido do solo tem sido estudada (Enfield, 1985; Enfield & Bengtsson, 1988; Lafrance et al., 1994; Vereecken et al., 2001). No caso específico do triadimenol, Gao et al. (1998) verificaram que o aumento do pH (2 - 10) promove redução na quantidade adsorvida e aumento na dessorvida. Esse comportamento, segundo os pesquisadores, ocorre devido ao deslocamento da matéria orgânica da fase sólida para solução. O aumento do pH do solo e as implicações práticas nos parâmetros de sorção dos pesticidas podem ocorrer tanto pela calagem (Roth et al., 1986; Roth & Pavan, 1991; Mesquita et al., 1993) quanto pela fosfatagem (Myers & Thien, 1991; Gualberto, 2002; Prata,

2002), práticas essas essenciais no manejo de solos mais intemperizados de regiões tropicais.

Obviamente, o aumento sugerido na lixiviação de pesticidas hidrofóbicos não-iônico em função da aplicação de calcário e fosfato dependerá de outros fatores, entre os quais as condições de permeabilidade e taxa de degradação do pesticida, fatores estes que também determinam o comportamento dos pesticidas no solo e são também influenciados pela calagem e fosfatagem. Assim, pode ocorrer que a maior quantidade do pesticida em solução, devido às práticas de calagem e fosfatagem, não necessariamente implique num aumento da lixiviação, uma vez que o aumento na taxa de degradação, pelo aumento da atividade microbiana do solo, pode também ocorrer com a melhoria das condições de fertilidade do solo.

2.3.2 Calagem, fosfatagem e permeabilidade do solo

A permeabilidade do solo é um atributo físico que regula a facilidade de movimento de ar e água através do perfil do solo. Trata-se de um atributo que reflete as condições texturais, o grau de floculação das partículas, a estrutura do solo, etc. No geral, tem sido verificado que quanto mais arenoso e estruturado for o solo, maior será a permeabilidade e, conseqüentemente, a facilidade de movimento do pesticida através do perfil, devido à maior presença de macroporos existente entre agregados e outros espaços deixados por raízes mortas, fendas, etc.

Segundo Flury (1996), os estudos sobre transporte de pesticidas por lixiviação têm sido separados em transporte lento, que ocorre através da matriz do solo, e transporte rápido, que ocorre através de determinada porção de volume de solo. Essa separação é extremamente importante, apesar de pouco levada em consideração em estudos de lixiviação conduzidos sob condições de campo e laboratório. Pesticidas que apresentam características de baixa

mobilidade, quando em estudos em colunas de solo, provavelmente mostrarão lenta mobilidade através da matriz do solo. Porém, esses mesmos pesticidas, quando sob condições de campo, poderão apresentar mobilidade bem mais elevada do que aquela verificada sob condições de laboratório, fato que se deve, na maioria das vezes, aos macroporos e à maior continuidade de poros deixados no solo por raízes mortas, minhocas, fendas, etc.

O fluxo preferencial de água que possibilita o movimento rápido do pesticida ao longo do perfil do solo tem sido apontado como um processo significativo na mobilidade de pesticidas (Flury et al., 1995; Flury, 1996; Jarvis, 1998; Johnson et al., 1999). Sob condições de campo, esse fluxo deve ser considerado regra e não exceção (Jarvis et al., 1995). Segundo Flury (1996), deve-se ter cuidado com o uso desse termo que, na maioria das vezes, é empregado de forma inadequada. Segundo o mesmo autor, alguns pesquisadores têm utilizado o termo para explicar resultados em que o movimento do pesticida ocorre para profundidades maiores que o esperado, distribuição errática em profundidade, etc. Em outras palavras, o termo não é usado de maneira consistente e, desse modo, o que é descrito como fluxo preferencial em um estudo pode, não necessariamente, o ser em outro estudo.

O termo fluxo preferencial de pesticida foi usado quando compostos com diferentes características de adsorção, aplicados simultaneamente na superfície do solo, aparecem ao mesmo tempo em drenos subsuperficiais (Kladivko et al., 1991; Flury et al., 1995; Flury, 1996). Por exemplo, Kladivko et al. (1991) verificaram que alachlor, $K_{oc} = 170 \text{ mL g}^{-1}$; atrazina, $K_{oc} = 100 \text{ mL g}^{-1}$; carbofuran, $K_{oc} = 22 \text{ mL g}^{-1}$; chlorpyrifos, $K_{oc} = 6070 \text{ mL g}^{-1}$; cyanazina, $K_{oc} = 190 \text{ mL g}^{-1}$ e terbufos, $K_{oc} = 500 \text{ mL g}^{-1}$ apareceram ao mesmo tempo nos drenos, após aplicação simultânea na superfície do solo. Entretanto, segundo os autores, maiores concentrações foram encontradas para os pesticidas mais móveis do que para aqueles mais fortemente adsorvidos. Os diferentes valores

de K_{oc} para os diferentes compostos causariam diferenciações na mobilidade dos pesticidas, pois é esperado que quanto maior o valor de K_{oc} de um pesticida, maior será o tempo requerido para que o mesmo seja transportado através do perfil do solo.

Efeito da aplicação de calcário e fosfato na redução da permeabilidade do solo tem sido mostrado na literatura (Myers & Thien, 1991; Roth & Pavan, 1991). Tal redução se deve a alterações de alguns atributos físicos, químicos e biológicos que influenciam direta ou indiretamente as condições de permeabilidade do solo. O efeito da calagem na permeabilidade do solo é variável ao longo do tempo. Inicialmente, o aumento do pH e uma redução na estabilidade de agregados do solo causam maior concentração de argila dispersa em água e redução na taxa de infiltração de água, conseqüência também da redução do teor de matéria orgânica do solo devido ao aumento da atividade microbiana (Roth & Pavan; 1991). Com o tempo, o aumento do pH promove melhoria na estabilidade dos agregados e taxa de infiltração da água no solo, conforme verificado por Roth et al. (1986) dois anos após a realização da calagem em área sob cultivo com cafeeiro. Portanto, em curto prazo, a calagem pode exercer efeito detrimental e, a médio e longo prazo, efeito benéfico na estrutura do solo.

Redução da permeabilidade do solo também tem sido atribuída à adição de fosfato, como mostram estudos conduzidos por Myers & Thien (1991), o que tem sido atribuído às alterações que o íon fosfato promove no balanço de cargas no solo (Hingston et al., 1972; Stumm, 1992; Lima et al., 2000) devido à adsorção específica a sítios de adsorção na superfície das partículas. Com isso, alteram-se outros atributos, como dispersão de argila, estabilidade de agregados (Lima et al., 2000), redução no tamanho de poros e diminuição da resistência do solo à compactação (Silva et al., 2001), e dissolução de matéria orgânica (Myers

& Thien, 1991) que, por sua vez, guardam relação com a permeabilidade do solo.

2.3.3 Calagem, fosfatagem e atividade microbiana do solo

A degradação de moléculas em compostos mais simples como água, CO₂, NH₃, etc., pela microbiota do solo (fungos, bactérias e outros microrganismos presentes no solo) tem sido o principal fator a determinar a persistência dessas moléculas no solo (Jarvis et al., 1995; Gomes, 1997). No processo de degradação, os microrganismos secretam enzimas que, ao entrarem em contato com as moléculas de pesticidas, desencadeiam uma série de reações, como oxidação, redução, hidrólise, dealquilação, descarboxilação, hidroxilação, metilação, etc. (Lavorenti, 1996). Parte dos produtos degradados é usada pela própria microbiota como fonte de carbono e outros nutrientes necessários às suas reações biossintéticas (Lavorenti, 1996; Gomes, 1997). Vale destacar que esse processo de quebra não necessariamente conduz à quebra completa da molécula às formas inorgânicas estáveis de C, H, N, P, etc., já que o pesticida pode sofrer apenas processos parciais de transformação.

No geral, pode-se dizer que, do ponto de vista do transporte de pesticidas, a degradação pela microbiota do solo é normalmente benéfica, já que, em boa parte, esta irá determinar a persistência do pesticida na solução do solo e, conseqüentemente, a quantidade possível de ser transportada por lixiviação. Entretanto, a degradação torna-se prejudicial quando ocorre antes da peste alvo ser controlada. Do ponto de vista ambiental, o pesticida ideal deveria apresentar disponibilidade e persistência suficientes apenas para gerar sua eficiência agrônômica. Estudos sobre persistência de triadimenol no solo têm revelado que essa molécula apresenta moderada persistência no solo (Albuquerque et al., 1998; Carvalho, 2000) e que a atividade microbiana do solo exerce um papel fundamental na sua degradação (Rawlinson et al., 1982).

Vários são os fatores que afetam a atividade da microbiota do solo (fungos, bactérias e protozoários), como exemplo, o pH, o teor de matéria orgânica e nutrientes, a umidade do solo, etc. No geral, tem sido verificado que a adição de compostos que contribuem para melhoria das condições de fertilidade do solo, a exemplo da calagem (Emerson et al., 1986; Roth et al., 1986; Roth & Pavan, 1991) e fosfatagem (Myers & Thien, 1991), aumenta a atividade microbiana do solo. Neste caso, pode-se esperar que tais práticas, ao influenciar tanto a disponibilidade das moléculas de pesticidas em solução quanto a atividade microbiana do solo, influenciem a degradação dessas moléculas no solo. Ao comparar a taxa de degradação de triadimenol em dois solos da região de Viçosa – MG, um Podzólico Vermelho-Amarelo câmbico e um Latossolo Vermelho-Amarelo variação Una, Albuquerque et al. (1998) verificaram que houve maiores taxas de degradação no Podzólico, devido à maior fertilidade natural e propriedades físicas e condições hídricas mais favoráveis à degradação microbiana.

2.4 Triadimenol: propriedades, toxicidade e uso

O triadimenol, fungicida pertencente ao grupo dos triazóis, é um sólido branco de massa molar $295,8 \text{ g mol}^{-1}$ e odor característico. Estruturalmente, por apresentar dois carbonos quirais, o triadimenol possui quatro enantiômeros: 1R,2R - 1S,2R; 1R,2S - 1S,2S. Os enantiômeros 1R,2S e 1S,2R são conhecidos como triadimenol I, forma A e os enantiômeros 1R,2R e 1S,2S, como triadimenol II, forma B (Deas et al., 1986). Os produtos apresentam solubilidade em água a 20°C de 62 e $32 \mu\text{g mL}^{-1}$, ponto de fusão de $138,2$ e $133,5^\circ\text{C}$ e pressão de vapor a 20°C de $4,1 \times 10^{-10}$ hPa e $2,4 \times 10^{-9}$ hPa, para os diastereoisômeros A e B, respectivamente (Allmendinger, 1991). O triadimenol tem como fórmula molecular $\text{C}_{14}\text{H}_{18}\text{ClN}_3\text{O}_2$ e estrutural: 1-(4-clorofenoxi)-3,3-dimetil-1-(1-H-1,2,4-triazol-1-il) -2-butanol), conforme ilustrado na Figura 1.1.

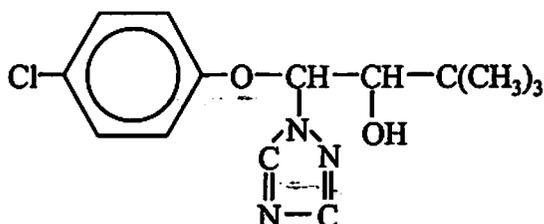


FIGURA 1.1 Fórmula estrutural do triadimenol.

O princípio ativo triadimenol apresenta moderada toxicidade oral e baixa toxicidade dermal. A toxicidade aguda do triadimenol em mamíferos é relativamente baixa, com valor de DL_{50} para ratos em torno de 950 mg kg^{-1} de peso corpóreo; para peixes (trutas), é moderada, com valor de CL_{50} (concentração do composto na água capaz de provocar a morte de 50% dos indivíduos) em torno de $23,5 \text{ mg L}^{-1}$ (Worthing, 1983) e para invertebrados aquáticos, é considerada moderadamente tóxica (Clive, 1995). A dose letal (DL_{50}) oral do triadimenol tem variado de $700\text{-}1.200 \text{ mg kg}^{-1}$ e a dermal tem sido superior a 5.000 mg kg^{-1} .

Em seres humanos, segundo Morgan (1989), o triadimenol é absorvido pela pele e, mediante a superexposição, causa hiperatividade seguida de sedação. A classe toxicológica do triadimenol é III (medianamente tóxico). Matrangolo (1999) comenta que algumas denúncias têm levado à suspeita de contaminação de agricultores que utilizam esse princípio ativo em uma determinada formulação, na Zona da Mata Mineira.

Por ser um fungicida de amplo espectro, o triadimenol vem sendo utilizado em diversas culturas, como em brotações de eucaliptos, bananeira, trigo, café, cevada, centeio, hortaliças, fumo, cana de açúcar, tomate e plantas ornamentais (Alfenas et al., 1993; Ventura et al., 1994; Clive, 1995).

O uso desse produto tem sido destacado na cultura do café para controle da ferrugem do cafeeiro (Acuña et al., 1993; Lopes, 1999; Matrangolo, 1999), doença provocada pelo fungo *Hemileia vastatrix* Berk & Br. (Gravena et al., 1993) que ataca as folhas, causando queda precoce das folhas, seca de ramos, deformação das plantas e perda de produção (20% - 30%). Desde a sua constatação no Brasil, em 1970, esta doença tem sido o principal problema da cafeicultura.

Entre as opções para o controle, o triadimenol tem-se mostrado mais eficiente sob condições de campo, quando aplicado principalmente ao solo, isoladamente ou em mistura com o inseticida dissulfoton (Acuña 1996). Neste caso, o objetivo da prática é controlar, ao mesmo tempo, a ferrugem do cafeeiro e o bicho mineiro, *Leucoptera coffeella* Guérin-Ménéville que, juntos, constituem os principais problemas fitossanitários da cultura do café. Segundo Jaramillo (1988), as vantagens da aplicação no solo são: i) diminuição do número de aplicações; ii) menor dependência da maquinaria sofisticada e iii) não interferência dos fatores climáticos no programa de pulverização. Por penetrar nos tecidos da planta para, a partir daí, exercer sua ação, o triadimenol pode eliminar tanto infecções fúngicas já existentes quanto prevenir o processo de infecção. Em razão disso, ele tem sido usado tanto com fins preventivos quanto curativos (Lopes, 1999).

3 MATERIAL E MÉTODOS - GERAL

3.1 Amostras de solos

As amostras de solos utilizadas no estudo foram de um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico LVAd (antigo Latossolo Vermelho-Amarelo) e um Latossolo Vermelho distrófico - LVd (antigo Latossolo Vermelho-Escuro), coletadas à profundidade de 0-20 cm em área sob vegetação nativa (floresta tropical subperenifólia) no campus da Universidade Federal de Lavras, MG. A escolha destes solos deveu-se ao fato de eles serem utilizados de forma relativamente intensa na cafeicultura da região.

3.2 Preparo e caracterização das amostras

Após a coleta, as amostras de solos foram secas ao ar, sendo uma fração de cada amostra passada em peneira de 4 mm para enchimento das colunas e outra fração passada em peneira de 2 mm para caracterização física, química e mineralógica.

Para a caracterização física do solo, foram determinadas a granulometria, pelo método da pipeta (Day, 1965), índice de floculação de partículas (Embrapa, 1997), estabilidade de agregados (Kemper & Rosenau, 1986), densidade de partículas (Blake & Hartge, 1986) e volume total de poros. Para caracterização química foram medidos os teores de cátions do complexo sortivo; pH em água, fósforo disponível, carbono orgânico e óxidos (SiO_2 , Al_2O_3 , Fe_2O_3 , TiO_2 e P_2O_5) extraídos pelo ataque sulfúrico, segundo metodologia da Embrapa (1997). A capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP) foi determinada segundo procedimento de Olsen & Watanabe (1957). Na fração argila, foram determinados os teores de ferro utilizando-se os extratores oxalato de amônio, conforme Schwertmann (1964) e ditionito-citrato-bicarbonato (DCB), conforme Mehra & Jackson, (1960). A caracterização mineralógica foi feita por

difratometria de raios-X e análise térmica diferencial (teores de caulinita e gibbsita). Os resultados para caracterização das amostras são apresentados nas Tabelas 1.2 a 1.5 e Figura 1.2.

TABELA 1.2 Caracterização física das amostras de Latossolo Vermelho Amarelo distrófico (LVAd) e Latossolo Vermelho distrófico (LVd) da região de Lavras, MG.

Solo	Areia	Silte	Argila	IF ¹	VTP ²	DMG ³	DP ⁴
	-----	g kg ⁻¹	-----	-----	%	-----	mm
LVAd	520	100	380	85,3	55,0	3,36	2,4
LVd	240	70	690	96,3	58,8	4,24	2,3

¹Índice de floculação de partículas; ²Volume total de poros; ³Diâmetro médio geométrico; ⁴Densidade de partículas.

TABELA 1.3 Caracterização química das amostras de Latossolo Vermelho Amarelo distrófico (LVAd) e Latossolo Vermelho distrófico (LVd) da região de Lavras, MG.

Solo	pH ¹	Al ³⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	P ²	S ³	t ⁴	T ⁵	V ⁶	m ⁷	MO ⁸
		---cmol _c dm ⁻³ ---			mg dm ⁻³		- cmol _c dm ⁻³ -			--%--		g kg ⁻¹
LVAd	5,0	1,0	0,2	0,1	33	1,0	0,4	1,4	6,7	6	71	30
LVd	4,9	0,9	0,2	0,1	20	1,0	0,4	1,3	10,2	4	69	41

¹pH em água: relação (1:2,5); ²P extraído por Mehlich-1; ³S soma de bases trocáveis; ⁴t capacidade de troca catiônica efetiva; ⁵T capacidade de troca catiônica a pH 7,0; ⁶V índice de saturação por base; ⁷m índice de saturação por alumínio; ⁸MO matéria orgânica.

TABELA 1.4 Teores de óxidos, índice de intemperismo (Ki e Kr) das amostras de Latossolo Vermelho Amarelo distrófico (LVAd) e Latossolo Vermelho distrófico (LVd) da região de Lavras, MG.

Solo	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	TiO ₂	P ₂ O ₅	Ki	Kr
	g kg ⁻¹						
LVAd	137,6	203,9	53,9	11,2	0,4	1,16	0,99
LVd	129,8	319,1	171,8	22,0	0,9	0,70	0,52

TABELA 1.5 Atributos mineralógicos e químicos das amostras de Latossolo Vermelho Amarelo distrófico (LVAd) e Latossolo Vermelho distrófico (LVd) da região de Lavras, MG.

Solo	Fe _o ¹	Fe _d ²	Ct ³	Gb ⁴	Fe _o /Fe _d	Ct/Ct + Gb	CMAP ⁵
	g kg ⁻¹						mg kg ⁻¹
LVAd	5,8	44,5	535,6	202,3	0,13	0,73	1.100
LVd	9,2	101,6	292,7	358,8	0,09	0,45	2.000

¹Ferro extraído com oxalato de amônio; ²Ferro extraído com ditionito-citrato-bicarbonato; ³Caulinita; ⁴Gibbsita; ⁵Capacidade máxima de adsorção de fósforo.

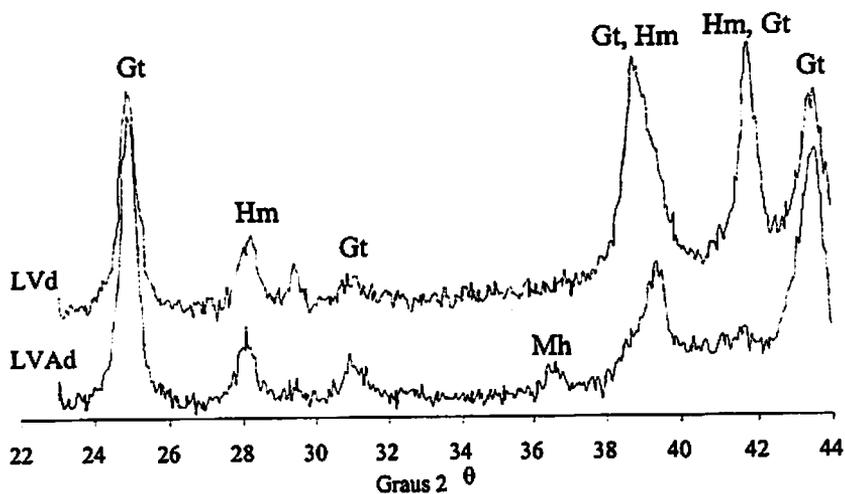
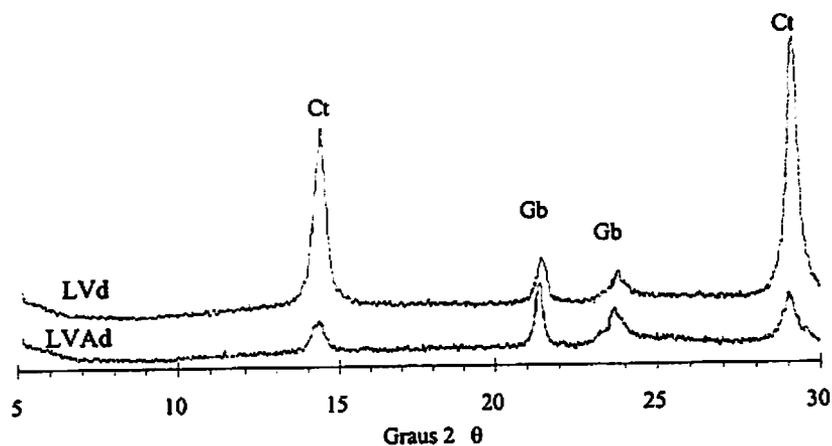


FIGURA 1.2 Difratogramas de raios X da fração argila desferrificada (a) e ferro-concentrada (b) para as amostras de Latossolo Vermelho Amarelo distrófico (LVAd) e Latossolo Vermelho distrófico (LVd) da região de Lavras, MG. Ct: caulinita; Gb: gibssita; Gt: goethita; Hm: hematita; Mh: maghemita.

3.3 Incubação das amostras com calcário e fosfato

Parte das amostras de solo destinadas ao enchimento das colunas foi incubada com carbonato de cálcio (CaCO_3) e com fosfato de potássio monobásico (KH_2PO_4). A dose de calcário aplicada foi determinada pela curva de incubação para estimativa da quantidade necessária para se elevar o pH a 6,5. A dose definida de fosfato foi estabelecida como sendo metade do valor da CMAP (Tabela 1.5). As amostras foram incubadas com o carbonato durante um mês, com umidade mantida em torno de 60% do volume total de poros. Após esse período, metade das amostras que receberam calcário e metade das amostras sem calcário foram incubadas com fosfato por mais um mês. A incubação resultou nas seguintes condições de amostras: controle (sem calcário e sem fosfato), com calcário, com fosfato e, com calcário e fosfato.

Os tratamentos constituíram um delineamento inteiramente casualizado, em esquema fatorial 2×4 , correspondente a duas doses de triadimenol (T1: dose recomendada para uma lavoura cafeeira e T2: dose acidental, correspondente a 4 vezes a dose recomendada) e quatro condições de manejo da fertilidade do solo: controle (sem calcário e sem fosfato), com calcário e sem fosfato, sem calcário e com fosfato e, com calcário e fosfato, com três repetições, totalizando 24 parcelas experimentais para cada classe de solo.

3.4 Aplicação do triadimenol nas amostras de solo

Preparadas as colunas, soluções cetônicas de triadimenol contendo as doses T1 ou T2 do produto foram aplicadas uniformemente sobre a superfície das amostras nas colunas.

As soluções usadas nos estudos de adsorção e mobilidade foram feitas a partir do padrão analítico fornecido pela Bayer S.A. e do produto comercial Photon.

3.5 Extração do triadimenol das amostras de água

A avaliação do triadimenol na água proveniente das colunas foi feita utilizando-se a metodologia proposta por Allmendinger (1991), adaptada por Carvalho (2000). Assim, da amostra coletada em cada coluna, 10 mL foram transferidos para funil de separação de 125 mL. Em seguida, foram adicionados 2 mL de solução saturada de cloreto de sódio, visando atenuar e/ou evitar a formação de emulsão durante a partição do composto e 5 mL de diclorometano para extração do triadimenol da fase aquosa. A mistura foi agitada por 1 minuto e, posteriormente, a fase orgânica contendo o triadimenol foi recolhida em recipiente de vidro de 50 mL. Esse procedimento de partição foi repetido por mais 2 vezes, porém, sem a adição do cloreto de sódio. Para se eliminar alguma possível presença de água na fase orgânica, foi adicionado 1 g de sulfato de sódio anidro e deixado em contato por um tempo mínimo de 30 minutos e máximo de 1 hora. Posteriormente, os co-extraídos de natureza sólida e o sulfato de sódio anidro foram eliminados por meio de filtragem em algodão. Em seguida, a amostra foi transferida para balão de fundo chato de 50 mL e seca em evaporador rotativo a 45°C, sob vácuo. O resíduo de triadimenol foi recuperado com 2,5 mL de acetona e transferido para tubos de 5 mL, utilizando-se para isso pipeta de Pasteur e, posteriormente, encaminhadas para análise por cromatografia em fase gasosa.

Para a certificação da eficiência do método analítico, testes de recuperação do triadimenol foram feitos em triplicata, por tratamento, a cada bateria de extração. Assim, 10 mL de cada amostra de água foram fortificadas com 0,1 mL de solução 100 mg L⁻¹. A concentração final obtida foi de 1 mg L⁻¹. Após homogeneização da mistura, esta permaneceu em repouso por 1 hora, antes de se iniciar o processo de extração do triadimenol. Os valores médios de recuperação do triadimenol nas amostras de água por tratamento foram: controle 107,8%; calagem 105,9%; fosfatagem 106,2% e calagem + fosfatagem 102,8%.

3.6 Extração do triadimenol das amostras de solo

O procedimento analítico para a extração do triadimenol retido nas amostras de solo foi feito utilizando-se a metodologia também proposta por Allmendinger (1991) e adaptada por Carvalho (2000). Nas amostras de solo coletadas em cada camada das colunas (cerca de 10 g de solo após correção para solo seco), a extração do produto retido foi feita empregando-se 25 mL de solução extratora (acetona P.A e água destilada – 3:1) em frascos de vidro de 100 mL, sob agitação por uma 1 hora em mesa agitadora, procedimento este repetido por mais uma vez. Após a segunda extração, as alíquotas foram reunidas e centrifugadas a 500 g. Uma alíquota de 20 mL do sobrenadante foi transferida para balão de fundo chato para se retirar o excesso de acetona, por meio de evaporação em evaporador rotativo à temperatura do banho de 45°C sob vácuo. A seguir, a fase aquosa (aproximadamente 10 mL) foi transferida para funil de separação de 125 mL, sendo, nas fases seguintes da extração, empregado o mesmo procedimento analítico utilizado na extração do triadimenol da fase aquosa.

A certificação da eficiência do método analítico nas amostras de solo contendo os tratamentos foi feita em triplicata, fortificando-se 10 g de solo (TFSA) com 0,5 mL de solução 100 mg L⁻¹. Após homogeneização da mistura, esta permaneceu em repouso por 12 horas para depois proceder o processo de extração do triadimenol. Os valores médios de recuperação do triadimenol nas amostras de solo, por tratamento, foram: controle 107,9%; calagem 109,8%; fosfatagem 108,8 e calagem + fosfatagem 110,3%.

3.7 Análise cromatográfica

Os extratos de triadimenol recuperados das amostras de solo e água foram analisados em um cromatógrafo gasoso Hewlett Packard - Série 6890, equipado com detector de captura de elétrons (μ ECD). As condições de operação do aparelho foram:

- temperatura do injetor: 250°C;
- temperatura do detector: 300°C;
- temperatura inicial do forno: 100°C com duração de 1 minuto;
- rampa de aquecimento: 30°C min⁻¹ até 280°C, permanecendo 2 minutos;
- gás de arraste: N₂ com fluxo de 1,5 mL min⁻¹;
- coluna HP-5 (30 m x 320 μ m x 0,25 μ m com 5% de fenil-metil siloxano);
- modo de injeção: splitless, 1 minuto;
- volume injetado: 1,0 μ L;
- padronização: curva analítica com padrão externo.

Nestas condições analíticas, o tempo de retenção do triadimenol foi de 7 minutos e 14 segundos para o triadimenol A, e 7 minutos e 17 segundos para o triadimenol B. A concentração de triadimenol obtida em cada cromatograma corresponde ao somatório dos dois diastereoisômeros do composto. O padrão analítico utilizado no preparo da curva padrão foi fornecido pela Bayer S.A., com pureza de 97,4%.

Os resultados obtidos, quantidade de triadimenol retido no solo e presente no efluente, foram submetidos à análise de variância para verificação do nível de significância, com posterior aplicação do teste de média Scott-Knott.

4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACUÑA, R. S., ZAMBOLIM, L., MOLINA, E. C. G. Controle da ferrugem em cafeeiros sombreados com formulações de triadimenol combinados com oxiclureto de cobre na Venezuela. *Summa Phytopathologica*, Piracicaba, v.19, n.3/4, p.189-194, set./dez. 1993.

ACUÑA, R. S. *Epidemiologia e controle químico da ferrugem (Hemileia astatrix Berk. e Br.) do cafeeiro (Coffea arabica L.)*. Viçosa, MG: UFV, 1996. 140p. Tese (Doutorado em Fitopatologia) - Universidade Federal de Viçosa, 1996.

ALBUQUERQUE, M.A.; SCHAEFER, C.E.R.; LOURES, E.G.; ZAMBOLIM, L. Persistência do fungicida triadimenol em solos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, MG, v. 22, n. 2, p.355-360, 1998.

ALENCAR, J. A.; LIMA, M. F.; CARVALHO, G. A.; OLIVEIRA, C. M. Descarte de embalagens de agrotóxicos. *Pesticidas: Revista Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, Curitiba, v. 9, p. 9-26, jan./dez. 1998.

ALFENAS, A. C., MAFFIA, L. A., MACABEU, A. J., SARTÓRIO, R. C. Eficiência de triadimenol, oxicarboxin e diniconazole para o controle da ferrugem (*Puccinia psidii*) em brotações de *Eucalyptus cloeziana*, em condições de campo. *Revista Árvore*, Viçosa, MG, v. 17, n. 2, p. 247-263, mar./ago. 1993.

ALLMENDINGER, H. A method for determining residues of the fungicides Follicur, and Bayfidan in plant material and soil by gas chromatography. *Pflanzenschutz Nachrichten Bayer, Leverkusen*, v. 44, n. 1, p. 5-66, 1991.

BARCELÓ, D. Environmental Protection – agency and other methods for the determination of priority pesticides and their transformation products in water. *Journal Chromatographia*, v. 643, n. 1-2, p. 117-143, July 1993.

BATEMAN, G. L., HORNBY, D., PAYNE, R. W., NICHOLLS, P. H. Evaluation of fungicides applied to soil to control naturally- occurring take-all using a balanced- incomplete-block design and very small plots. *Annals of Applied Biology*, Warwick, v. 124, n. 2, p. 241-251, Apr. 1994.

BERSANI, M.; AUTIERI, D.; RIPARBBELLI, C.; AZIMONTI, G.; DELLA VEDOVA, P.; SESANA, G.; GRIGATO, A.; CARBONE, D.; MARONI, M. Contamination of groundwater table by triazines in the Po plain. In: INTERNATIONAL CONGRESS PESTICIDE CHEMISTRY, 9., 1998, London. Abstracts... London: IUPAC, 1998.

BLAKE, G. R.; HARTGE, K. H. Particle density. In: KLUTE, A. (Ed.). **Methods of soil analysis**. 2. ed. Madison: American Society of Agronomy, 1986. v.1, p.377-382.

BOUWER, H. Agricultural chemicals and groundwater quality. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 45, n. 2, p. 184-189, Mar./Apr. 1990.

BROMILOW, R. H.; EVANS, A. A.; NICHOLLS, P. H. Factors affecting degradation rates of five triazole fungicides in two soil types: 1. Laboratory Incubations. **Pesticides Science**, Oxford, v. 55, n. 12, p.1129-1134, Dec. 1999.

BROWN, C. D.; HODGKINSON, R. A.; ROSE, D. A.; SYERS, J. K.; WILCOCKSON, S. J. Movement of pesticides to surface waters from a heavy clay soil. **Pesticide Science**, Oxford, v. 43, n. 2, p.131-140, Feb. 1995.

BUSINELLI, M.; MARINI, M.; BUSINELLI, D.; GIGLIOTTI, G. Transport to ground-water of six commonly used herbicides: a prediction for two Italian scenarios. **Pesticide Management Science**, Sussex, v. 56, n. 2, p.181-188, Feb. 2000.

CARVALHO, R. F. **Sorção e degradação do fungicida triadimenol em solos representativos do município de Lavras – MG**. 2000. 54 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal de Lavras, Lavras.

CARVALHO, R. F.; RIGITANO, R. L. O.; LIMA, J. M. Sorção e degradação do fungicida triadimenol em solos representativos do município de Lavras – MG. **Revista Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 26, n. 3, p. 472-479, maio/jun. 2002.

CELIS, R., COX, L., HERMOSIN, M. C., CORNEJO, J., Sorption of thiazafluron by iron and humic acid-coated montmorillonite. **Journal of Environmental Quality**. Madson, v. 26, n. 2, p. 472-479, Mar./Apr. 1997.

CLIVE, T. **A world compendium the pesticide manual; incorporating the agrochemicals handbook**. 10. ed. Surrey, UK: Crop Protections Publications, 1995. 1341 p.

COHEN, S. Z.; WAUCHOPE, R. D.; KLEIN, A. W.; EADSPORTH, C. V.; GRANEY, R. Offsite transport of pesticides in water: mathematical models of pesticide leaching and runoff. **Pure Applied Chemistry**, Oxford, v. 67, n. 12, p. 2109-2148, Dec. 1995.

DAO, T. H. Subsurface mobility of metribuzin as affected by crop residue placement and tillage method. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 24, n. 6, p. 1193-1198, Nov./Dec. 1995.

DAY, P. R. Particle fractionation and particle-size analysis. In: BLACK, C. A. (Ed.). **Methods of soil analysis**. American Society of Agronomy, Madison, v. 1, p.545-566, 1965.

DEAS, A. H. B.; CARTER, G. A.; CLARK, T.; CLIFFORD, D. R.; JAMES, C. S. The enantiomeric composition of triadimenol produced during metabolism of triadimefon by fungi. **Pesticide Biochemistry and Physiology**, San Diego, v. 26, n. 1, p. 10-21, Aug. 1986.

DORES, E. F. G. C.; DE-LAMONICA-FREIRE, E. M. Contaminação do ambiente aquático por pesticidas: vias de contaminação e dinâmica dos pesticidas no ambiente aquático. **Pesticidas: Revista Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 9, p. 1-18, jan./dez. 1999.

DORES, E. F. G. C.; DE-LAMONICA-FREIRE, E. M. Contaminação do ambiente aquático por pesticidas. Estudo de caso: águas usadas para consumo humano em Primavera do Leste, Mato Grosso – Análise preliminar. **Química Nova**, São Paulo, v. 24, n. 1, p. 27-36, jan./fev. 2001.

DÖRFLER, U.; FEICHT, E. A.; SCHEUNERT, I. S-Triazine residues in groundwater. **Chemosphere**, Londres, v. 35, n. 1-2, p. 99-106, July 1997.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA-EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análises de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: CNPS, 1997. 212 p.

EMERSON, W. W.; FOSTER, R. C.; OADES, J. M. Organo-mineral complexes in relation to soil aggregation and structure. In: HUANG, P. M.; SCHNITZER, M. (Eds.). **Interactions of soil minerals with natural organics and microbes**. SSSA Spec. Publ. n.17, SSSA, Madison, WI., 1986. p.521-548.

ENFIELD, C. G. Chemical transport facilitated by multiphase flow systems. *Water Science Technology*, Oxford, v. 17, n. 9, p.1-12, Sept. 1985.

ENFIELD, C.G.; BENGTTSSON, G. Macromolecule transport of hydrophobic contaminants in aqueous environments. *Ground Water*, Westerville, v. 26, n. 1, p. 64-70, Jan./Feb. 1988.

FERMANICH, K. J.; BLAND, W. L.; LOWERY, B.; MCSWEENEY, K. Irrigation and tillage effects on atrazine and metabolite leaching from a sandy soil. *Journal Environmental Quality*, Madison, v. 25, n. 6, p.1291-1299, Nov./Dec. 1996.

FLURY, M.; LEUENBERGER, J.; STUDER, B.; FLÜHLER, H. Transport of anions and herbicides in a loamy and a sandy field soils. *Water Resources Research*, Washington, v. 31, n. 3, p. 823-835, Mar. 1995.

FLURY, M. Experimental evidence of transport of pesticides through field soils – A review. *Journal Environmental Quality*, Madison, v. 25, n. 1, p. 25-45, Jan./Feb. 1996.

GAO, J. P.; MAGUHN, J.; SPITZAUER, P.; KETTRUP, A. Sorption of pesticides in the sediment of the Teufelsweiher pond (Southern Germany). I: Equilibrium assessments, effect of organic carbon content and pH. *Water Research*, Oxford, v. 32, n. 5, p. 1662-1672, May 1998.

GOOLSBY, D. A.; BATTAGLIN, W. A. Occurrence, distribution, and transport of agricultural chemicals in surface waters of the Midwestern United States. In: GOOLSBY et al., (Ed.). *Selected papers on agricultural chemicals in water resources of the Midcontinental United States*. Washington: Geological Survey, Open File Rep. Dep. of the Interior, 1993. p. 1-25.

GOMES, M. A. F. Agrotóxicos no sistema solo-água. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., 1997, Rio de Janeiro. *Anais...Rio de Janeiro*: [S. l.], 1997. 1 CD-ROM.

GRAVENA, S.; HARADA, S. S.; BENETOLI, I.; YAMAMOTO, P. T. Comparação de estratégias de manejo de pragas e doenças do cafeeiro (*Coffea arabica* L.), var. mundo novo, na região de Marília, SP. *Científica*, Botucatu, v. 21, n. 1, p. 139-147, 1993.

GUALBERTO, V. Efeito de fosfato na retenção de triadimenol em amostras de solos. 2002. 33 p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Lavras, Lavras.

GUZZELLA, I.; De PAOLIS, A.; BARTONE, C.; POZZONI, F.; GIULIANO, G. Migration of pesticide residues from agricultural soil to groundwater. *International Journal Environmental Analytical Chemistry*, Reading, v. 65, n. 1-4, p. 261-275, 1996.

HALLBERG, G. R. Pesticide pollution of groundwater in the humid United States. *Agriculture Ecosystems Environment*, Amsterdam, v. 26, n. 3-4, p. 299-367, Oct. 1989.

HATFIELD, J. L.; WESLEY, C. K.; PRUEGER, J. H.; PFEIFFER, R. L. Herbicide and nitrate distribution in Central Iowa rainfall. *Journal of Environmental Quality*, Madison, v. 25, n. 2, p.259-264, mar./Apr. 1996.

HINGSTON, F. J.; POSNER, A. M.; QUIRK, J. P. Anion adsorption by goethite and gibbsite. I. The role of the proton in determining adsorption envelopes. *Journal of Soil Science*, Oxford, v. 23, n. 2, p. 177-192, June 1972.

JARAMILLO, T. Esquemas, métodos de aplicação e translocação de fungicidas no controle da ferrugem do cafeeiro (*Hemileia vastatrix Berk. Et Br.*). 1988. 69 p. Dissertação (Mestrado em Fitopatologia) – Universidade Federal de Viçosa, Visoça, MG.

JARVIS, N. J.; BERGSTRÖM, L. F.; BROWN, C. D. Pesticide leaching models and their use for management purposes. In: ROBERTS, T.R.; KEARNEY, P.C., (Eds). *Environmental behavior of agrochemicals*. New York: J. Willey, 1995. p. 185-220.

JARVIS, N. J. Modeling the impact of preferential flow on non-point source pollution. In: SELIM, H. M.; MA, L.; (Eds.). *Physical nonequilibrium in soils: Modeling and application*. and Ann Arbor Press. USA, 1998. p.195-221.

JOHNSON, A. C.; BETTINSON, R. J.; WILLIAMS, R. J. Differentiating between physical and chemical constraints on pesticide and water movement into and out of soil aggregates. *Pesticide Science*, Oxford, v.55, n. 5, p. 524-530, May 1999.

JÓZEFACIUK, G.; SOKOLOWSKA, Z.; HAJNOS, M.; HOFFMANN, C.; RENGER, M. Large effect of leaching of DOC on water adsorption properties of a sandy soil. *Geoderma*, Amsterdam, v. 74, n. 1-2, p. 125-137, Nov. 1996.

KEMPER, W. D.; ROSENAU, R. C. Aggregate stability and size distribution. In: KLUTE, A. *Methods of soil analysis, Part 1. Physical and mineralogical methods*. 2. ed. 1986. p.425-441. (Agronomy Monograph, 9).

KLADIVKO, E.J.; van SCOYOC, G.E.; MONKE, E.J.; OATES, K.M.; PASK, W. Pesticide and nutrient movement into subsurface tile drains on a silt loam soil in Indiana. *Journal Environmental Quality*, Madson, v. 20, n. 1, p. 264-270, Jan./Feb. 1991.

KOLPIN, D. W.; BARBASH, J. E.; GILLION, R. J. Occurrence of pesticides in shallow groundwater of the United States: initial results from the National Water-Quality Assessment Program. *Environmental Science and Technology*, Washington, v. 32, n. 5, p. 558-566, Mar. 1998.

KOSKINEN, W. C.; HARPER, S. S. The retention process: mechanisms. In: CHENG, H. H. *Pesticides in soil environment: processes, impacts, and modeling*. Madison: SSSA, 1990. p. 51-78.

LAFRANCE, P.; MARINEAU, L. PERREAULT, L. VILLENUEVE, J. P. Effect of natural dissolved organic matter found in groundwater on soil adsorption and transport of pentachlorophenol. *Environmental Science and Technology*, Washington, v. 28, n. 18, p. 2314-2320, Dec. 1994.

LAVORENTI, A. Comportamento de herbicidas no meio ambiente. In: *WORKSHOP SOBRE BIODEGRADAÇÃO, 1986, Campinas. Anais...* Campinas: EMBRAPA-CNPMA, 1996. p. 81-115.

LIMA, J. M.; ANDERSON, S. J.; CURTI, N. Phosphate-induced clay dispersion as related to aggregate size and composition in Hapludoxs. *Soil Science Society America Journal*, Madison, v. 64, n. 3, p. 892-897, May/June 2000.

LOPES, N. P. Adsorção do triadimenol por frações de solo associadas a um composto de lixo urbano. 1999. 100 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

LOPES, N. P. QUEIROZ, M. E. L. R.; NEVES, A. A. Influência da matéria orgânica na adsorção do fungicida triadimenol pelo solo. *Química Nova*, São Paulo, v. 25, n. 4, p. 544-547, jul./ago. 2002.

MA, Q. L.; HOLLAND, P. T.; JAMES, T. K.; McNAUGHTON, D. E. Persistence and leaching of the herbicides acetochlor and terbutylazine in a allophanic soil: comparisons of field results with PRZM-3 predictions. **Pesticide Management Science**, Sussex, v.56, n. 2, p. 154-158, Feb. 2000.

MATRANGOLO, P. F. R. Avaliação da percolação do triadimenol no solo por cromatografia gasosa e cromatografia líquida de alta eficiência. 1999. 67 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

McBRIDE, M. B. **Environmental chemistry of soils**. New York: University Press, 1994. 406 p.

McLAUGHLIN, R. A.; WEBER, J. B.; WARREN, R. L. **Soil facts: protecting groundwater in North Carolina. A pesticide and Soil Ranking System**. North Carolina Cooperative Extension Service, p.nd. 1997.

MEHRA, O. P.; JACKSON, M. L. Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite citrate system buffered with sodium bicarbonate. **Clays and Clay Minerals**, v. 5, p. 317-327, 1960.

MESQUITA, M. G. B. F.; FERREIRA, M. M.; CURI, N.; EVANGELISTA, A. R. Dispersão da fração argila e estabilidade de agregados em função da aplicação de calcário e gesso agrícola em latossolo cultivado com *Andropogon* e *Estilosantes*. **Ciência e Prática**, Lavras, v. 17, n. 4, p. 329-336, out./dez. 1993.

MORGAN, D. P. **Fungicides**. University of Florida – Florida Cooperative Extension Service, 1989. 14p.

MYERS, R.; THIEN, S. J. Soil permeability in a ammonium and phosphorus application zone. **Soil Science Society America Journal**, Madison, v. 55, n. 3, p. 866-871, May/June 1991.

OLSEN, S. R.; WATANABE, F. S. A method to determine a phosphorous adsorption maximum of soils as measured by the Langmuir isotherm. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 21, p. 144-149, 1957.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE – **Guías para la calidad del agua potable: recomendaciones**. 2. ed. Genebra, 1995.

PASQUARELL, G. C.; BOYER, D. G. Herbicides in karst groundwater in southeast West Virginia. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 25, n. 4, p. 755-765, July/ Aug. 1996.

- PEREIRA, W.; HOSTETTLER. Nonpoint source contamination of the Mississippi river and its tributaries by herbicides. **Environmental Science Technology**, v. 27, n. 8, p. 1542-1552, Aug. 1993.
- PRATA, F. LAVORENTI, A.; REGITANO, J. B.; TORNISIELO, V. L. Degradação e adsorção de diuron em solos tratados com vinhaça. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 24, n. 1, p. 217-223, jan./mar. 2000.
- PRATA, F. **Comportamento do glifosato no solo e deslocamento miscível de atrazina**. 2002. 149 p. Tese (Doutorado) – Escola Federal Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- PUSSEMIER, L., JAMET, P., BOUDER, A. Prediction of the soil adsorption coefficient K_{oc} of 14 triazole fungicides using a "humic acid" HPLC column. In: INTERNATIONAL MEETING OF THE INTERNATIONAL HUMIC SUBSTANCES SOCIETY, 6., 1992, Monopoli, Bari. **Proceedings...** Amsterdam: Elsevier, 1994. p. 1037-1043.
- RAWLINSON, C. J.; MUTHYALU, G.; CAYLEY, G. R. Residual effects of triadimefon in soil on powdery mildew and yield of spring barley. **Plant Pathology**, Oxford, v. 31, n. 2, p. 143-155, June 1982.
- RIPARBELLI, C.; SCALVINI, C.; BERSANI, M.; AUTERI, D. AZIMONTI, G.; MARONI, M.; SALAMANA, M. Groundwater contamination from herbicides in the region of Lombardy Italy. Period 1986-1993. In: SYMPOSIUM PESTICIDE CHEMISTRY, 10., 1996, Piacenza, Italy. **Proceedings...The Environmental Fate of Xenobiotics**. Castelnuovo Fogliani, Piacenza, Italy: [s. n.], 1996. p. 559-566.
- RITTER, W. F., CHIRNSIDE, A. E. M.; SCARBOROUGH, R. W. Movement and degradation of triazines, alachlor, and metolachlor in sandy soils. **Journal Environmental Science and Health – part A**, New York, v. 31, n. 10, p. 2699-2721, 1996.
- RODRIGUES, G. S.; PARAÍBA, L. C.; BUSCHINELLI, C. C. Estimativa da carga contaminada de pesticidas e nitrato para as águas subterrâneas no estado de São Paulo. **Pesticidas: Revista Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 7, p. 89-108, 1997.

ROTH, C. M.; PAVAN, M. A.; CHAVES, J. C. D.; MEYER, B.; FREDE, H. G. Efeitos da aplicações de calcário e gesso sobre a estabilidade de agregados e infiltrabilidade de água em um latossolo roxo cultivado com cafeeiro. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, v. 10, n. 2, p. 163-166, maio/ago. 1986.

ROTH, C. M.; PAVAN, M. A. Effects of lime and gypsum on clay dispersion and infiltration in samples of a Brazilian Oxisol. *Geoderma*, Amsterdam, v. 48, n. 3-4 p. 351-361, May 1991.

SAEED, I. A. M.; HARKIN, J. M.; ROUSE, D. I. Leaching of methyl isothiocyanate in plainfield sand chemigated with metan-sodium. *Pesticide Science*, Oxford, v. 46, n. 4, p.375-380, Apr. 1996.

SATURNINO, H. M.; LANDERS, J. N. (Eds.). *O meio ambiente e o plantio direto*. Brasília: Embrapa-SPI, 1997. 116 p.

SCHIAVON, M.; PERRINGANIER, C.; PORTAL, J. M. The pollution of water by pesticides-state and origin. *Agronomie*, Paris, v. 15, n. 3-4, p. 157-170, 1995.

SCHWERTMANN, U. Differenzierung der Eisenoxide des Bödens durch Extraktion mit Ammoniumoxalat-lösung. *Zeitschrift fuer Pflanzenernaehrung und Bodenkunde*, Leipzig, v. 105, p. 105-202, 1964.

SILVA, R. B.; LIMA, J. M.; DIAS JUNIOR, M. S.; SILVA, F. A. M. Influência da adição de fósforo no índice de compressão e parâmetros de consistência de um Latossolo Vermelho-Escuro. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, MG, v. 25, n. 2, p. 261-268, abr./jun. 2001.

SINGH, H. B.; KANAKIDOU, M. An investigation of atmospheric sources and sinks of methyl bromide. *Geophysical Research Letters*, Washigton, v. 20, n. 2, p. 133-136, Jan. 1993.

SKARK, C.; ZULLEI-SEIBERT, N. The occurrence of pesticides in groundwater: results of case-studies. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, Reading, v. 58, n. 1-4, p. 387-396, 1995.

SOUZA, M. D.; BOEIRA, R. C.; GOMES, M. A. F. Adsorção e dessorção de diuron em solos tropicais. *Pesticidas: Revista Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, Curitiba, v. 10, p. 113-124, jan./dez. 2000.

STUMM, W. Chemistry of the solid-water interface: Processes at the mineral-water and particle-water interface in natural systems. New York: J. Wiley, 1992. 428 p.

VENTURA, J. A., ALVAREZ, J. R. G., ZAMBOLIM, L., DO VALE, F. X. R. Controle do mal-de-sigatoka em bananeira da cv. prata com triadimenol via solo em função da incidência da doença. **Fitopatologia Brasileira**, Brasília, v. 19, n. 3, p. 370-376, set. 1994.

VEREecken, H.; NITZSCHE, O.; SCHULZE, M. Analysis of the transport of hydrophobic organic xenobiotics in the presence of dissolved organic carbon using soil column experiments. In: **CLAPP, C. E.; HAYES, M. H. B.; SENESI, N.; BLOON, P. R.; JARDINE, P. M. (Ed.). Humic substances and chemical contaminants.** Madison: Soil Science Society of America, 2001. p. 449-470.

WAGENET, R. J. Processes influencing pesticide loss with water under conservation tillage. IN: **LOGAN, T. J. et al. (Eds.). "Effects of conservation tillage on groundwater quality"**. Chelsea, MI: Lewis Publicacions, 1987. p. 189-204.

WALDRON, A. C. Pesticides and groundwater contamination. Ohio: Ohio State University, 1992. p. nd. (Extension Bulletin, 820).

WALLS, D.; SMITH, P. G.; MANSELL, M. G. Pesticides in groundwater in Britain. **International Journal Environment**, Geneva, v. 6, n. 1, p. 55-62, 1996.

WORTHING, C.R. The pesticide manual: a world compendium. 7. ed. Lavenham: British Crop Protection Council, 1983. 695 p.

CAPÍTULO 2

RETENÇÃO DO FUNGICIDA TRIADIMENOL EM AMOSTRAS DE LATOSSOLOS SOB EFEITO DA CALAGEM E FOSFATAGEM

RESUMO

NÓBREGA, Júlio César Azevedo. Retenção do fungicida triadimenol em amostras de Latossolos sob efeito da calagem e fosfatagem. In: ____. **Calagem e fosfatagem na retenção e mobilidade do fungicida triadimenol em amostras de Latossolos**, 2004, Cap. 2, p.38-60. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.²

A calagem e a adubação fosfatada são práticas de manejo da fertilidade do solo essenciais ao cultivo de solos com predominância de cargas variáveis de regiões tropicais, no geral, extremamente ácidos e deficientes em fósforo. Por influenciarem alguns atributos físico-químicos do solo, essas práticas também podem influenciar o comportamento dessas moléculas no solo. O presente trabalho teve por objetivo verificar o efeito da calagem e fosfatagem na retenção do triadimenol em amostras de um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico (LVAd) e um Latossolo Vermelho distrófico (LVd) utilizando microcolunas de solo. O ensaio foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado, em esquema fatorial 2 x 4, correspondente a duas doses de triadimenol (250 e 1.000 µg) e quatro condições de manejo da fertilidade do solo: amostras controle, com calcário, com fósforo e, com calcário e fósforo. Verificou-se que a calagem e adubação fosfatada influenciam de forma diferenciada a retenção do triadimenol nas amostras de solo. No LVAd, ocorre menor retenção do produto somente nas amostras em que a calagem e fosfatagem são realizadas em conjunto (7,7% e 8,6%, respectivamente para as doses 250 e 1000 µg do composto) e no LVd, quando elas são realizadas isoladamente (calagem 7,2% e 3,9%, fosfatagem 10,1% e 6,8%, respectivamente para as doses 250 e 1000 µg do composto) em relação às amostras controle. Apesar da quantidade do produto na solução do solo ser, no geral, inferior a 1% da dose aplicada, valores mais elevados do produto foram encontrados nas amostras com calcário e fósforo, isoladamente ou não no LVAd e, isoladamente, no LVd.

²Comitê Orientador: José Maria de Lima – DCS/UFLA (Orientador); Mário César Guerreiro – DQI/UFLA (Co-orientador).

ABSTRACT

NÓBREGA, Júlio César Azevedo. Retention of the fungicide triadimenol in Latosol samples under effect of liming and phosphate fertilization In: ___. **Liming and phosphate fertilization in retention and mobility of the fungicide triadimenol in samples of Latosols**, 2004, Chap. 2, p.38 to 60. Thesis (Doctorate in Soils and Plant Nutrition) – Federal University of Lavras, Lavras, MG.²

Liming and phosphate fertilization are soil fertility management practices essential to the cultivation of soils with pH dependent charges of tropical regions, in general, extremely acidic and phosphorus-deficient. For influencing some physicochemical features of soil, those practices can also influence the behavior of those molecules in soil. The present work was intended to verify the effect of liming and phosphate fertilization in holding triadimenol molecules in samples of a dystrophic Yellow Red Latosol (LVAd) and a dystrophic Red Latosol (LVd) by utilizing soil microcolumns. The experiment was conducted in a completely randomized design in a 2 x 4 factorial scheme corresponding to two doses of triadimenol (250 and 1,000 ug) and four soil fertility management conditions; control samples, with limestone, with phosphate and, with limestone and phosphate. It was found that liming and phosphate fertilization influenced in a distinguished form the retention of triadimenol in soil samples. In the LVAd, reduction occurs only in the samples in which liming and phosphate fertilization are performed jointly (7.7% and 8.6%, respectively for doses 1 and 2 of the compound) and in the LVd, when are accomplished singly (liming 7.2% and 3.9%, phosphate fertilization 10.1% and 6.8%, respectively for doses 1 and 2 of the compound) relative to the control samples. In spite of the amount of the chemical in soil solution being, in general, inferior to 1% of the dose applied, higher values of the chemical were found in the samples with limestone and phosphate, singly or not in the LVAd and singly in the LVd.

²Guidance Committee: José Maria de Lima –DCS/UFLA (adviser); Mário César Guerreiro – DQI/UFLA (Co-adviser).

1 INTRODUÇÃO

O uso intensivo de pesticidas nas últimas décadas, objetivando a proteção das culturas contra plantas daninhas, doenças e insetos-pragas, tem permitido reduções significativas nos custos de produção e um inegável aumento na produtividade das culturas. No entanto, a preocupação com o destino dessas moléculas no solo tem gerado preocupações na sociedade e, principalmente, no meio científico.

Estudos têm mostrado que quando uma molécula de pesticida alcança o solo, ela pode seguir diferentes rotas: ser absorvida pelas plantas e outros organismos do solo, ser transformada por meios bióticos e abióticos, ser retida pelos colóides orgânicos e inorgânicos do solo e, caso nenhum desses processos ocorra, estas podem ser transportadas para outros compartimentos do ambiente. Dentre as possibilidades citadas anteriormente, a retenção das moléculas de pesticidas pelos colóides do solo é considerada um processo-chave a influenciar o comportamento dessas no solo.

Dependendo da energia, do mecanismo e da extensão com que esse processo ocorre, a molécula dificilmente voltará à solução do solo. Com isso, a retenção termina por ditar a quantidade de pesticida a ser aplicada, a fração da molécula que pode sofrer degradação ou absorção e o potencial de contaminação de outros compartimentos do ecossistema, a exemplo dos ecossistemas aquáticos superficiais (Goolsby & Battaglin, 1993; Pereira & Hostettler 1993; Brown et al., 1995), caso a molécula retida à superfície dos colóides seja transportada na água de enxurrada, e subsuperficiais (Guzzella et al., 1996; Riparbelli et al., 1996; Walls et al., 1996; Dörfler et al., 1997; Bersani et al., 1998; Kolpin et al., 1998), caso seja transportada pela água que percola através do perfil do solo. É, portanto, um processo que desempenha papel fundamental, tanto na eficiência

agronômica do pesticida quanto no potencial de risco que essas moléculas podem representar no ambiente.

Dentre os pesticidas usados na agricultura brasileira, o triadimenol tem sido amplamente aplicado em culturas de banana, café, cana-de-açúcar, centeio, cevada, eucalipto, fumo, hortaliças em geral, trigo e plantas ornamentais (Alfenas et al., 1993; Ventura et al., 1994; Clive, 1995). Trata-se de um fungicida sistêmico, não-iônico, pertencente ao grupo dos triazóis, aplicado principalmente via solo no controle de diversas doenças causadas por fungos fitopatogênicos. Seu emprego tem destaque no Brasil para a cultura cafeeira, no controle da ferrugem, doença causada pelo fungo *Hemileia vastratrix* Berk & Br. (Gravena et al., 1993), responsável por grandes perdas de produção.

Estudos sobre o comportamento do triadimenol no solo têm mostrado que a molécula é sorvida principalmente na fração orgânica do solo (Gao et al., 1998; Lopes, 1999; Carvalho et al., 2002), o que tem sido atribuído à alta lipofilicidade do composto. Carvalho et al. (2002), em amostras de horizontes A de três solos da região de Lavras, MG, constataram valores de K_d do triadimenol entre 3,1 e 3,5. Tem sido constatado também que o triadimenol tem se revelado altamente persistente em solos, com valores de meia vida variando entre 169 e 294 dias, conforme constatado pelos mesmos autores, nas amostras de solos estudadas.

Por ocorrer a interação do triadimenol principalmente com a fração orgânica do solo (Gao et al., 1998), pode-se esperar que qualquer fator ou prática de manejo que altere o comportamento dessa fração possa, direta ou indiretamente, influenciar a retenção do triadimenol. Em solos mais intemperizados de regiões tropicais, a necessidade de correção e fertilização do solo, objetivando reduzir sua acidez e aumentar a disponibilidade de nutrientes às plantas, torna as práticas de calagem e fosfatagem essenciais no manejo desses solos. Essas práticas, além de elevar a disponibilidade de nutrientes às

plantas, exercem efeito sobre alguns atributos físico-químicos do solo que têm relação, direta ou indireta, com a sua capacidade de retenção no mesmo. Assim, o efeito da calagem e/ou fosfatagem no aumento do pH (Goedert, 1987; Mesquita et al., 1993; Prata, 2002; Gualberto, 2002), dispersão de partículas (Lima et al., 2000; Silva et al., 2001), balanço de cargas (Stumm, 1992; Lima et al., 2000), conteúdo de matéria orgânica (Myers & Thien, 1991) e dissolução da matéria orgânica (Myers & Thien, 1991; Józefaciuk et al., 1996; Gao et al., 1998) tem sido verificado. Considerando que a interação do triadimenol ocorre principalmente na fração orgânica do solo, tais práticas poderão contribuir para sua menor sorção ou maior dessorção.

São poucas as informações encontradas sobre o comportamento do triadimenol em solos tropicais, principalmente frente a outros fatores de produção essenciais ao cultivo desses solos, como as práticas de calagem e fosfatagem. Dessa forma, o presente trabalho foi desenvolvido com o objetivo de verificar o efeito da calagem e da fosfatagem na retenção do triadimenol em microcolunas de solo contendo amostras do horizonte A de um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico e um Latossolo Vermelho distrófico, partindo da hipótese de que o efeito dessas práticas será mais pronunciado no solo com mineralogia mais oxidica (maiores teores de óxidos de ferro e alumínio).

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Solos

As amostras de solo utilizadas no estudo foram de um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico (LVAd) (antigo Latossolo Vermelho Amarelo) e um Latossolo Vermelho distrófico (LVd) (antigo Latossolo Vermelho Escuro). As caracterizações física, química e mineralógica das amostras de solos estão apresentadas nas Tabelas 1.2 a 1.5 e Figura 1.2.

2.2 Montagem das colunas, delineamento experimental e ensaios de retenção com triadimenol

Após o período de incubação das amostras de solo, 50 g de cada amostra foram colocados em colunas de centrifugação de aço inox com 3,5 cm de diâmetro interno e 6 cm de profundidade (Figura 2.1).

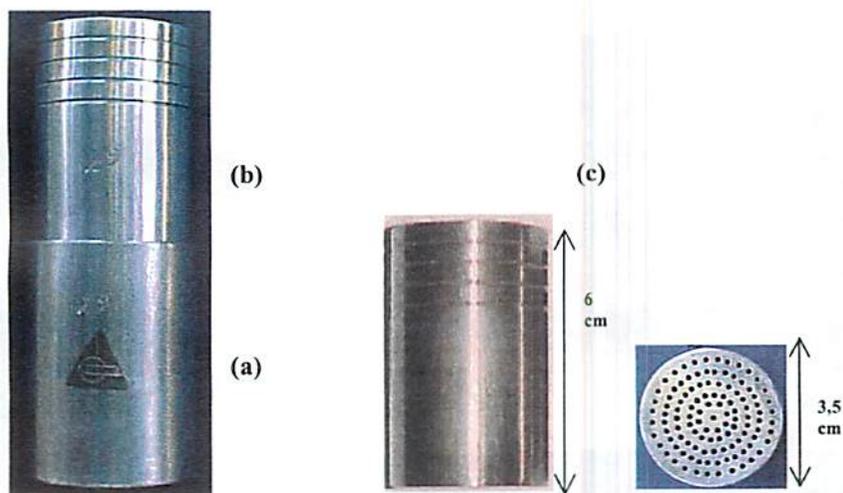


FIGURA 2.1 Microcolunas em aço inox contendo recipiente para coleta do efluente (a) e acondicionamento da amostra de solo, com detalhe do fundo (b e c).



O delineamento experimental adotado foi o inteiramente casualizado, em esquema fatorial 2 x 4, correspondente a duas doses de triadimenol (250 e 1.000 μg) e quatro condições de manejo da fertilidade do solo: controle (sem calcário e sem fosfato), calagem (com calcário e sem fosfato), fosfatagem (sem calcário e com fosfato) e calagem + fosfatagem (com calcário e fosfato), com três repetições, totalizando 24 parcelas experimentais para cada classe de solo.

As amostras contidas nas colunas foram saturadas por capilaridade, com água destilada em recipientes individualizados (béquer 150 mL), buscando-se obter uma condição de saturação da amostra antes da aplicação do produto. Em seguida, foi feita a aplicação de 1 mL de uma solução cetônica de triadimenol contendo 250 μg ou 1.000 μg do produto sobre a superfície do solo na coluna. As soluções usadas neste estudo foram preparadas a partir do padrão analítico de triadimenol com 97,4% de pureza. Uma apresentação geral das colunas é feita na Figura 2.2.

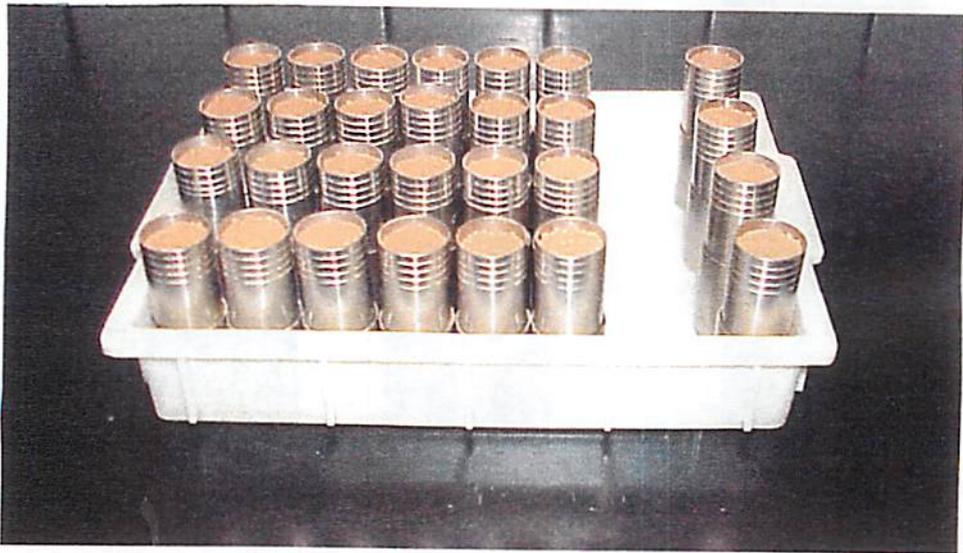


FIGURA 2.2 Apresentação geral das colunas com amostras do Latossolo Vermelho Amarelo distrófico (LVAd).

Após 1 hora da aplicação do produto, tempo suficiente para ocorrer o equilíbrio de sorção entre o solo e solução (Carvalho, 2000), cada coluna foi submetida à centrifugação a 500 g, por 10 minutos. Posteriormente, a base de cada coluna foi pesada para determinação da quantidade do extrato proveniente das colunas (efluente) e este foi tratado para a avaliação da quantidade de triadimenol presente na solução. A parte superior de cada coluna contendo o solo foi seccionada em camadas de 1 cm de espessura, totalizando 4 camadas (0-1; 1-2; 2-3 e 3-4 cm) por coluna para a extração do triadimenol retido no solo. Os procedimentos analíticos para extração do triadimenol nas amostras de solo (cerca de 12,5 g de amostra para cada camada) e efluente (10 mL), bem como as condições cromatográficas para análises de triadimenol extraído de amostras de solo e água encontram-se descritos no capítulo 1.

Os resultados obtidos, quantidade de triadimenol retido no solo e presente no efluente (solução do solo), foram submetidos à análise de variância para verificação da significância entre as variáveis, com posterior aplicação do teste de média Scott-Knott.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Retenção e distribuição do triadimenol nas colunas

Na Figura 2.3 é apresentado o efeito das doses de triadimenol e práticas de manejo da fertilidade do solo (controle, calagem, fosfatagem e calagem + fosfatagem) na quantidade total de triadimenol retido nas microcolunas, contendo amostras de um LVAd e LVd. Em ambos os solos, foram verificados efeitos individuais para as doses de triadimenol ($P < 0,01$) e práticas de manejo da fertilidade ($P < 0,05$).

No solo LVAd, a aplicação da maior dose de triadimenol eleva a retenção do produto no solo (Figura 2.3a), independentemente da condição inicial do solo. Entre as práticas de manejo da fertilidade, a calagem + fosfatagem reduz a retenção do produto ao solo. No solo LVd, foi observado o mesmo comportamento para as doses de triadimenol (Figura 2.3b); no entanto, o efeito das práticas de calagem e fosfatagem na retenção do produto ocorre isoladamente.

A redução na retenção do triadimenol pela calagem + fosfatagem no LVAd deve-se, possivelmente, à ação conjunta dessas práticas na alteração do comportamento eletroquímico dos colóides, consequência das modificações que promovem na composição química da solução do solo, pH, força iônica, etc. O aumento no pH do solo pela calagem (Roth et al., 1986; Roth & Pavan, 1991; Mesquita et al., 1993) e fosfatagem (Myers & Thien, 1991; Gualberto, 2002; Prata, 2002) contribui, entre outros aspectos, para aumentar a matéria orgânica dissolvida (Myers & Thien, 1991; Józefaciuk et al., 1996; Gao et al., 1998), o que pode contribuir para diminuir a retenção do triadimenol, uma vez que a interação do produto à fase sólida do solo se dá indiretamente, por meio de radicais orgânicos.

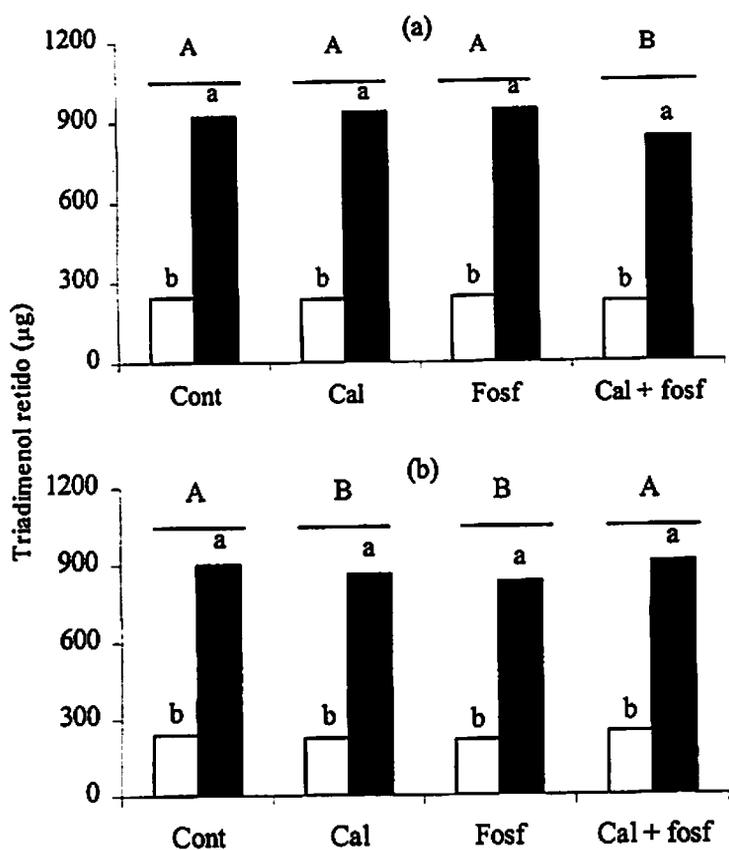


FIGURA 2.3 Retenção do triadimenol em amostras de um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico (LVAd) (a) e Latossolo Vermelho distrófico (LVd) (b) sob efeito da calagem e fosfatagem. Letras minúsculas comparam doses dentro de cada tratamento de solo e maiúsculas acima das barras representam a comparação das médias das doses entre os tratamentos. CV = 6,7% e 6,1% para o LVAd e LVd, respectivamente.

Redução na área superficial e perda de sítios com alta energia de adsorção nas superfícies das partículas, devido à perda de matéria orgânica dissolvida em função da variação do pH, foram verificadas por Józefaciuk et al. (1996). Efeitos do aumento do pH (2-10) na redução da adsorção e aumento da dessorção do triadimenol foram verificados por Gao et al. (1998).

O efeito isolado da calagem e fosfatagem reduzindo a retenção do triadimenol no LVd em relação ao LVAd deve-se aos teores mais elevados de argila (Tabela 1.2) e melhores condições estruturais deste solo, conforme expresso pelo maior diâmetro médio dos agregados (Tabela 1.2). Tais condições contribuem para uma melhor proteção física e, conseqüentemente, manutenção da matéria orgânica sorvida, conforme verificado por Noordwijk et al. (1997) para a fração argila. Entretanto, com a aplicação de calcário e fosfato, pode ter ocorrido uma redução na estabilidade dos agregados e um aumento na quantidade de argila dispersa, fatos que reduzem a proteção física da matéria orgânica, com isso disponibilizando maior quantidade de matéria orgânica em solução e, conseqüentemente, do triadimenol retido. Amostras de LVd que receberam calagem + fosfatagem mostram maior retenção do produto nas colunas, comparativamente aos tratamentos calagem e fosfatagem separadamente, resultado atribuído ao forte efeito dispersivo dessas práticas neste solo, quando realizadas em conjunto, devido ao aumento no potencial elétrico negativo superficial, mais pronunciado neste solo em face do maior teor de óxidos de ferro e alumínio (tabela 1.4, Capítulo 1).

A dispersão de partículas reduz a permeabilidade do solo e, com isso, a mobilidade do produto ao longo da coluna é dificultada, facilitando a retenção do produto pelas partículas do solo. O efeito da calagem no aumento do potencial elétrico negativo superficial decorre do aumento na concentração de hidroxilas na solução do solo que contribui, entre outros aspectos, para a ionização de grupos funcionais da matéria orgânica, principalmente dos

carboxílicos (Uehara & Gillman, 1981). O efeito do fosfato, conforme verificado por Lima et al. (2000), decorre da adsorção específica do fósforo, por meio de complexos de esfera interna em óxidos de Fe e Al.

Quando se observa a quantidade do produto retida nos solos, em relação às doses inicialmente aplicadas (Tabela 2.1), verifica-se que, independente dos tratamentos dados às amostras, menor porcentagem retida de triadimenol ocorre com aplicação da maior dose do produto em ambos os solos. Esse comportamento é atribuído ao efeito competitivo das moléculas pelos sítios ativos da matéria orgânica (disponíveis) para a retenção do produto. Ao estudar a cinética de sorção do triadimenol, Carvalho (2000) verificou que passada 1 hora da aplicação do produto, praticamente se alcança o equilíbrio de sorção. Segundo o autor, isto revela que a sorção do triadimenol ao solo é, em grande extensão, um rápido processo de sorção à superfície onde estão expostos os sítios mais imediatos para retenção do produto.

Na tabela 2.1 verifica-se também que, quando se compara a quantidade de triadimenol retida nos solos, ocorre, independentemente da dose aplicada, menor retenção no LVd, a exceção do tratamento calagem + fosfatagem. Entre os solos, as respostas diferentes à calagem e à adubação fosfatada decorrem, provavelmente, das diferenças mineralógicas entre os mesmos.

A distribuição do triadimenol ao longo das colunas seccionadas em camadas é mostrada na Figura 2.4. No LVAd, verifica-se que o triadimenol, inicialmente aplicado à superfície, foi encontrado em todas as profundidades estudadas, principalmente nas amostras tratadas com calagem + fosfatagem. Neste tratamento observou-se uma redução significativa na quantidade do produto na profundidade 0-1 cm e um aumento na quantidade do produto em profundidade. No LVd também ocorreu uma distribuição do triadimenol em profundidade nas colunas, neste caso, principalmente nas amostras tratadas com calcário e fosfato, isoladamente. Para ambos os solos, o aumento na quantidade

do produto em profundidade nas colunas, principalmente na camada 1-2 cm, decorre da menor retenção do produto na camada superficial (0-1 cm). No LVd, a maior retenção do produto na camada superficial (0-1 cm) no tratamento com calagem + fosfatagem confirma a menor mobilidade do produto neste tratamento, conforme anteriormente discutido (Figura 2.3).

TABELA 2.1 Porcentagem de triadimenol retido em relação a doses aplicadas no Latossolo Vermelho Amarelo distrófico (LVAd) e Latossolo Vermelho distrófico (LVd), sob efeito da calagem e fosfatagem.

Tratamento	LVAd		LVd	
	250 µg	1.000 µg	250 µg	1.000 µg
	-----% do aplicado-----			
Controle	97,7 ± 3,5	92,0 ± 4,0	96,8 ± 3,6	90,0 ± 3,4
Calagem	95,1 ± 3,6	93,7 ± 2,2	89,6 ± 4,3	86,1 ± 2,3
Fosfatagem	96,7 ± 5,7	94,3 ± 3,1	86,7 ± 2,7	83,2 ± 3,3
Cal + Fosf	90,0 ± 4,3	83,4 ± 9,1	98,5 ± 2,1	91,0 ± 7,8

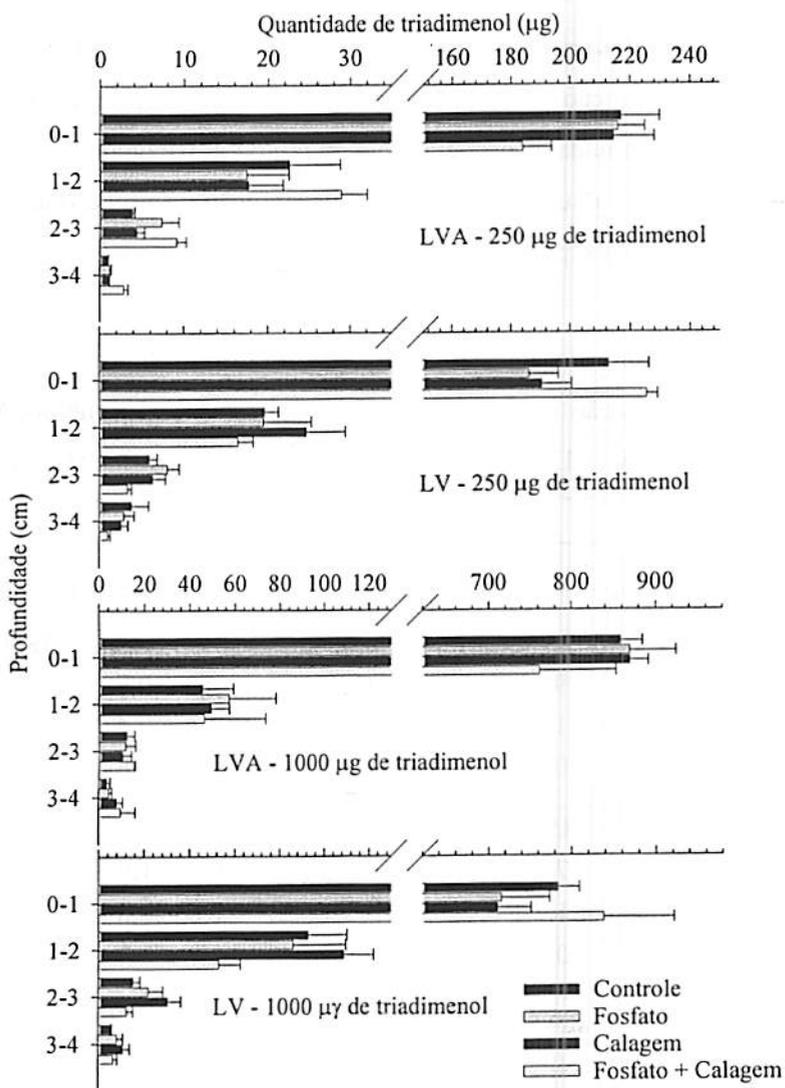


FIGURA 2.4 Distribuição do triadimenol em profundidade nas microcolunas de solo contendo amostras de um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico (LVAd) e Latossolo Vermelho distrófico (LVd), sob efeito da calagem e fosfatagem. Barras de erro representam o desvio padrão de três repetições.

Na Tabela 2.2 verifica-se que, em ambos os solos, independentemente da dose aplicada e condição de solo, mais de 70% da dose aplicada do produto ficam retidos na camada superficial. No entanto, a calagem e fosfatagem, isoladamente ou em conjunto, aumentam a distribuição do produto ao longo da coluna, podendo elevar o potencial de mobilidade do triadimenol no solo.

TABELA 2.2 Porcentagem de triadimenol retido em profundidade nas colunas em relação às doses aplicadas no Latossolo Vermelho Amarelo distrófico (LVAd) e Latossolo Vermelho distrófico (LVd).

Tratamento	Prof.	LVAd		LVd	
		250 µg	1.000 µg	250 µg	1.000 µg
	--cm--	-----% do aplicado-----			
Controle	0 - 1	86,8 ± 5,1	85,9 ± 2,6	85,2 ± 5,3	78,4 ± 2,5
	1 - 2	9,1 ± 2,5	4,6 ± 1,4	7,8 ± 0,7	9,3 ± 1,7
	2 - 3	1,5 ± 0,1	1,2 ± 0,3	2,4 ± 0,4	1,5 ± 0,3
	3 - 4	0,4 ± 0,1	0,4 ± 0,2	1,5 ± 0,8	0,6 ± 0,1
Calagem	0 - 1	85,8 ± 5,4	87,0 ± 2,2	76,2 ± 4,0	71,1 ± 4,1
	1 - 2	7,1 ± 1,7	5,0 ± 0,8	9,9 ± 1,9	10,9 ± 1,3
	2 - 3	1,7 ± 0,4	1,1 ± 0,4	2,5 ± 0,6	3,1 ± 0,6
	3 - 4	0,4 ± 0,1	0,8 ± 0,3	1,1 ± 0,3	1,1 ± 0,3
Fosfatagem	0 - 1	86,4 ± 3,6	87,0 ± 5,5	74,5 ± 3,8	71,6 ± 5,8
	1 - 2	7,0 ± 2,0	5,7 ± 2,1	7,8 ± 2,3	8,6 ± 2,4
	2 - 3	2,9 ± 0,8	1,2 ± 0,4	3,2 ± 0,6	2,2 ± 0,6
	3 - 4	0,4 ± 0,1	0,4 ± 0,1	1,2 ± 0,5	0,8 ± 0,3
Cal + Fosf	0 - 1	73,6 ± 3,9	76,3 ± 9,1	90,2 ± 1,4	83,8 ± 8,3
	1 - 2	11,6 ± 1,2	4,6 ± 2,7	6,6 ± 0,7	5,3 ± 0,9
	2 - 3	3,6 ± 0,4	1,5 ± 0,1	1,4 ± 0,2	1,3 ± 0,3
	3 - 4	1,2 ± 0,2	1,0 ± 0,6	0,4 ± 0,1	0,6 ± 0,2

3.2 Triadimenol no efluente: solução do solo

Na Figura 2.5 é mostrado o efeito dos tratamentos na quantidade de triadimenol encontrada na solução proveniente das colunas com amostras de LVAd (Figura 2.5a) e LVd (Figura 2.5b). Para ambos os solos, foram verificados efeitos individuais para as doses de triadimenol ($P < 0,01$) e práticas de manejo da fertilidade do solo ($P < 0,05$).

No LVAd, a quantidade de triadimenol na solução foi maior para a maior dose de triadimenol aplicada e quando as amostras receberam calagem e fosfatagem, isoladamente ou em conjunto. No LVd, além do efeito da dose de triadimenol, foi verificado efeito isolado da calagem e fosfatagem aumentando a quantidade de triadimenol no efluente. Aumento na quantidade de triadimenol na solução do solo nos tratamentos calagem + fosfatagem no LVAd e, calagem e fosfatagem, isoladamente, no LVd, são decorrentes da menor retenção de triadimenol nas amostras de solo com esses tratamentos. No LVAd, embora a calagem e fosfatagem, isoladamente, tenha aumentado a quantidade de triadimenol em solução, esse efeito não foi suficiente para criar diferenças nestes tratamentos na quantidade retida na coluna, conforme anteriormente discutido (Figura 2.3a).

O efeito da calagem e fosfatagem, isoladamente ou em conjunto, no aumento da quantidade do triadimenol em solução, deve-se, entre outros aspectos, ao fato da interação do triadimenol com a fase sólida do solo ocorrer indiretamente por meio de grupamentos orgânicos. Neste caso, qualquer fator que aumente a dissolução da matéria orgânica da fase sólida do solo estará, direta ou indiretamente, contribuindo para uma menor retenção do triadimenol, conseqüentemente elevando a quantidade do produto na solução do solo. Efeitos da calagem e fosfatagem na dissolução da matéria orgânica têm sido verificados por alguns pesquisadores (Myers & Thien, 1991; Józefaciuk et al., 1996; Gao et

al., 1998) com reflexo no aumento da dessorção do triadimenol (Gao et al., 1998).

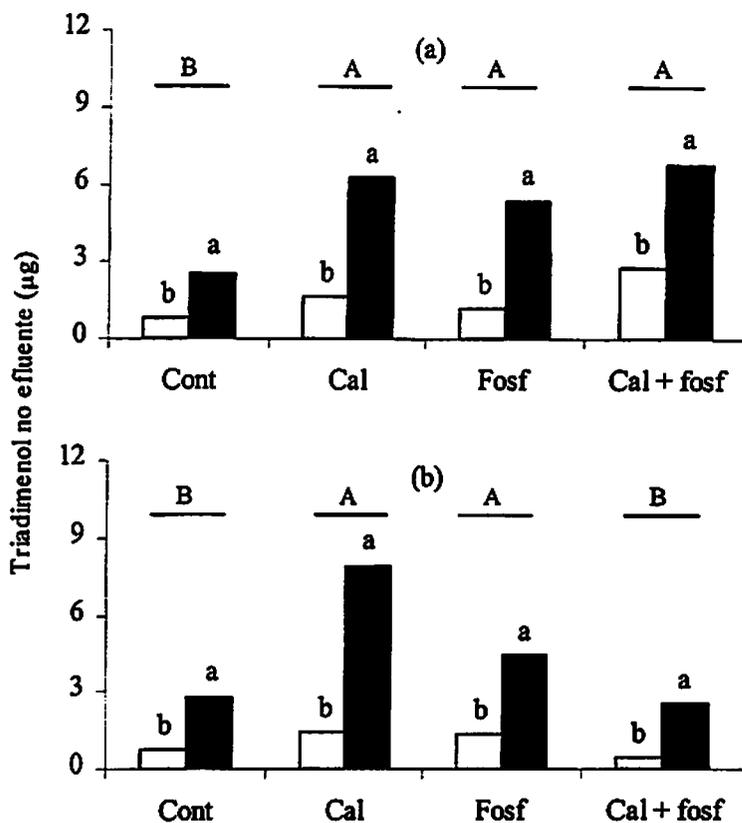


FIGURA 2.5 Quantidade de triadimenol na solução obtida das colunas, com amostras de um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico (LVAd) (a) e Latossolo Vermelho distrófico (LVd) (b) sob efeito da calagem e fosfatagem. Letras minúsculas comparam doses dentro de cada tratamento de solo e maiúsculas, acima das barras, representam a comparação das médias das doses entre os tratamentos. CV = 18,1% e 19,2% para o LVAd e LVd, respectivamente.

Quando se observa a quantidade do produto em solução, em porcentagem das doses inicialmente aplicadas (Tabela 2.3), verifica-se que a quantidade recuperada do produto na solução foi, a exceção do tratamento calagem + fosfatagem do LVAd, inferior a 1% da dose aplicada, fato que mostra a elevada capacidade de sorção do produto as amostras de solo.

TABELA 2.3 Quantidade de triadimenol na solução do solo em porcentagem do das doses aplicadas nas amostras do Latossolo Vermelho Amarelo distrófico (LVAd) e Latossolo Vermelho distrófico (LVd), sob efeito da calagem e fosfatagem.

Tratamento	LVAd		LVd	
	250 µg	1.000 µg	250 µg	1.000 µg
	-----% do aplicado-----			
Controle	0,32 ± 0,13	0,26 ± 0,06	0,32 ± 0,21	0,28 ± 0,06
Calagem	0,68 ± 0,10	0,63 ± 0,33	0,58 ± 0,14	0,80 ± 0,26
Fosfatagem	0,49 ± 0,12	0,54 ± 0,24	0,54 ± 0,26	0,44 ± 0,17
Cal + Fosf	1,12 ± 0,12	0,68 ± 0,11	0,18 ± 0,04	0,26 ± 0,08

No geral, foi observado também que a porcentagem recuperada do produto em solução foi mais elevada nos tratamentos com calagem e fosfatagem, isoladamente ou em conjunto, quando comparada a das amostras controle.

4 CONCLUSÕES

As práticas de calagem e adubação fosfatada influenciam de forma diferenciada a retenção do triadimenol nas amostras de solo.

Menor retenção do triadimenol ocorre quando a calagem e a adubação fosfatada são realizadas em conjunto no LVAd e isoladamente no LVd.

A calagem e a adubação fosfatada aumentam a quantidade de triadimenol em solução, quando realizadas de forma isolada ou em conjunto no LVAd e isoladamente no LVd.

Entre os solos, o efeito diferenciado da calagem e adubação fosfatada na retenção do triadimenol decorre das diferenças nas características físico-químicas e mineralógicas existentes entre os mesmos.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALFENAS, A. C., MAFFIA, L. A., MACABEU, A. J., SARTÓRIO, R. C. Eficiência de triadimenol, oxicarboxin e diniconazole para o controle da ferrugem (*Puccinia psidii*) em brotações de *Eucalyptus cloeziana*, em condições de campo. *Revista Arvore*, Viçosa, v. 17, n. 2, p. 247-263, maio/ago. 1993.

BERSANI, M.; AUTIERI, D.; RIPARBBELLI, C.; AZIMONTI, G.; DELLA VEDOVA, P.; SESANA, G.; GRIGATO, A.; CARBONE, D.; MARONI, M. Contamination of groundwater table by triazines in the Po plain. In: **INTERNACIONAL CONGRESS PESTICIDE CHEMISTRY**, 9., 1998, London. Abstracts... London: [s. n.], 1998.

BROWN, C. D.; HODGKINSON, R. A.; ROSE, D. A.; SYERS, J. K.; WILCOCKSON, S. J. Movement of pesticides to surface waters from a heavy clay soil. *Pesticide Science*, Oxford, v. 43, n. 2, p. 131-140, Feb.1995.

CARVALHO, R. F. Sorção e degradação do fungicida triadimenol em solos representativos do município de Lavras – MG. 2000. 54 p. Dissertação (Mestrado em) – Universidade Federal de Lavras, Lavras.

CARVALHO, R.F.; RIGITANO, L. R. O.; LIMA, J. M. Sorção e degradação do fungicida triadimenol em solos representativos do município de Lavras – MG. *Ciência e Agrotecnologia*, Lavras, v. 26, n. 2, p. 332-341, mar./abr. 2002.

CLIVE, T. **A world compendium the pesticide manual; incorporating the agrochemicals handbook**. 10. ed. Surrey, UK: Crop Protections Publications, 1995. 1341 p.

DÖRFLER, U.; FEICHT, E.A.; SCHEUNERT, I. S-Triazine residues in groundwater. *Chemosphere*, Londres, v. 35, n. 1-2, p. 99-106, July 1997.

GAO, J. P.; MAGUHN, J.; SPITZAUER, P.; KETTRUP, A. Sorption of pesticides in the sediment of the Teufelsweiher pond (Southern Germany). I: Equilibrium assessments, effect of organic carbon content and pH. *Water Research*, Oxford, v. 32, n. 5, p. 1662-1672, May 1998.

GOEDERT, W. J. Management of acid tropical soils in the savannas fo South America. In: **INTERNATIONAL BOARD FOR SOIL RESEARCH AND MANAGEMENT WORKSHOP**. Management of acid tropical soils for sustainable agriculture **Proceedings...** Bangkok, Thailand, 1987. p. 109-127.

GOOLSBY, D. A.; BATTAGLIN, W. A. Occurrence, distribution, and transport of agricultural chemicals in surface waters of the Midwestern United States. In: GOOLSBY et al. (Ed.). **Selected papers on agricultural chemicals in water resources of the Midcontinental United States**. Washington: Geological Survey, Open File Rep. Department of the Interior, 1993. p. 1-25.

GRAVENA, S.; HARADA, S. S.; BENETOLI, I.; YAMAMOTO, P. T. Comparação de estratégias de manejo de pragas e doenças do cafeeiro (*Coffea arabica* L.), var. mundo novo, na região de Marília, SP. *Científica, Botucatu*, v. 21, n. 1, p.139-147, 1993.

GUALBERTO, V. Efeito de fosfato na retenção de triadimenol em amostras de solos. 2002. 33 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutricao de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras.

GUZZELLA, I.; De PAOLIS, A.; BARTONE, C.; POZZONI, F.; GIULIANO, G. Migration of pesticide residues from agricultural soil to groundwater. *International Journal Enviromental Analytical Chemistry*, Amsterdam, v. 65, n. 3-4, p. 261-275, Oct. 1996.

JÓZEFACIUK, G.; SOKOLOWSKA, Z.; HAJNOS, M.; HOFFMANN, C.; RENGER, M. Large effect of leaching of DOC on water adsorption properties of a sandy soil. *Geoderma*, Amsterdam, v. 74, n. 1-2, p. 125-137, Mar. 1996.

KOLPIN, D. W.; BARBASH, J. E.; GILLION, R. J. Occurrence of pesticides in shallow groundwater of the United States: inicial results from the National Water-Quality Assessment Program. *Environmental Science and Tecnology*, Washington, v. 32, n. 5, p. 558-566, Mar. 1998.

LIMA, J. M.; ANDERSON, S. J.; CURI, N. Phosphate-induced clay dispersion as related to aggregate size and composition in Hapludoxs. *Soil Science Society America Journal*, Madison, v. 64, n. 3, p. 892-897, May/June 2000.

LOPES, N. P. Adsorção do triadimenol por frações de solo associadas a um compoto de lixo urbano. 1999. 100 p. Dissertação (Mestrado em) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

MESQUITA, M. G. B. F.; FERREIRA, M. M.; CURI, N.; EVANGELISTA, A. R. Dispersão da fração argila e estabilidade de agregados em função da aplicação de calcário e gesso agrícola em latossolo cultivado com *Andropogon* Estilosantes. *Ciência e Prática*, Lavras, v. 17, n. 4, p. 329-336, out./dez. 1993.

MYERS, R.; THIEN, S. J. Soil permeability in the ammonium and phosphorus application zone. *Soil Science Society America Journal*, Madison, v. 55, n. 3, p. 866-871, May/June 1991.

NOORDWIJK, M. van; CERRI, C.; WOOMER, P. L.; NUGROHO, K.; BERNOUX, M. Soil carbon dynamics in the humid tropical forest zone. *Geoderma*, Amsterdam, v. 79, n. 1, p. 187-225, Sept. 1997.

PEREIRA, W.; HOSTETTLER. Nonpoint source contamination of the Mississippi river and its tributaries by herbicides. *Environmental Science Technology*, Washington, v. 27, n. 8, p. 1542-1552, Aug. 1993.

PRATA, F. **Comportamento do glifosato no solo e deslocamento miscível de atrazina.** 2002. 149 p. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, Piracicaba.

RIPARBELLI, C.; SCALVINI, C.; BERSANI, M.; AUTERI, D. AZIMONTI, G.; MARONI, M.; SALAMANA, M. Groundwater contamination from herbicides in the region of Lombardy Italy. Period 1986-1993. In: SYMPOSIUM PESTICIDE CHEMISTRY, 10., 1996, Castenuovo Fogliani, Piacenza, It. **Proceeding... The Environmental Fate of Xenobiotics.** Castelnovo Fogliani, Piacenza, It.: [s. n.], 1996. p.559-566.

ROTH, C. M.; PAVAN, M. A.; CHAVES, J. C. D.; MEYER, B.; FREDE, H. G. Efeitos das aplicações de calcário e gesso sobre a estabilidade de agregados e infiltração de água em um latossolo roxo cultivado com café. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, v. 10, n. 2, p. 163-166, maio/ago. 1986.

ROTH, C. M.; PAVAN, M. A. Effects of lime and gypsum on clay dispersion and infiltration in samples of a Brazilian Oxisol. *Geoderma*, Amsterdam, v. 48, n. 3-4, p. 351-361, May 1991.

SILVA, R. B.; LIMA, J. M.; DIAS JUNIOR, M. S.; SILVA, F. A. M. Influência da adição de fósforo no índice de compressão e parâmetros de consistência de um Latossolo Vermelho-Escuro. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, v. 25, n. 2, p. 261-268, abr./jun. 2001.

STUMM, W. **Chemistry of the solid-water interface: processes at the mineral-water and particle water interface in natural systems.** New York: J. Wiley, 1992. 428 p.

UEHARA, G.; GILLMAN, G. The mineralogy, chemistry and physics of tropical soils with variable charge clays. Boulder: Westview Press, 1981, 170 p.

VENTURA, J. A., ALVAREZ, J. R. G., ZAMBOLIM, L., DO VALE, F. X. R. Controle do mal-de-sigatoka em bananeira da cv. prata com triadimenol via solo em função da incidência da doença. *Fitopatologia Brasileira*, Brasília, v. 19, n. 3, p. 370-376, set. 1994.

WALLS, D.; SMITH, P. G.; MANSELL, M. G. Pesticides in groundwater in Britain. *International Journal Environmental*, Geneva, v. 6, n. 1, p. 55-62, 1996.

CAPÍTULO 3

EFEITO DA CALAGEM E FOSFATAGEM NA MOBILIDADE DO FUNGICIDA TRIADIMENOL EM AMOSTRAS DE LATOSSOLO VERMELHO DISTRÓFICO

RESUMO

NÓBREGA, Júlio César Azevedo. Efeito da calagem e fosfatagem na mobilidade do fungicida triadimenol em amostras de Latossolo Vermelho distrófico. In: _____. **Calagem e fosfatagem na retenção e mobilidade do fungicida triadimenol em amostras de Latossolos**, 2004, Cap. 3, p.61-89. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.³

O uso de pesticidas nos sistemas de produção agrícola no Brasil tem sido constante e, apesar dos benefícios proporcionados, há preocupações com o risco de contaminação das águas subsuperficiais. Entender o comportamento dos pesticidas no solo frente a outros fatores de produção, como as práticas de calagem e adubação fosfatada, é fundamental em solos de cargas predominantemente variáveis de regiões tropicais, uma vez que essas práticas influenciam alguns atributos físico-químicos e biológicos que governam o destino dessas moléculas no solo. Neste trabalho verificou-se o efeito da calagem e fosfatagem na mobilidade do triadimenol em amostras de um Latossolo Vermelho distrófico (LVd), através de colunas de solo. O ensaio foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado, em esquema fatorial 2 x 4, correspondente a duas doses de triadimenol (24 e 96 mg) e quatro condições de manejo da fertilidade do solo: amostras controle, com calcário, com fosfato e, com calcário e fosfato. Verificou-se que, independente da dose aplicada e práticas de manejo da fertilidade, o triadimenol apresenta mobilidade através das colunas de solo. Embora a retenção do triadimenol seja reduzida, principalmente na maior dose, pelas práticas de manejo da fertilidade: calagem (6,9%), fosfatagem (12,1%) e calagem + fosfatagem (6,8%) em relação à amostra controle, essa redução não teve efeito no aumento da quantidade do produto lixiviado uma vez que tais práticas influenciam também a dissipação das moléculas de triadimenol no solo.

³Comitê Orientador: José Maria de Lima – DCS/UFLA (Orientador); Mário César Guerreiro – DQI/UFLA (Co-orientador).

ABSTRACT

NÓBREGA, Júlio César Azevedo. Effect of liming and phosphate fertilization on the mobility of the fungicide triadimenol in dystrophic Red. In: ____. *Liming and phosphate fertilization in retention and mobility of the fungicide triadimenol in samples of Latosols*, 2004, Chap. 3, p.61 to 89. Thesis (Doctorate in Soils and Plant Nutrition) – Federal University of Lavras, Lavras, MG.³

Use of pesticides in agricultural production systems in Brazil has been constant and, in spite of the benefits provided, there are concerns about the risk of contamination of subsurface waters. Understanding the behavior of pesticides in soil against other production factors such as liming and phosphate fertilization practices is fundamental in variable-charge soils of tropical regions because of the influence of these amendments on some physicochemical and biological features which govern the fate of those molecules in soils. In this work, the effect of liming and phosphate fertilization on the mobility of triadimenol in samples of a dystrophic Red Latosol (LVd) was verified through soil columns. The experiment was conducted in a completely randomized design in a 2 x 4 factorial scheme corresponding to two doses of triadimenol (24 and 96 mg) and four soil fertility management conditions: control samples, with limestone, with phosphate and, with limestone and phosphate. It was found that regardless of the dose of triadimenol and fertility management practice, triadimenol moves through the soil columns. Despite the smaller retention of triadimenol in the soil columns caused by management practices, relative to the control sample: liming (6.9%), phosphate fertilization (12.1%) and liming + phosphate fertilization (6.8%), there is no increase of the amount of triadimenol in the leached solution, which can be caused by the dissipation of the triadimenol molecules in soil due to such management practices.

³Guidance Committee: José Maria de Lima – DCS/UFLA (adviser); Mário César Guerreiro – DQI/UFLA (Co-adviser).

1 INTRODUÇÃO

A intensificação e a modernização da agricultura brasileira impuseram uma série de transformações tecnológicas nos processos produtivos. Entre as transformações impostas, o uso de pesticidas deu-se de tal forma que, atualmente, o controle de pragas e plantas daninhas é feito quase que exclusivamente por meio da aplicação desses produtos, que são substâncias químicas com propriedades biocidas. A preocupação com o uso de pesticidas decorre do fato de nem sempre se seguir critérios técnicos na aplicação, seja por falta de capacitação de pessoal ou pela ausência de informações sobre interação e destino desses produtos no solo.

No geral, os processos que influenciam o destino das moléculas de pesticidas têm sido separados em três grupos: retenção, transformação e transporte, que ocorrem imediata e/ou simultaneamente após a entrada desses produtos no solo. O conhecimento desses processos sob diferentes condições de uso do solo e práticas de manejo é fundamental para a perfeita compreensão do destino dessas moléculas, principalmente no que diz respeito ao potencial de contaminação de outros compartimentos do ambiente, a exemplo dos ecossistemas aquáticos superficiais e subsuperficiais.

A contaminação de águas subsuperficiais por pesticidas ocorre principalmente devido ao transporte por lixiviação, que consiste no movimento descendente da molécula de pesticida juntamente com a água que percola através do perfil do solo. Efeito da lixiviação de pesticidas na contaminação de águas subsuperficiais tem sido uma realidade em diferentes partes do mundo (Schiavon et al., 1995; Skark & Zullei-Seibert, 1995; Guzzella et al., 1996; Pasquarell & Boyer, 1996; Ritter et al., 1996; Walls et al., 1996).

Estudos têm mostrado que a lixiviação de pesticidas no solo está intimamente ligada a diferentes fatores que, direta ou indiretamente, influenciam

seu transporte no solo. Neste sentido, destacam-se: características físico-químicas do produto (Saeed et al., 1996; Ma et al., 2000), atributos físico-químicos do solo (Barbosa & Rigitano, 1994; Flury, 1996; Alencar et al., 1998; Prata, 2002), condições ambientais (Cohen et al., 1995; Saeed et al., 1996) e práticas agrônômicas de manejo do solo (Dao, 1995; Fermanich et al., 1996; Flury, 1996), da água (Fermanich et al., 1996; Flury, 1996) e dos pesticidas (Cohen et al., 1995; Flury, 1996; Saeed et al., 1996).

Nos últimos anos, além dos fatores citados acima, estudos têm sido voltados para a compreensão do efeito de corretivos e fertilizantes aplicados ao solo, a exemplo da calagem e, principalmente, da fosfatagem, sobre o movimento descendente de pesticidas no solo (Jonge & Jonge, 1999; Chiaradia, 2002; Gualberto, 2002; Prata, 2002). Essas práticas influenciam diferentes atributos físico-químicos e biológicos do solo, tais como pH (Goedert, 1987; Mesquita et al., 1993; Gualberto, 2002; Prata, 2002), dispersão de partículas (Lima et al., 2000; Silva et al., 2001), estabilidade de agregados (Silva et al., 1999; Lima et al., 2000), balanço de cargas (Stumm, 1992; Lima et al., 2000), conteúdo de matéria orgânica (Myers & Thien, 1991), dessorção (deslocamento) da matéria orgânica (Myers & Thien, 1991; Józefaciuk et al., 1996; Gao et al., 1998), permeabilidade do solo (Roth et al., 1986; Myers & Thien, 1991; Roth & Pavan, 1991), atividade microbiana (Kreutzer, 1995), etc. atributos estes que guardam relação direta com o movimento de pesticidas por lixiviação no solo.

Estudos considerando o possível efeito dessas práticas de correção e fertilização do solo na lixiviação de pesticidas, principalmente em solos tropicais, tornam-se necessários por serem essas práticas essenciais ao cultivo desses solos. Entender o efeito dessas práticas na retenção e mobilidade dos pesticidas contribuirá para um uso mais racional dos mesmos, minimizando possíveis efeitos contaminantes desses produtos no ambiente.

Entre os pesticidas em uso no Brasil, o triadimenol tem sido caracterizado como uma molécula que, quando no solo, apresenta maior interação com a matéria orgânica (Gao et al., 1998; Lopes, 1999; Bastos, 2002; Carvalho et al., 2002) e baixa taxa de degradação (Bateman et al., 1994). Espera-se, portanto, que as práticas de calagem e fosfatagem, ao influenciarem atributos físicos, químicos e biológicos do solo, venham a interferir nos processos de retenção e mobilidade dessas moléculas.

Nesse contexto, o presente trabalho foi realizado com o objetivo de se avaliar o efeito da calagem e da fosfatagem nos processos de retenção e mobilidade do triadimenol em amostras de um Latossolo Vermelho distrófico contidas em colunas de solo.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Solo

As amostras de solo utilizadas no estudo foram de um Latossolo Vermelho distrófico (LVd) (antigo Latossolo Vermelho Escuro). As caracterizações física, química e mineralógica do solo encontram-se nas Tabelas 1.2 a 1.5 e Figura 1.2 do capítulo 1. Após o período de incubação descrito no capítulo 1, as amostras de solo, aproximadamente 32 kg, foram colocadas em cada coluna (Figura 3.1).

O delineamento experimental adotado neste experimento foi o inteiramente casualizado, em esquema fatorial 2 x 4, correspondente a duas doses de triadimenol (24 e 96 mg) e quatro condições de manejo da fertilidade do solo: controle (sem calcário e sem fosfato), calagem (com calcário e sem fosfato), fosfatagem (sem calcário e com fosfato) e calagem + fosfatagem (com calcário e fosfato), com três repetições, totalizando 24 parcelas experimentais.

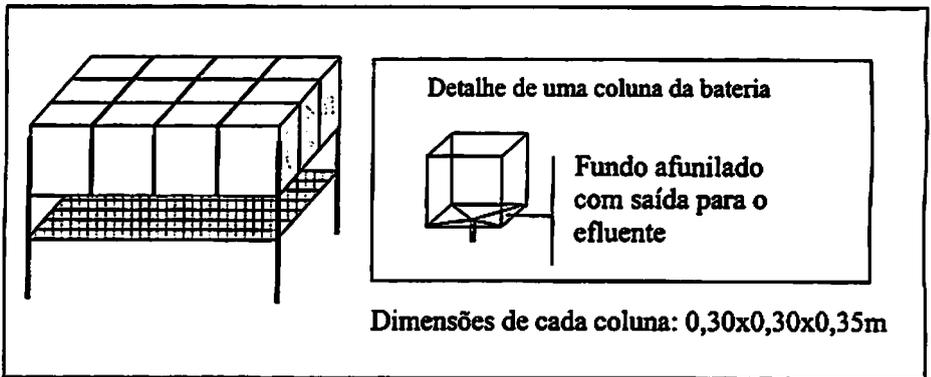


FIGURA 3.1 Esquema de uma bateria contendo as colunas para estudos de retenção e mobilidade de pesticida, construída em aço inox, com 12 colunas (0,30 x 0,30 x 0,35 m) e dispositivo de coleta do percolado na base de cada coluna.

Para se eliminar possíveis diferenças de força iônica, foram feitas lixiviações nas colunas com solução de CaCl_2 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$; a força iônica do percolado foi avaliada até que não mais existisse diferença entre os tratamentos. A taxa de infiltração foi avaliada em cada coluna (Tabela 3.1), pelo método do duplo-cilindro concêntrico, conforme Bertrand (1965) modificado.

TABELA 3.1 Efeito da calagem e fosfatagem na velocidade de infiltração básica (VIB) nas amostras de um Latossolo Vermelho distrófico (LVd) em colunas de solo.

TRATAMENTOS	VIB (cm h^{-1})
Controle	$31,13 \pm 7,06$
Calagem	$120,47 \pm 2,85$
Fosfatagem	$40,14 \pm 30,31$
Calagem + Fosfatagem	$51,83 \pm 15,49$

2.2 Ensaio de lixiviação

Soluções de triadimenol em acetona (6 mL), contendo as doses de 24 ou 96 mg, foram aplicadas à superfície do solo em cada coluna. Tanto no momento da aplicação do produto como em todo o período de condução do experimento, o solo foi mantido com teor de água na capacidade de campo. Para isso foi feito controle da perda de água nas colunas de solo por evaporação pela pesagem diária de recipiente contendo solo e com área superficial similar a das colunas de solo. A quantidade de água perdida por evaporação era restituída à coluna no dia seguinte juntamente com a lâmina de água para promover a lixiviação.

Após 12 horas da aplicação do produto, foi aplicada a primeira lâmina de água, usando, para isso, recipientes plásticos com fundo perfurado. A aplicação de água foi feita a cada dia, com aplicações de 0,45 L por dia, durante três dias, alternada no quarto com uma aplicação de 2,25 L, que correspondem a lâminas de 5 e 25 mm, respectivamente. Esse procedimento foi repetido durante 64 dias.

Uma visão geral do experimento, com esquema de aplicação de água e recipientes para coleta da água percolada, pode ser encontrada na Figura 3.2.

A coleta da água percolada das colunas de solo foi feita separadamente, a cada dois dias, em recipientes de aço inox, com capacidade para 2,5 L (Figura 3.2) até o décimo oitavo dia após a aplicação do produto. A partir daí, as amostras foram agrupadas com intervalos de 14, 16 e 20 dias que, corresponderam às avaliações dos dias 32, 48 e 64, após a aplicação do triadimenol. Após esta coleta, foi feita uma última aplicação de água, desta vez em uma lâmina de 100 mm, cujo percolado foi analisado separadamente. Ao final do ensaio de lixiviação, o volume de água aplicada nas colunas permitiu simular uma estação chuvosa de 740 mm, com a aplicação total de 66,6 L de água por coluna. Para cada coleta, o volume de água percolado de cada coluna foi medido e uma amostra de 250 mL foi separada para análise.



FIGURA 3.2 Vista geral do experimento contendo as colunas de solo, recipientes para aplicação de água e sistema para coleta da água percolada.

Terminado o período de lixiviação nas colunas, as mesmas foram seccionadas nas profundidades de 0-5; 5-10; 10-15; 15-20; 20-25 e 25-30 cm. Feita a pesagem e homogeneização do solo contido em cada profundidade, foi separada uma amostra de 100 g para avaliação do triadimenol retido em cada camada. Os procedimentos analíticos para a extração do triadimenol nas amostras de solo e efluente, bem como as condições para análises cromatográficas de triadimenol extraído das amostras, encontram-se descritos no capítulo 1.

Ao final do experimento, a diferença obtida entre a dose aplicada do produto e a quantidade total de triadimenol retido em cada coluna e a quantidade encontrada no percolado foi considerada como a fração dissipada da molécula (somatório das frações volatilizada, mineralizada, metabolizada e resíduo ligado).

Os resultados obtidos para quantidade de triadimenol retido no solo e encontrado na água percolada foram submetidos à análise de variância para verificação da significância entre as variáveis, com posterior aplicação do teste de média Scott-Knott.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Retenção do triadimenol nas amostras de solo

O efeito dos tratamentos, doses de triadimenol e práticas de manejo da fertilidade do solo (controle, calagem, fosfatagem e calagem + fosfatagem), na quantidade total de triadimenol retido nas amostras do LVd, é mostrado na Figura 3.3.

Foi verificada interação significativa ($P < 0,05$) entre doses de triadimenol e práticas de manejo da fertilidade do solo (Figura 3.3). Nesse sentido, observou-se que, embora a maior dose de triadimenol aumente a retenção do produto ao solo, os tratamentos nas amostras de solo reduzem esse efeito, comparativamente à amostra controle. Os tratamentos reduzem a retenção do produto nas colunas, sendo essa redução mais pronunciada nas amostras tratadas com fosfato, o que ocorre para ambas as doses do produto aplicadas. Para a maior dose de triadimenol, a redução causada pela fosfatagem na retenção do produto nas colunas foi seguida pela redução causada pela calagem e calagem + fosfatagem.

Na maior dose aplicada do triadimenol, o efeito da calagem resultou em menor retenção do produto na coluna, devido ao aumento do pH do solo que reduz a quantidade de matéria orgânica retida nos constituintes inorgânicos do solo, conforme verificado por Gao et al. (1998) e, indiretamente do triadimenol, já que a interação dessa molécula à fração inorgânica do solo ocorre por meio de radicais orgânicos.

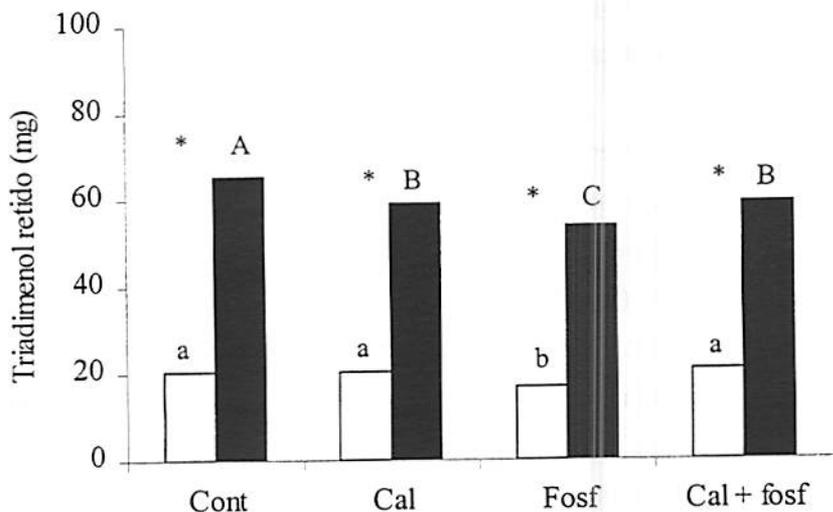


FIGURA 3.3 Retenção do triadimenol nas amostras do Latossolo Vermelho distrófico (LVd) sob efeito da calagem e fosfatagem. Asteriscos indicam significância das diferenças entre doses dentro de cada tratamento de solo. Letras minúsculas comparam os tratamentos na menor dose do produto e maiúsculas na maior dose do produto aplicada.

Para a fosfatagem, a ação na redução de retenção do triadimenol se deve aos seguintes fatores: aumento no pH proporcionado pela adição de fosfato (Lima et al., 2000; Prata, 2002) que altera o mecanismo de ligação da matéria orgânica com os constituintes inorgânicos do solo (Myers & Thien, 1991), facilitando com isso sua dissolução e a competição direta do íon fosfato com os radicais orgânicos adsorvidos à fração inorgânica do solo, conforme relatado por Afif et al. (1995). Ambos os processos contribuem para elevar a concentração dos radicais orgânicos na solução do solo e, indiretamente, do triadimenol sorvido aos mesmos.

O efeito conjunto da calagem + fosfatagem na redução do triadimenol se deve à ação conjunta dos processos anteriormente discutidos, nas amostras com esse tratamento. A ausência de um efeito mais intenso desse tratamento na redução do triadimenol nas amostras de solo, quando comparado ao tratamento da amostra com fosfato, decorre do efeito da calagem em reduzir a sorção do fosfato à superfície das partículas, pela diminuição dos sítios de retenção com a elevação do pH (Smyth & Sanchez, 1980). Em solos dos cerrados, Lopes (1983) e Goedert (1987) destacam, entre os benefícios proporcionados pela calagem, a diminuição na capacidade de adsorção de fósforo. Esse efeito, segundo White & Taylor (1977), ocorre principalmente em solo com alto teor de alumínio, entre outros aspectos, devido à menor adsorção de fósforo pelas formas Fe-OH e Al-OH, com o aumento do pH do solo (Lyndsay, 1979).

Na Tabela 3.2 pode-se observar a quantidade retida do produto em porcentagem da dose aplicada. Observando-se os resultados, verifica-se que, embora para a maior dose do produto aplicada haja maior quantidade total do produto retida no solo, conforme anteriormente discutido (Figura 3.3), proporcionalmente, essa dose é menos retida ao solo, independentemente da prática de manejo da fertilidade do solo. Esse efeito, provavelmente, deve-se à ação competitiva das moléculas pelos sítios disponíveis da matéria orgânica para a retenção do produto.

TABELA 3.2 Porcentagem de triadimenol retido nas colunas de solo em relação às doses inicialmente aplicadas no Latossolo Vermelho distrófico (LVd) sob efeito da calagem e fosfatagem.

Tratamento	Doses de triadimenol	
	24 mg	96 mg
	-----% do aplicado-----	
Controle	85,9 ± 6,4	68,2 ± 0,8
Calagem	84,6 ± 1,7	61,4 ± 1,5
Fosfatagem	69,4 ± 4,8	56,2 ± 3,9
Cal + Fosf	87,5 ± 9,7	61,4 ± 2,5

3.2 Distribuição do triadimenol nas amostras de solo

A distribuição do triadimenol em profundidade nas colunas, em função dos tratamentos nas amostras de solo, é mostrada na Figura 3.4. Nela verifica-se, para ambas as doses e práticas de manejo da fertilidade do solo, uma distribuição do produto em profundidade. Essa distribuição, embora decrescente em profundidade, mostra certa mobilidade do triadimenol, fato comprovado pela presença do produto na água percolada, conforme posteriormente discutido.

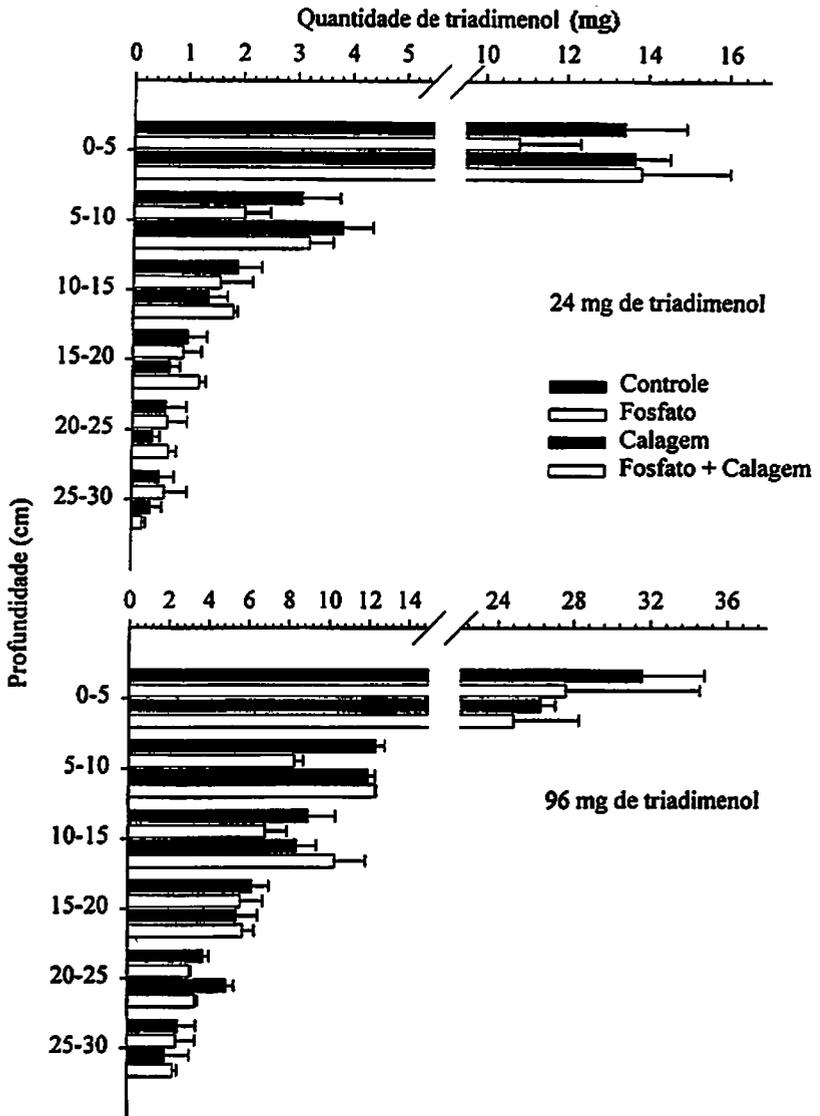


FIGURA 3.4 Distribuição do triadimenol em profundidade nas colunas contendo amostras do Latossolo Vermelho distrófico (LVd), sob efeito da calagem e fosfatagem. Barras de erro representam o desvio padrão de três repetições.

A Portaria nº 10/SNVS, do Diário Oficial da União de 03/1985, entre outros aspectos, estabelece normas para sistematização da elaboração da relação de substâncias com ação tóxica sobre animais ou plantas, cujo registro pode ser autorizado no Brasil, em atividades agropecuárias e em produtos fitossanitários. A mesma portaria estabelece, como indicativo de deslocamento dessas substâncias no meio ambiente, os seguintes critérios: pequeno, quando até 20 cm, durante sua meia-vida; médio, quando entre 21 e 60 cm, durante sua meia-vida e grande, quando acima de 61 cm durante sua meia-vida. Por esses critérios, o triadimenol, no presente solo, é classificado como um produto que apresenta capacidade de deslocamento médio no ambiente e não pequeno, conforme cita a própria Portaria. Além disso, a capacidade de deslocamento do produto é influenciada pela prática de manejo da fertilidade do solo.

Entre os tratamentos empregados no presente estudo, as variações existentes na distribuição do produto nas amostras de solo parecem limitar-se às camadas superficiais do solo (0-10 cm) e a menor retenção do produto na camada superficial (0-5 cm), devido ao efeito do tratamento, não leva, necessariamente, a um aumento da quantidade do mesmo na camada subsequente (5-10 cm). Esse comportamento, provavelmente se deve à ação mais intensa da volatilização, degradação, etc., na dissipação da molécula nas camadas mais próximas à superfície da coluna.

Quando se observa a distribuição do produto nas colunas em porcentagem da dose aplicada (Tabela 3.3), verifica-se que, embora a maior dose do produto seja proporcionalmente menos retida na coluna, conforme anteriormente discutido (Tabela 3.2), ela eleva a quantidade do produto nas profundidades maiores de 10 cm, independentemente da prática de manejo da fertilidade do solo.

TABELA 3.3 Distribuição do triadimenol em profundidade nas colunas, em porcentagem da dose inicialmente aplicada no Latossolo Vermelho distrófico (LVd).

Tratamento	Profundidade --- cm ---	Dose de triadimenol	
		24 mg	96 mg
		-----% do aplicado-----	
Controle	0 - 5	56,1 ± 6,2	32,8 ± 3,3
	5 - 10	12,9 ± 2,9	12,9 ± 0,4
	10 - 15	8,0 ± 1,8	9,4 ± 1,4
	15 - 20	4,2 ± 1,5	6,5 ± 0,8
	20 - 25	2,6 ± 1,6	4,0 ± 0,3
	25 - 30	2,1 ± 1,1	2,6 ± 0,9
Calagem	0 - 5	57,0 ± 3,6	27,3 ± 0,8
	5 - 10	16,0 ± 2,3	12,5 ± 0,4
	10 - 15	5,8 ± 1,4	8,8 ± 1,0
	15 - 20	2,8 ± 0,8	5,6 ± 1,1
	20 - 25	1,6 ± 0,5	5,2 ± 0,4
	25 - 30	1,4 ± 0,9	2,0 ± 1,3
Fosfatagem	0 - 5	45,2 ± 6,3	28,7 ± 7,3
	5 - 10	8,5 ± 2,0	8,6 ± 0,5
	10 - 15	6,7 ± 2,5	7,2 ± 1,1
	15 - 20	3,9 ± 1,4	5,8 ± 1,2
	20 - 25	2,7 ± 1,5	3,3 ± 0,1
	25 - 30	2,5 ± 1,8	2,6 ± 1,0
Cal + Fosf	0 - 5	57,7 ± 9,0	25,9 ± 3,6
	5 - 10	13,5 ± 1,8	12,9 ± 0,1
	10 - 15	7,7 ± 0,3	10,7 ± 1,6
	15 - 20	5,1 ± 0,5	6,0 ± 0,6
	20 - 25	2,8 ± 0,6	3,5 ± 0,1
	25 - 30	0,8 ± 0,3	2,4 ± 0,2

3.3 Lixiviação do triadimenol nas colunas de solo

As concentrações de triadimenol encontradas nas amostras de água percolada através das colunas de solo em cada coleta são mostradas na Figura 3.5. Para os diferentes tratamentos, foram encontrados resíduos de triadimenol em todas as amostras analisadas, a exceção da primeira coleta. Este fato mostra a presença do composto na solução do solo por um longo período e, conseqüentemente, sua lenta lixiviação, conforme também verificado por outros pesquisadores (Petrovic et al., 1994; Bastos, 2002).

A concentração do triadimenol na água variou conforme o volume de água percolada. Concentrações maiores ocorreram quando um maior volume de água percolou através da coluna. Esse comportamento mostra que a concentração do produto na água de lixiviação, embora seja baixa, poderá vir a tornar-se significativa quando um maior volume de água, proveniente de chuvas ou irrigação percole através do solo. No geral, observou-se também que as doses do produto aplicadas e as práticas de manejo da fertilidade tiveram pouca influência na concentração do produto na água percolada, exceto quando um maior volume de água percolou através da coluna, conforme verificado nas amostras analisadas aos 48, 64 e 65 dias após a aplicação.

A lenta lixiviação do triadimenol, conforme verificado no presente estudo, também tem sido observada por outros pesquisadores. Petrovic et al. (1994), em lisímetros com 37 cm de profundidade, contendo material de um solo arenoso, detectaram a presença de resíduos de triadimenol no lixiviado entre os meses de setembro e junho do ano seguinte. Bastos (2002), em lisímetros com 0,45 m de profundidade contendo amostras de um Latossolo Vermelho Acriférico Típico e um Latossolo Amarelo Distrófico Típico, verificou uma lenta lixiviação do triadimenol ao longo de 150 dias de avaliação, respectivamente 2,1% e 6,7% da dose inicialmente aplicada.

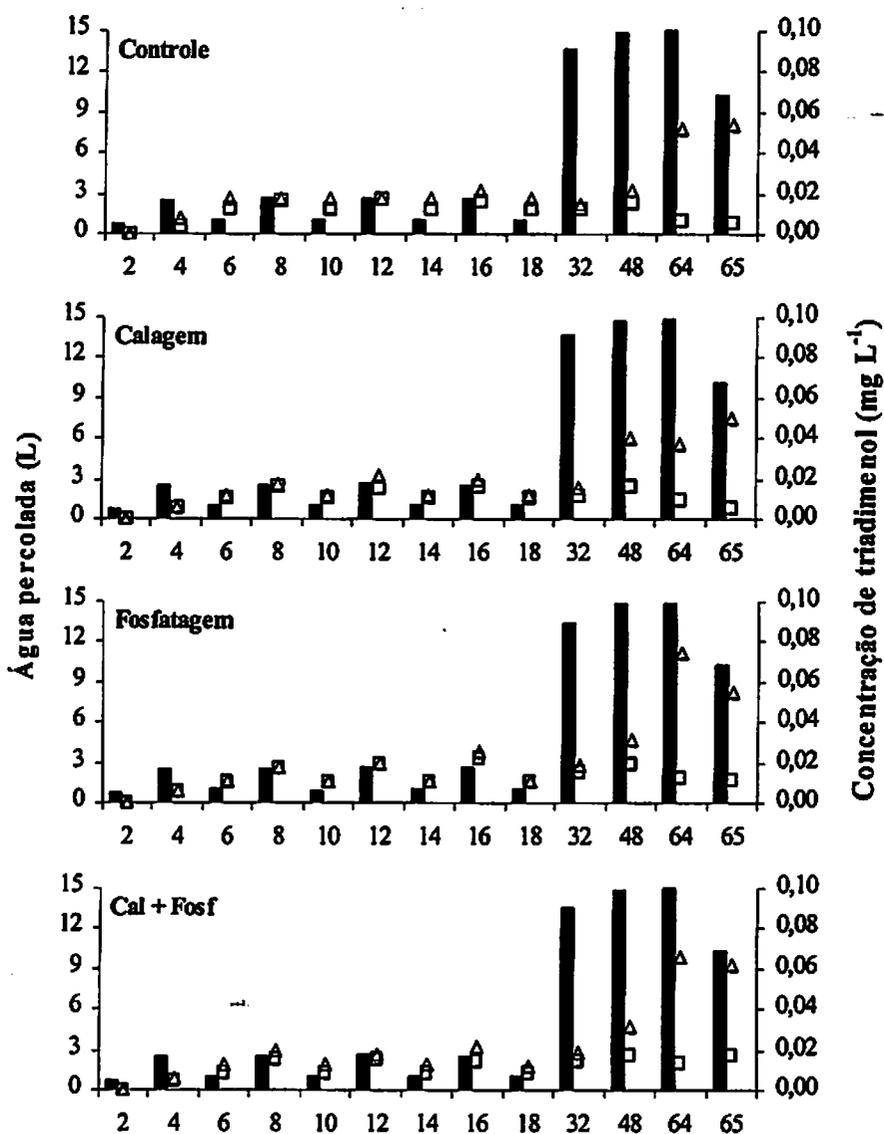


FIGURA 3.5 Concentração de triadimenol, para doses 24 mg (Δ) e 96 mg (□) do produto, na água percolada das colunas contendo amostras do Latossolo Vermelho distrófico (LVd) sob efeito da calagem e fosfatagem. Barras representam a quantidade de água percolada nas colunas.

Na Figura 3.6 é mostrado o efeito dos tratamentos na quantidade de triadimenol encontrada no percolado de cada coleta, bem como a quantidade total de resíduo do produto lixiviado por tratamento ao final de 65 dias de avaliação. De fato, quando se compara o efeito das doses de triadimenol e práticas de manejo da fertilidade do solo, verifica-se que houve efeito significativo somente para as doses do produto nas amostras analisadas a partir dos 32 dias após a aplicação, exatamente quando um maior volume de água percolou através das colunas. Tal fato ocorre, por ser a água um dos principais “veículos” de transporte dos pesticidas, quando na solução do solo.

Ao final do experimento, a quantidade total de triadimenol encontrada no efluente também mostrou efeito significativo somente para as doses do produto, com maior quantidade lixiviada para a maior dose do produto aplicada. Embora as práticas de manejo da fertilidade do solo não tenham promovido efeito significativo na quantidade total do produto no lixiviado, tendência de aumento foi observada nas amostras que receberam fosfato na maior dose aplicada de triadimenol, isoladamente ou em conjunto com a calagem, em comparação aos tratamentos controle e calagem. Apesar dos comentários anteriores, neste estudo, a quantidade total de triadimenol na água percolada foi inferior a 5% da dose aplicada, independentemente da dose do produto e práticas de manejo da fertilidade do solo. Tal comportamento mostra que, considerando o tempo de avaliação deste estudo, 65 dias e o fato do produto ter sido aplicado somente uma vez, a lixiviação aproximada de 5% da dose aplicada do produto pode ser considerada significativa, principalmente quando se leva em consideração que, sob condições de campo, a aplicação do produto ocorre periodicamente e, conseqüentemente, seu potencial de mobilidade poderá ser bem mais elevado.

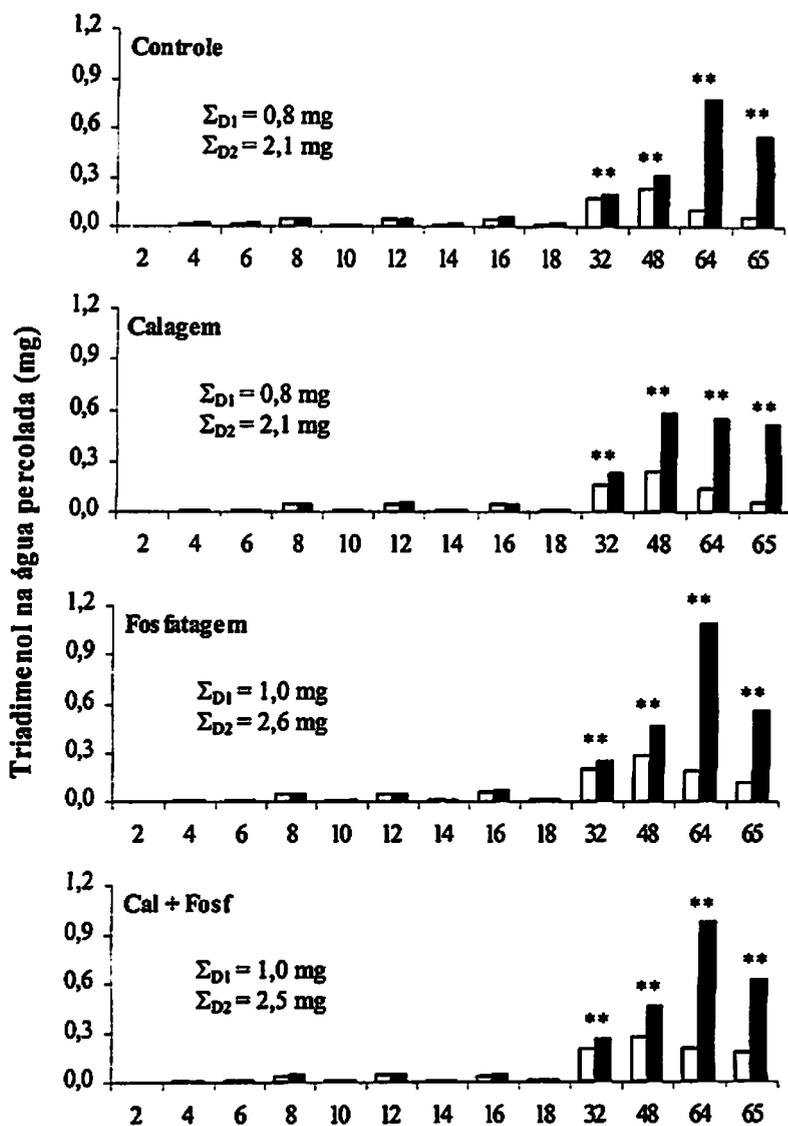


FIGURA 3.5 Quantidade de triadimenol no efluente proveniente das amostras do Latossolo Vermelho distrófico (LVd) sob efeito da calagem e fosfatagem. Asteriscos indicam diferenças entre doses ($P < 0,01$). Σ = somatório da massa total lixiviada para cada dose aplicada.

3.4 Dissipação do triadimenol nas amostras de solo

O balanço de massa feito ao final do experimento, obtido pelo somatório da quantidade do produto retido no solo, mais aquela recuperada na água percolada, mostrou que uma fração do produto aplicada ao solo sofreu dissipação (Tabela 3.3). Tal comportamento mostra que, além dos processos de sorção e lixiviação, outros fatores provavelmente influenciaram o comportamento do triadimenol no solo. Segundo Lavorenti et al. (2003), quando no solo, as moléculas dos pesticidas podem seguir diferentes rotas: sorção aos colóides do solo de forma reversível ou irreversível (fração resíduo ligado), degradação ou, caso nenhum dos processos ocorra, a molécula tende a permanecer na solução do solo, podendo com isso ser absorvida pelas plantas ou lixiviada para camadas subsuperficiais do perfil. Resíduo ligado, segundo Fühner (1997), designa a interação de espécies químicas originadas da transformação ou não de pesticidas com uma matriz (solo, planta ou animal), não sendo estes resíduos passíveis de extração por métodos que não alterem significativamente a natureza da molécula e da matriz. As frações que sofreram transformação (mineralização e metabolização), juntamente com aquela que permaneceu como resíduo ligado, constituem a fração dissipada de suas moléculas (Lavorenti et al., 2003).

No presente estudo, considerando-se a possibilidade de que uma pequena fração do produto possa ter sofrido volatilização, a quase totalidade da fração dissipada ao final de 65 dias após a aplicação do produto, provavelmente, esteja como resíduo ligado e/ou tenha sofrido degradação.

A importância da formação de resíduo ligado na dissipação de moléculas de pesticidas tem sido verificada. Lavorenti et al. (2003), ao compararem o efeito do plantio direto e convencional na dissipação do herbicida diclosulam, verificaram, entre outros aspectos, maior formação de resíduo ligado no plantio direto (29,1%) do que no convencional (23,4%), devido ao maior conteúdo de

matéria orgânica. Em um outro estudo, Gamble et al. (2000) observaram a cinética de formação de resíduo ligado do clorotalonil, um fungicida não-iônico que possui baixa solubilidade em água ($S_w = 0,6$ a $1,2 \text{ mg L}^{-1}$) e elevado coeficiente de partição octanol:água ($\log K_{ow} = 2,88$). Os autores verificaram que a formação de resíduo ligado do produto ocorreu em duas fases distintas: uma fase rápida (aproximadamente 24 horas), provavelmente determinada por processos de superfície, seguida de uma fase lenta, na qual a formação de resíduo ligado ocorreu por difusão da molécula no interior de substâncias húmicas. No presente estudo, o contato da molécula de triadimenol com a fração orgânica do solo por um período acima de dois meses provavelmente contribuiu para a formação dessa fração e esse efeito parece ser influenciado pelas práticas de manejo da fertilidade do solo.

TABELA 3.3 Balanço de massa do triadimenol aos 65 dias após a aplicação do produto em amostras de um Latossolo Vermelho distrófico (LVd) sob efeito da calagem e fosfatagem.

Tratamento	Retido no solo	% do aplicado	
		Lixiviado	Dissipada*
24 mg de triadimenol			
Controle	85,91	3,21	10,88
Calagem	84,63	3,36	12,02
Fosfatagem	69,44	4,18	26,38
Cal+Fosf	87,53	4,27	8,20
96 mg de triadimenol			
Controle	68,20	2,18	29,62
Calagem	61,34	2,17	36,49
Fosfatagem	56,14	2,71	41,15
Cal + Fosf	61,41	2,63	35,96

*Obtido pela diferença entre a dose aplicada e quantidade do produto recuperada no solo e água percolada.

A dissipação da molécula de triadimenol no solo se deve, provavelmente, a degradação pela microbiota do solo. A melhoria das condições químicas do solo pelas práticas de calagem e fosfatagem propicia condições mais favoráveis para a atividade microbiana do solo e, conseqüentemente, para a degradação do triadimenol, pois a transformação dessa molécula no solo ocorre principalmente via microbiana (Albuquerque et al., 1998; Carvalho, 2000).

Efeito da melhoria das condições de fertilidade do solo no aumento da degradação de pesticidas tem sido verificado na literatura (Albuquerque et al., 1998; Prata et al., 2001; Lavorenti et al., 2003). Albuquerque et al. (1998), em dois solos da região de Viçosa, MG, verificaram maior taxa de degradação no solo com maior fertilidade natural e propriedades físicas e hídricas mais favoráveis à degradação microbiana. Prata et al. (2001), ao estudarem o efeito da adição de vinhaça, também verificaram efeito da aplicação do composto no aumento da atividade microbiana e degradação do diuron e ametrina nos solos por eles estudados. Lavorenti et al. (2003), ao compararem o efeito do plantio direto e convencional na dissipação do diclosulam, verificaram que, do total da molécula dissipada aos 119 dias após a aplicação do produto (PD: 73% e PC: 62%) uma fração considerável desse total foi devido à degradação (PD: 43,5% e PC: 38,6%). A maior taxa de degradação do produto no plantio direto deu-se pela maior atividade microbiana no sistema, provavelmente devido aos maiores conteúdo de matéria orgânica e nutrientes no solo.

No presente estudo, é provável que a presença do produto em solução, principalmente na maior dose aplicada do produto, eleve a fração do produto disponível à degradação, efeito este intensificado pelas práticas de calagem e fosfatagem, isoladamente ou em conjunto. Com isso, o esperado efeito dos tratamentos, doses de triadimenol e práticas de manejo da fertilidade do solo, no aumento do produto na água percolada, passa a não existir, em parte, devido ao provável estímulo dessas práticas na dissipação do triadimenol no solo.

4 CONCLUSÕES

O triadimenol apresenta mobilidade no perfil das colunas de solo, independentemente da dose do produto aplicada e das práticas de manejo da fertilidade do solo.

As práticas de calagem e fosfatagem reduzem a retenção do triadimenol nas amostras de solo, efeito esse dependente da dose do produto aplicada.

As práticas de calagem e fosfatagem nas amostras de solo, embora reduzam a retenção do triadimenol, não aumentam o potencial de mobilidade do produto, por influenciar na dissipação da molécula.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AFIF, E.; BARRÓN, V.; TORRENTE, J. Organic matter delays but not prevents phosphate sorption by cerrado soils. *Soil Science*, Baltimore, v. 159, n. 3, p. 207-211, Mar. 1995.

ALBUQUERQUE, M. A.; SCHAEFER, C. E. R.; LOURES, E. G.; ZAMBOLIM, L. Persistência do fungicida triadimenol em solos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, MG, v. 22, n. 2, p. 355-360, Abr./Jun. 1998.

ALENCAR, J. A.; LIMA, M. F.; CARVALHO, G. A.; OLIVEIRA, C. M. Descarte de embalagens de agrotóxicos. *Pesticidas: Revista Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, Curitiba, v. 9, p. 9-26, 1998.

BARBOSA, T. M. L.; RIGITANO, R. L. O. Influência da classe e profundidade do solo na degradação do inseticida-nematicida aldicarbe. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 29, n. 6, p. 955-960, jun. 1994.

BASTOS, C. J. Lixiviação dos pesticidas Aldicarbe e triadimenol em macrolisímetros de dois Latossolos da região de Lavras-MG. 2002. 81 p. Dissertação (Mestrado em Agroquímica e Agrobioquímica) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

BATEMAN, G. L.; HORNBY, D.; PAYNE, R.W.; NICHOLLS, P. H. Evaluation of fungicides applied to soil to control naturally- occurring take-all using a balanced- incomplete-block design and very small plots. *Annals of Applied Biology*, Warwick, v. 124, n. 2, p. 241-251, Apr. 1994.

BERTRAND, A. R. Rate of water intake in the field. In: BLACK, C. A. (Ed.). *Methods of soil analysis*. Madison: American Society of Agronomy, 1965. p. 197-209.

CARVALHO, R. F. Sorção e degradação do fungicida triadimenol em solos representativos do município de Lavras – MG. 2000. 54 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Lavras, Lavras.

CARVALHO, R. F.; RIGITANO, L. R. O.; LIMA, J. M. Sorção e degradação do fungicida triadimenol em solos representativos do município de Lavras – MG. *Ciência e Agrotecnologia*, Lavras, v. 26, n. 2, p. 332-341, mar./abr. 2002.

CHIARADIA, J. J. Retenção de Triadimenol em micro-colunas de solo em função tempo de contato e da fosfatagem. 2002. 42 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Lavras, Lavras.

COHEN, S. Z.; WAUCHOPE, R. D.; KLEIN, A. W.; EADSPORTH, C. V.; GRANEY, R. Offsite transport of pesticides in water: mathematical models of pesticide leaching and runoff. Pure Applied Chemistry, Oxford, v. 67, n. 12, p. 2109-2148, Dec. 1995.

DAO, T. H. Subsurface mobility of metribuzin as affected by crop residue placement and tillage method. Journal Environmental Quality, Madison, v. 24, n. 6, p. 1193-1198, Nov./Dec.1995.

FERMANICH, K. J.; BLAND, W. L.; LOWERY, B.; MCSWEENEY, K. Irrigation and tillage effects on atrazine and metabolite leaching from a sandy soil. Journal Environmental Quality, Madison, v. 25, n. 6, p. 1291-1299, Nov./Dec. 1996.

FLURY, M. Experimental evidence of transport of pesticides through field soils – A review. . Journal Environmental Quality, Madison, v. 25, p. 25-45, Jan./Feb. 1996.

FÜHR, F. Non-extractable pesticides residues in soil. In: GREENHALG, R.; ROBERTS, T. R. (Eds.). Pesticide Science and Biotrchnology. Oxford: International Union of Pure and Applied Chemistry, 1987. p. 381-389.

GAMBLE, D. S.; BRUCCOLERI, A. G.; LINDSAY, E.; LANGFORD, C. H.; LEYS, G. A. Chlorothalonil in a quartz sand soil: Speciation and kinetics. Environmental Science Technology, Washington, v.34, n. 1, p.120-124, Jan. 2000.

GAO, J. P.; MAGUHN, J.; SPITZAUER, P.; KETTRUP, A. Sorption of pesticides in the sediment of the Teufelsweiher pond (Southern Germany). I: Equilibrium assessments, effect of organic carbon content and pH. Water Research, Oxford, v. 32, n. 5, p. 1662-1672, May 1998.

GOEDERT, W. J. Management of acid tropical soils in the savannas fo South America. In: INTERNATIONAL BOARD FOR SOIL RESEARCH AND MANAGEMENT, 1987, Bangkok.Proceedings...Management of acid tropical soils for sustainable agriculture. Bangkok: Thailand, 1987. p.109-127.

GUALBERTO, V. Efeito de fosfato na retenção de triadimenol em amostras de solos. 2002. 33 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutricao de Plantas) - Universidade Federal de Lavras, Lavras.

GUZZELLA, I.; De PAOLIS, A.; BARTONE, C.; POZZONI, F.; GIULIANO, G. Migration of pesticide residues from agricultural soil to groundwater. **International Journal Environmental Analytical Chemistry**, Reading, v. 65, n. 1-4, p. 261-275, 1996.

JONGE, H.; JONGE, L. W. Influence of pH and solution composition on the sorption of glyphosate and prochloraz to a sandy loam soil. **Chemosphere**, Paris, v. 39, n. 5, p. 753-763, Aug. 1999.

JÓZEFACIUK, G.; SOKOLOWSKA, Z.; HAJNOS, M.; HOFFMANN, C.; RENGER, M. Large effect of leaching of DOC on water adsorption properties of a sandy soil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 74, n. 1-2, p. 125-137, Nov. 1996.

KREUTZER, K. Effects of forest liming on soil processes. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 168-169, p. 447-470, Jan./Feb. 1995.

LAVORENTI, A.; ROCHA, A. A.; PRATA, F.; REGITANO, J. B.; TORNISIELO, V. L.; PINTO, O. B. Comportamento do diclosulam em amostras de um Latossolo Vermelho Distroférico sob plantio direto e convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, n. 1, p. 183-190, jan./fev. 2003.

LIMA, J. M.; ANDERSON, S. J.; CURTI, N. Phosphate-induced clay dispersion as related to aggregate size and composition in Hapludoxs. **Soil Science Society America Journal**, Madison, v. 64, n. 3, p. 892-897, May/June 2000.

LOPES, A. S. Solos sob “cerrado”: características, propriedades e manejo. Piracicaba: Associação Brasileira para a Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1983. 162 p.

LOPES, N. P. Adsorção do triadimenol por frações de solo associadas a um compsoito de lixo urbano. 1999. 100 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

LYNDSAY, W. L. **Chemical equilibria in soils.** New York: Wiley Interscience, 1979. 449 p.

MA, Q. L.; HOLLAND, P. T.; JAMES, T. K.; McNAUGHTON, D. E. Persistence and leaching of the herbicides acetochlor and terbuthylazine in na allophanic soil: comparisons of field results with PRZM-3 predictions. *Pesticide Management Science*, v. 56, p. 154-158, 2000.

MESQUITA, M. G. B. F.; FERREIRA, M. M.; CURI, N.; EVANGELISTA, A. R. Dispersão da fração argila e estabilidade de agregados em função da aplicação de calcário e gesso agrícola em latossolo cultivado com *Andropogon e Estilosantes*. *Ciência e Prática, Lavras*, v. 17, n. 4, p. 329-336, out./dez. 1993.

MYERS, R.; THIEN, S. J. Soil permeability in na ammonium and phosphorus application zone. *Soil Science Society America Journal*, v. 55, n. 3, p. 866-871, May/June 1991.

PASQUARELL, G. C.; BOYER, D. G. Herbicides in karst groundwater in southeast West Virginia. *Journal Environmental Quality*, Madison, v. 25, n. 4, p. 755-765, July/Aug. 1996.

PETROVIC, A. M.; YOUNG, R. G.; SANCHIRICO, C. A.; LISK, D. J. Triadimenol in turfgrass lysimeter leachates after fall application of triadimeol and overwintering. *Chemosphere*, Oxford, v. 29, n. 2, p. 415-419, July 1994.

PRATA, F. LAVORENTI, A.; REGITANO, J. B.; TORNISIELO, V. L. Degradação e sorção de ametrina em dois solos com aplicação de vinhaça. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 36, n. 5, p. 975-981, maio 2001.

PRATA, F. *Comportamento do glifosato no solo e deslocamento miscível de atrazina*. 2002. 149 p. Tese Doutorado) –Universidade de São Paulo, Piracicaba.

RITTER, W. F., CHIRNSIDE, A. E. M.; SCARBOROUGH, R. W. Movement and degradation of triazines, alachlor, and metolachlor in sandy soils. *Journal Environmental Science and Health*, New York, v. 31, n. 10, p. 2699-2721, 1996.

ROTH, C. M.; PAVAN, M. A.; CHAVES, J. C. D.; MEYER, B.; FREDE, H. G. Efeitos da aplicações de calcário e gesso sobre a estabilidade de agregados e infiltrabilidade de água em um latossolo roxo cultivado com cafeeiro. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, v. 10, n. 2, p. 163-166, maio/ago. 1986.

ROTH, C. M.; PAVAN, M. A. Effects of lime and gypsum on clay dispersion and infiltration in samples of a Brazilian Oxisol. *Geoderma*, Amsterdam, v. 48, n. 3-4, p. 351-361, May 1991.

SAEED, I. A. M.; HARKIN, J. M.; ROUSE, D. I. Leaching of methyl isothiocyanate in plainfield sand chemigated with metan-sodium. *Pesticide Science*, Oxford, v. 46, n. 4, p. 375-380, Apr. 1996.

SCHIAVON, M.; PERRINGANIER, C.; PORTAL, J. M. The pollution of water by pesticides-state and origin. *Agronomie*, Paris, v. 15, n. 3-4, p. 157-170, 1995.

SILVA, R. B.; LIMA, J. M.; DIAS JUNIOR, M. S. Efeito da adsorção de fosfato em parâmetros físicos e na compressibilidade de solos tropicais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, MG, v. 23, n. 2, p. 219-226, abr./jun. 1999.

SILVA, R. B.; LIMA, J. M.; DIAS JUNIOR, M. S.; SILVA, F. A. M. Influência da adição de fósforo no índice de compressão e parâmetros de consistência de um Latossolo Vermelho-Escuro. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, MG, v. 25, n. 2, p. 261-268, abr./jun. 2001.

SKARK, C.; ZULLEI-SEIBERT, N. The occurrence of pesticides in groundwater: results of case-studies. *International Journal Environmental Analytical Chemistry*, Washington, v. 58, n. 1-4, p. 387-396, 1995.

SMYTH, T. J.; SANCHEZ, P. A. Effects of lime, silicate and phosphorus applications to na oxisol on phosphros sorption and ion retention. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, v. 44, n. 3, p. 500-505, May/June, 1980.

STUMM, W. Chemistry of the solid-water interface: processes at the mineral-water and particle water interface in natural systems. New York: J. Wiley, 1992. 428 p.

WALLS, D.; SMITH, P. G.; MANSELL, M. G. Pesticides in groundwater in Britain. *International Journal Environmental*, Washington, v. 6, n. 1, p. 55-62, 1996.

WHITE, R. E.; TAYLOR, A. W. Efect of pH on phosphate adsorption and isotopic exchange in acid soil at low and high additions of soluble phosphate. *Journal of Soil Science*, London, v. 28; n. 1, p. 48-61, Mar. 1977.

ANEXOS

Tabela		Página
TABELA 1A	Quantidade triadimenol retida em profundidade e total nas microcolunas contendo amostras do Latossolo Vermelho Amarelo distrófico - LVAd e Latossolo Vermelho distrófico - LVd	91
TABELA 2A	Quantidade triadimenol retida em profundidade e total nas colunas contendo amostras do Latossolo Vermelho distrófico - LVd.....	92
TABELA 3A	Quantidade de triadimenol na solução do solo das microcolunas com amostras do Latossolo Vermelho Amarelo distrófico - LVAd e Latossolo Vermelho distrófico - LVd sob efeito da calagem e fosfatagem.....	93
TABELA 4A	Quantidade de triadimenol na água percolada das colunas com amostras do Latossolo Vermelho distrófico - LVd no tratamento controle.....	93
TABELA 5A	Quantidade de triadimenol na água percolada das colunas com amostras do Latossolo Vermelho distrófico - LVd no tratamento calagem.....	94
TABELA 6A	Quantidade de triadimenol na água percolada das colunas com amostras do Latossolo Vermelho distrófico - LVd no tratamento fosfatagem.....	95
TABELA 7A	Quantidade de triadimenol na água percolada das colunas com amostras do Latossolo Vermelho distrófico - LVd no tratamento calagem + fosfatagem.....	96

TABELA 1A Quantidade triadimenol retida em profundidade e total nas microcolunas contendo amostras do Latossolo Vermelho Amarelo distrófico – LVAd e Latossolo Vermelho distrófico – LVd

Tratamento	Prof.	LVAd		LVd	
		250 µg	1.000 µg	250 µg	1.000 µg
	--cm--				
Controle	0 - 1	216,9	858,8	212,8	784,0
	1 - 2	22,6	45,6	19,6	92,8
	2 - 3	3,8	12,1	5,9	15,2
	3 - 4	0,9	3,4	3,8	5,6
Total	-	244,2	919,9	242,1	897,6
Calagem	0 - 1	214,5	869,8	190,4	710,8
	1 - 2	17,7	49,5	24,7	108,8
	2 - 3	4,4	10,4	6,3	30,4
	3 - 4	1,1	7,8	2,5	10,6
Total	-	237,6	937,4	224,0	860,6
Fosfatagem	0 - 1	216,0	869,7	186,3	715,6
	1 - 2	17,5	57,4	19,5	86,0
	2 - 3	7,3	11,7	8,0	22,0
	3 - 4	1,1	4,3	2,9	8,0
Total	-	241,9	943,1	216,8	831,7
Cal + Fosf	0 - 1	184,1	726,4	225,3	838,1
	1 - 2	28,9	46,5	16,5	53,0
	2 - 3	9,1	15,3	3,3	12,4
	3 - 4	2,8	9,6	1,0	6,4
Total	-	225,0	833,8	246,1	910,0

TABELA 2A Quantidade triadimenol retida em profundidade e total nas colunas contendo amostras do Latossolo Vermelho distrófico - LVd.

Tratamento	Profundidade	Dose de triadimenol	
		24 mg	96 mg
	--- cm ---		
Controle	0 - 5	13,5	31,5
	5 - 10	3,1	12,4
	10 - 15	1,9	9,0
	15 - 20	1,0	6,2
	20 - 25	0,6	3,8
	25 - 30	0,5	2,5
	Total	-	20,6
Calagem	0 - 5	13,7	26,3
	5 - 10	3,8	12,0
	10 - 15	1,4	8,4
	15 - 20	0,7	5,4
	20 - 25	0,4	4,9
	25 - 30	0,3	1,9
	Total	-	20,3
Fosfatagem	0 - 5	10,8	27,6
	5 - 10	2,1	8,3
	10 - 15	1,6	6,9
	15 - 20	0,9	5,6
	20 - 25	0,6	3,1
	25 - 30	0,6	2,4
	Total	-	16,7
Cal + Fosf	0 - 5	13,8	24,8
	5 - 10	3,2	12,3
	10 - 15	1,8	10,3
	15 - 20	1,2	5,7
	20 - 25	0,7	3,4
	25 - 30	0,2	2,3
	Total	-	21,0

TABELA 3A Quantidade de triadimenol na solução do solo das microcolunas com amostras do Latossolo Vermelho Amarelo distrófico - LVAd e Latossolo Vermelho distrófico - LVd sob efeito da calagem e fosfatagem.

Tratamento	LVAd		LVd	
	250 µg	1.000 µg	250 µg	1.000 µg
	-----µg-----			
Controle	0,8	2,6	0,8	2,8
Calagem	1,7	6,3	1,4	8,0
Fosfatagem	1,2	5,4	1,4	4,4
Cal + Fosf	2,8	6,8	0,5	2,6

TABELA 4A Quantidade de triadimenol na água percolada das colunas com amostras do Latossolo Vermelho distrófico - LVd no tratamento controle.

Dias após a aplicação	Menor dose	Água percolada	Maior dose	Água percolada
	mg	(L)	mg	(L)
2	0,000	0,79	0,000	0,79
4	0,010	2,54	0,020	2,55
6	0,013	1,01	0,019	1,04
8	0,043	2,57	0,048	2,75
10	0,012	0,96	0,017	0,96
12	0,046	2,64	0,047	2,63
14	0,014	1,07	0,020	1,10
16	0,046	2,65	0,056	2,65
18	0,013	1,06	0,019	1,07
32	0,171	13,66	0,201	13,72
48	0,237	14,74	0,322	14,85
64	0,107	14,93	0,771	14,94
65	0,059	10,32	0,558	10,38
Total	0,771	68,14	2,098	68,64

TABELA 5A Quantidade de triadimenol na água percolada das colunas com amostras do Latossolo Vermelho distrófico – LVd no tratamento calagem.

Dias após a aplicação	Menor dose	Água percolada	Maior dose	Água percolada
	mg	(L)	mg	(L)
2	0,000	0,75	0,000	0,78
4	0,016	2,54	0,016	2,55
6	0,011	1,01	0,012	1,02
8	0,047	2,52	0,044	2,54
10	0,010	0,96	0,011	0,96
12	0,041	2,59	0,056	2,62
14	0,011	1,08	0,013	1,09
16	0,044	2,46	0,050	2,63
18	0,011	1,02	0,012	1,06
32	0,164	13,45	0,224	13,99
48	0,245	14,63	0,584	14,70
64	0,143	14,75	0,550	14,84
65	0,062	10,16	0,509	10,26
Total	0,805	67,92	2,079	69,05

TABELA 6A Quantidade de triadimenol na água percolada das colunas com amostras do Latossolo Vermelho distrófico – LVd no tratamento fosfatagem.

Dias após a aplicação	Menor dose mg	Água percolada (L)	Maior dose mg	Água percolada (L)
2	0,000	0,75	0,000	0,77
4	0,014	2,56	0,015	2,56
6	0,011	1,01	0,011	0,97
8	0,043	2,49	0,044	2,57
10	0,010	0,96	0,010	0,91
12	0,050	2,62	0,051	2,64
14	0,011	1,07	0,011	1,02
16	0,056	2,53	0,068	2,66
18	0,011	1,05	0,011	1,02
32	0,204	13,40	0,255	13,44
48	0,288	14,69	0,467	14,96
64	0,186	14,86	1,097	14,76
65	0,118	10,24	0,560	10,24
Total	1,003	68,21	2,600	68,51

TABELA 7A Quantidade de triadimenol na água percolada das colunas com amostras do Latossolo Vermelho distrófico – LVd no tratamento calagem + fosfatagem.

Dias após a aplicação	Menor dose	Água percolada	Maior dose	Água percolada
	mg	(L)	mg	(L)
2	0,000	0,75	0,000	0,74
4	0,013	2,55	0,015	2,54
6	0,009	1,02	0,012	1,01
8	0,040	2,56	0,049	2,52
10	0,009	1,00	0,012	0,96
12	0,042	2,63	0,046	2,59
14	0,008	0,98	0,013	1,08
16	0,040	2,64	0,053	2,46
18	0,009	1,10	0,012	1,02
32	0,202	13,69	0,257	13,45
48	0,270	15,04	0,460	14,63
64	0,205	15,13	0,974	14,75
65	0,178	10,30	0,623	10,16
Total	1,026	69,39	2,525	67,91