

Ação mitigadora de faixa de contenção em lavouras de algodão sobre a contaminação de recursos hídricos superficiais por resíduos de pesticidas

LEANDRO CARBO

Tese de Doutorado
2009

LEANDRO CARBO

Ação mitigadora de faixa de contenção em lavouras de algodão sobre a contaminação de recursos hídricos superficiais por resíduos de pesticidas

Tese apresentada ao Instituto de Química da Universidade Estadual Paulista, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Química.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Maria Lúcia Ribeiro
Co-orientadora: Prof^a. Dr^a. Eliana Freire Gaspar de Carvalho Dore

Araraquara - SP
2009

*À **Deus**, por me guiar nas estradas da vida.*

*A minha esposa **Edna Antunes Santos Carbo**,
meu presente e futuro, sem ela nenhum sonho
seria possível ou valeria a pena.*

*A meu filho, o pequeno **Vinicius Santos Carbo**,
sempre procurando uma forma de chamar
minha atenção nas horas dedicadas a este
trabalho.*

*A meus pais **Jesus Carbo** e **Valdicéia Brichi
Carbo**, fonte de orgulho, pelos ensinamentos,
compreensão e incentivos, um dos grandes
responsáveis por esta etapa de minha vida.*

DEDICO

AGRADECIMENTOS

São muitas as pessoas que de uma forma ou de outra me ajudaram no decorrer deste trabalho, seja nas correções da tese, nas pesquisas de artigos, nas disciplinas, nos bate papos, enfim, cada contribuição foi valiosa para a conclusão deste estudo. Resumidamente, lembrarei das pessoas e instituições que me apoiaram para mais esta etapa de minha vida.

À Profa. Dra. Maria Lúcia Ribeiro, pela orientação, incentivo e compreensão nos momentos difíceis no início e fim do trabalho. Pelas valiosas conversas na “salinha” que muito me ajudaram a crescer cientificamente durante a realização do trabalho.

À Profa. Dra. Eliana Freire Gaspar de Carvalho Dore, pela co-orientação, por disponibilizar meios do desenvolvimento deste trabalho. O meu muito obrigado por sua dedicação e paciência ao decorrer deste. Agradeço ainda, pelo apoio ao longo destes doze anos de trabalho no laboratório. Meu respeito e admiração por sua pessoa, professora e pesquisadora.

Aos professores do Departamento de Química, em nome de Mario José Pereira e Uir Santana, pelo apoio nas horas que precisei.

Ao Departamento de Química da Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), por disponibilizar os meios de desenvolvimento das análises deste trabalho.

Ao Instituto de Química de Araraquara pelo apoio institucional.

Aos funcionários da seção de Pós-graduação em nome de Sandra Pavanelli, Célia Coelho e Patrícia de Matos pela disposição e eficiência e da biblioteca, em nome de Cristina Giollo pela ajuda nas correções das referências e Angélica pela preparação da ficha catalográfica.

Aos proprietários da fazenda onde foi desenvolvimento a parte experimental, pelo suporte ao trabalho de campo.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa de estudo no início deste trabalho. À Fundação de Apoio à Cultura do algodão (FACUAL) pela concessão de auxílio à pesquisa. À Associação Matogrossense de Produtores de Algodão (AMPA), pelo apoio no contato com os proprietários da fazenda onde foi realizado o trabalho.

Ao prof. Ms. Aécio Alves Pinto, pela amizade e grande contribuição na realização das coletas de amostras, sempre disposto a ajudar no que estava ao seu alcance.

Ao prof. Dr. Ricardo Santos Amorim, pela ajuda na quantificação das perdas de água e sedimentos e interpretação destes dados.

Aos meus irmãos Paulo Sérgio Carbo, Aparecido Carbo e Erica Carbo, pelo incentivo, que apesar de estarem distantes, sempre torceram por mais essa etapa de minha vida..

À Claudia Joseph Nehme e Valéria de Souza, pela amizade e apoio ao longo deste e outros trabalhos.

Ao amigo Eucarlos de Lima Martins, companheiro de preparo de artigos e de desenvolvimento de trabalhos. Agradeço pelo auxílio na preparação do abstract.

Aos amigos Ricardo Dalla Villa, Marcos Pivatto e sua esposa Amanda, Adriano e sua esposa Adriana, Danilo e sua esposa Flávia, pelo acolhimento em suas casas durante minhas estadias em Araraquara, pelo apoio e ajuda sempre que precisei, ao longo de desenvolvimento deste trabalho. Meus sinceros agradecimentos.

À Carolina Lourencetti, pela apoio no início da realização deste trabalho em Araraquara e já em Cuiabá, pela ajuda na confecção de alguns gráficos na parte dos resultados.

Aos colegas do Laboratório de Análises de Resíduos de Biocidas (LARB) da UFMT, Marcelo Luiz, Isaltino Barbosa, Flávia Amorim, Lenilson Walter, pela convivência e momentos agradáveis compartilhados.

À Alessandra Paiva Puertas e Reginaldo Rossi, coordenadora e gerente do Laboratório Forense do Estado de Mato Grosso, por disponibilizar tempo para a redação final deste trabalho.

DADOS CURRICULARES

1. Dados Pessoais

Nascimento: 04/09/1978

Nacionalidade: Brasileira

Naturalidade: Marialva – PR

Estado civil: casado

Filiação: Jesus Carbo

Valdeceia Brichi Carbo

Profissão: Químico

Endereço: Rua Luiz de Castro Pereira, 457, Residencial Rosana, bloco 3 B, apto 202, bairro Cidade Alta, Cuiabá – MT.

2. Formação Acadêmica

2.1 Pós-graduação

- Doutorado em Química: “Ação mitigadora de faixa de contenção em lavouras de algodão sobre a contaminação de recursos hídricos superficiais por resíduos de pesticidas”. Orientadora: Profa. Dra. Maria Lúcia Ribeiro; Co-orientadora: Profa. Dra. Eliana Freire Gaspar de Carvalho Dore; bolsa: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (período de agosto de 2005 a setembro de 2007). Instituto de Química-Unesp, Araraquara. Início: 2005; término: 2009.

- Mestrado em Saúde e Ambiente (área: Química Ambiental): “Avaliação do comportamento de biocidas em solos de lavouras de algodão na região de Primavera do Leste, Mato Grosso”. Orientadora: Profa. Dra. Ermelinda Maria DeLamônica-Freire; Co-orientadora: Profa. Dra. Eliana Freire Gaspar de Carvalho Dore; bolsa: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico. Instituto de Saúde Coletiva - UFMT, Cuiabá, MT. Início: 2001; término: 2003.

2.2 Graduação

- Bacharelado em Química. “Análise de resíduos de DDT em leite materno de uma população residente próxima ao galpão sanitário da FUNASA em Várzea Grande, Mato Grosso”. Orientadora: Profa. Dra. Eliana Freire Gaspar de Carvalho Dore; bolsa: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico. Departamento de Química - UFMT, Cuiabá, MT. Início: março 1997; término: fevereiro 2001.

3. Trabalhos científicos no período de doutoramento

3.1 Publicações

- DORES, E. F. G. C.; SPADOTTO, C. A.; WEBER, O. L. S.; **CARBO, L.**; VECCHIATO, A. B.; PINTO, A. A. Environmental behaviour of metolachlor and

diuron in a tropical soil in the central region of Brazil. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 197, p. 175-183, 2009.

- CARBO, L.; SOUZA, V.; DORES, E. F. G. C.; RIBEIRO, M. L. Determination of pesticides multiresidues in shallow groundwater in a cotton-growing region of Mato Grosso, Brazil. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, v. 19, p. 1111-1117, 2008.

- DORES, E. F. G. C.; CARBO, L.; RIBEIRO, M. L.; De-Lamônica-Freire, E. M. Pesticide Levels in Ground and Surface Waters of Primavera do Leste Region, Mato Grosso, Brazil. *Journal of Chromatographic Science*, v. 46, p. 585-590, 2008.

- CARBO, L.; MARTINS, E. L.; DORES, E. F. G. C.; SPADOTTO, C. A.; WEBER, O. L. S.; De-Lamônica-Freire, E. M. Acetamiprid, carbendazim, diuron and thiamethoxam sorption in two Brazilian tropical soils. *Journal of Environmental Science and Health. Part B, Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes*, v. 42, p. 499-507, 2007.

- VILLA, R. D.; DORES, E. F. G. C.; CARBO, L.; CUNHA, M. L. F. Dissipation of DDT in a heavily contaminated soil in Mato Grosso, Brazil. *Chemosphere*, v. 64, p. 549-554, 2006.

- DORES, E. F. G. C.; NAVICKIENE, S.; CUNHA, M. L. F.; CARBO, L.; RIBEIRO, M. L.; De-LAMÔNICA-FREIRE, E. M. Multiresidue Determination of Herbicides in Environmental Waters from Primavera do Leste Region (Middle West of Brazil) by SPE-GC-NPD. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, v. 17, p. 866-873, 2006.

3.2 Eventos científicos

Completo:

- DORES, E. F. G. C.; WEBER, O. L. S.; **CARBO, L.**; AMORIM, R. S. S.; VECCHIATO, A. B.; RIBEIRO, M. L. Avaliação da influência de dois sistemas de manejo nas perdas de solo e agrotóxicos por escoamento superficial em lavouras de algodão no município de Campo Verde. In: XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos e 8º Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa, São Paulo. Anais do XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos e 8º Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa, 2007.

Resumo expandido:

- BARBOSA, I. A.; **CARBO, L.**; DORES, E. F. G. C.; SILVA, F. A. Validação de método multi-resíduo de pesticidas em solo utilizando extração em fase sólida (SDVB) e análise por CLAE-DAD. In: IV Encontro Nacional de Química Ambiental, Aracaju. Anais do IV Encontro Nacional de Química Ambiental, 2008.

- NOGUEIRA, E. N.; BARBOSA, I. A.; DORES, E. F. G. C.; **CARBO, L.**; SILVA, F. A. Influência do sistema de manejo da cultura do algodão (Plantio direto x convencional) no carreamento superficial de sedimentos contaminados por

biocidas em área de cultura de algodão. In: IV Encontro Nacional de Química Ambiental, Aracaju. Anais do IV Encontro Nacional de Química Ambiental, 2008.

- **CARBO, L.**; DORES, E. F. G. C.; BARBOSA, I. A.; RIBEIRO, M. L. Ação mitigadora de faixa de contenção em lavoura de algodão do estado de Mato Grosso: Determinação de pesticidas em água de escoamento superficial. In: IV Encontro Nacional de Química Ambiental, Aracaju. Anais do IV Encontro Nacional de Química Ambiental, 2008.

- **CARBO, L.**; DORES, E. F. G. C.; Campos-Júnior, L. W.; Pinto, A. A.; RIBEIRO, M. L. Estudo da Ação Mitigadora de Faixa de Contenção em Lavoura de Algodão do Estado de Mato Grosso: Determinação de Pesticidas em Sedimento de Escoamento. In: XLVI Congresso Brasileiro de Química, Salvador. Anais do XLVI Congresso Brasileiro de Química. Rio de Janeiro: Jorn. Erika Hanssen Madaleno Racca, 2006.

- MARTINS, E. L.; WEBER, O. L. S.; DORES, E. F. G. C.; **CARBO, L.** Interações Sortivas do Pesticida Clorpirifós em Gleissolo e Latossolo Amarelo. In: XIV Encontro Centro-Oeste de Debates Sobre Ensino de Química/I Simpósio da Licenciatura Plena em Ciências Naturais e Matemática/V Semana de Química, Cuiabá. Anais do XIV Encontro Centro-Oeste de Debates Sobre Ensino de Química. Simpósio da Licenciatura Plena em Ciências Naturais e Matemática/V Semana de Química. 2005.

- **CARBO, L.**; SOUZA, V.; DORES, E. F. G. C.; RIBEIRO, M. L.; NAVICKIENE, S. Solid-phase extraction method for the determination of pesticides in water by HPLC-DAD. In: Extech 2005 - 7th International Symposium on Advances in Extraction Technologies, 2005, Campinas. Anais do Extech 2005 - 7th International Symposium on Advances in Extraction Technologies. Campinas: Instituto de Química, 2005.

Resumo simples:

- CARBO, L. Avaliação da Contaminação por Agrotóxicos em Águas Superficiais, Subterrâneas e Fluviais na Região de Lucas do Rio Verde, MT. In: 8º Seminário Estadual de Recursos Hídricos - "Na Década da Água, As Nossas Conquistas", Cuiabá. Anais do 8º Seminário Estadual de Recursos Hídricos - "Na Década da Água, As Nossas Conquistas", 2008.

- CARBO, L.; DORES, E. F. G. C.; RIBEIRO, M. L.; Pinto, A. A. Dissipation of carbendazim and diuron in a tropical soil of Mato Grosso State, Brazil. In: 1st Latin American Pesticide Residue Workshop - Pesticide in food and environmental samples, Santa Maria. Livro de resumos do 1st Latin American Pesticide Residue Workshop - Pesticide in food and environmental samples, 2007.

- CARBO, L.; SOUZA, V.; DORES, E. F. G. C.; RIBEIRO, M. L. Determinação de pesticidas em água de escoamento superficial e sedimento carregado por CLAE/DAD em área de cultura de algodão na região de Primavera do Leste - MT. In: II Simpósio Brasileiro de Cromatografia e Técnicas Relacionadas (SIMCRO), São Pedro. livro de resumos do II SIMCRO. São Carlos: Instituto de Química de São Carlos, 2006.

4. Participação em eventos

- IV Encontro Nacional de Química Ambiental. Ação mitigadora de faixa de contenção em lavoura de algodão do estado de Mato Grosso: Determinação de pesticidas em água de escoamento superficial. 2008. (Encontro).
- XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos e 8º Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa. 2007. (Simpósio).
- 1st Latin American Pesticide Residue Workshop (LAPRW 2007) - Pesticide in food and environmental samples. Dissipation of carbendazim and diuron in a tropical soil of Mato Grosso State, Brazil. 2007. (Workshop).
- XLVI Congresso Brasileiro de Química. Estudo da Ação Mitigadora de Faixa de Contenção em Lavoura de Algodão do Estado de Mato Grosso: Determinação de Pesticidas em Sedimentos de Escoamento. 2006. (Congresso).
- II Simpósio de Cromatografia (SIMCRO). Determinação de pesticidas em água de escoamento superficial e sedimento carregado por CLAE/DAD em área de cultura de algodão na região de Primavera do Leste - MT. 2006. (Simpósio).
- Workshop da Pós-Graduação em Química da UNESP. 2006. (Outra).
- Workshop Pós-Graduação em Química da SBQ - Regional Interior Paulista Waldemar Saffioti. 2006. (Outra).
- Extech 2005 - 7th International Symposium on Advances in Extraction Technologies. Extech 2005 - 7th International Symposium on Advances in Extraction Technologies. 2005. (Simpósio).
- Perfumes, Aromas e Sabores... Uma Química Inesquecível. Perfumes, Aromas e Sabores, a química do cotidiano. 2005. (Oficina).
- XIV Encontro Centro-Oeste de Debates Sobre o Ensino de Química / I Simpósio da Licenciatura Plena em Ciências Naturais e Matemática / V Semana de Química. XIV Encontro Centro-Oeste de Debates Sobre o Ensino de Química / I Simpósio da Licenciatura Plena em Ciências Naturais e Matemática / V Semana de Química. 2005. (Encontro).

RESUMO

A contaminação de corpos d'água por pesticidas pode representar uma ameaça significativa para os ecossistemas aquáticos e recursos de água potável. Além das perdas de água e solo, os pesticidas merecem destaque, uma vez que são aplicados na agricultura para atender às necessidades de controlar as populações de pragas e doenças que atacam culturas de interesse agrônômico. Quando aplicados, estes compostos podem rapidamente adsorver-se às partículas do solo, e dentre outros fenômenos de transportes, contaminarem os recursos hídricos superficiais por escoamento superficial. Neste sentido, boas práticas de conservação agrícola têm sido recomendadas para reduzir os riscos de contaminação ambiental, dentre elas, tem sido descrito na literatura o uso de faixas de vegetação próximas às margens de rios e córregos de maneira a diminuir a velocidade do escoamento e, conseqüentemente, o transporte de pesticidas para o ambiente aquático. Desta forma, neste trabalho foi avaliada a ação mitigadora de uma faixa de vegetação em lavouras de algodão sobre a contaminação de recursos hídricos superficiais por resíduos de pesticidas. O estudo do efeito da faixa de contenção foi desenvolvido em uma propriedade cotonícola às margens do Córrego Chico Nunes, região de Primavera do Leste, Mato Grosso. Foram delimitadas duas parcelas experimentais numa vertente, sendo uma de 10 metros do capim *Brachiaria decumbes*, como faixa de contenção. No final de cada parcela, foram instalados coletores de escoamento superficial (água e sedimento), que eram transportados para caixas menores, no qual foi determinada a quantidade de água e solo perdidos, e coletadas três amostras representativas para análise dos resíduos de pesticidas aplicados na lavoura de algodão (metomil, carbofurano, diurom, malationa, metolaclo e endosulfam total). O estudo da eficiência da faixa foi realizado em dois períodos, safra 2005/2006 e 2006/2007, para verificar o comportamento entre a aplicação e detecção dos pesticidas nas parcelas. Amostras de água e de sedimento carregados foram coletadas em eventos de chuvas naturais suficientes para provocar o escoamento superficial. As etapas de coletas na safra 2005/2006 foram realizadas entre 03 de janeiro e 17 de abril de 2006 e na de 2006/2007, entre 03 de janeiro e 21 de abril de 2007. As metodologias de análise dos resíduos de pesticidas nas amostras de água e sedimento foram validadas pelos parâmetros de exatidão, precisão e limites de detecção e quantificação, empregando as técnicas de

cromatografia líquida de alta eficiência com detecção por arranjo de diodos (CLAE-DAD) e cromatografia gasosa acoplada ao detector de espectrometria de massas (CG-EM), dependendo das propriedades físicas e químicas de cada composto. Após a quantificação da perda do volume de água e de sedimento e das concentrações dos resíduos nas amostras de água e sedimentos, foram realizados cálculos no intuito de se obter a perda de pesticidas nos dois tipos de parcelas experimentais, determinada pela porcentagem da massa perdida de pesticida em relação à quantidade aplicada. A perda total dos pesticidas por escoamento superficial em relação ao que foi aplicado, foi pequena, variando de 0,0006 a 0,84 % na safra 2005/2006 e de 0,0071 a 1,25 % na safra 2006/2007, com valores mais elevados para o metomil e endossulfam total. Entretanto, as maiores porcentagens foram observadas na parcela sem faixa de braquiária. A eficiência da faixa de vegetação foi evidenciada, com exceção do carbofurano, para todos os pesticidas (diuron, malationa, metomil e endossulfam total) com valores de redução nas perdas dos pesticidas variando entre 65 e 100 %, semelhantes aos descritos na literatura (metolaclo e endossulfam total), no entanto, a faixa vegetativa foi mais eficiente para as reduções em massa. A análise dos resultados dos resíduos de pesticidas em água e sedimento indica que o filtro vegetativo (*Brachiaria decumbens*) mostrou-se eficiente na retenção dos pesticidas estudados em condições de campo. Além do mais, a faixa de vegetação, como a de braquiária, destaca-se pela importância de sua utilização durante o tempo de recomposição da mata ciliar e também pelo seu baixo custo de implantação e de manutenção. Tendo em vista a eficiência da faixa de braquiária em reduzir a velocidade do escoamento superficial e consequentemente a contaminação de águas na região de Primavera do Leste – MT, os resultados dessa pesquisa vêm trazer subsídios para que as autoridades locais promovam a sensibilização dos agricultores para o uso racional dos pesticidas empregados na cultura do algodão, e, principalmente, a implantação de faixas vegetativas, enquanto ocorre a recuperação de matas ciliares, minimizando a contaminação dos recursos hídricos, garantindo a exploração sustentável desses recursos. A partir dos resultados deste trabalho, foi criada uma Normativa do INDEA-MT (Instituto de Defesa Agropecuária de Mato Grosso) para proteção dos recursos hídricos superficiais.

Palavras-chave: pesticidas, mitigação, faixa filtro de vegetação, perda de água e solo, perda de pesticidas.

ABSTRACT

The contamination of water bodies by pesticides can pose a significant threat to aquatic ecosystems and drinking water resources. In addition to the loss of water and soil, pesticides are worth mentioning, since they are applied to control the population of pests and diseases in cropping areas. When applied, pesticides can rapidly be adsorbed to soil particles or contaminate surface water by runoff processes. In this way, good agricultural conservation practices have been recommended to reduce the risk of environmental contamination, as for example, the use of vegetative filter strip near to the banks of the rivers and streams in order to reduce the water flow and the transport of pesticides to the aquatic environment. Thus, this study evaluated the mitigation action of a vegetation filter strip in cotton crops on the contamination of surface water resources by pesticides. The buffer zone study was developed in a private property near of Chico Nunes Creek banks, region of Primavera do Leste, Mato Grosso. We delimited two plots (40 m long x 10 m wide) on a slope, one comprising of 10 meters of *Brachiaria decumbes* as a vegetative filter strip. At the end of each plot, runoff collectors (water and sediment) were installed, that were transported to smaller boxes where the amount of water and soil losses were determined. Three representative samples were collected for the analysis of residues of pesticides used in farming cotton (methomyl, carbofuran, diuron, malathion, metolachlor and total endosulfan). The study of the buffer zone efficiency was performed in two periods, 2005/2006 and 2006/2007 season, to check the behavior between application and detection of pesticides in the plots. Water samples and sediment were collected when natural rainfall events occurred in sufficient quantity to cause runoff. The sampling in 2005/2006 period was made between January 3th and April 17th, 2006 and 2006/2007 between January 3th and April 21th, 2007. The analysis of pesticide residues in samples of water and sediment was carried out by High Performance Liquid Chromatography with Diode Array Ultraviolet Detector (HPLC-DAD) and Gas Chromatography Coupled to Mass Spectrometry Detector (GC-MS), depending on the physical and chemical properties of each compound. After the quantification of pesticides residues in samples of water and sediments, we performed calculations in order to obtain the loss of pesticides in the two plots, determined by the percentage of mass of pesticide losses in relation to the

applied amount. The total loss of pesticide by runoff was small, ranging from 0.0006 to 0.84 % in the 2005/2006 harvest and from 0.0071 to 1.25 % in the 2006/2007 harvest, with higher values for total endosulfan and methomyl. However, the highest percentage was observed in the plot without *Brachiaria* filter strip. The efficiency of the vegetation filter strip was observed for all pesticides except metolachlor in soil at the first stage of sampling. The reduction of pesticides loss ranged from 65 to 100% by using the vegetative filter strip, results that similar to the described in the literature to metolachlor and total endosulfan pesticides. However, the vegetative filter strip was more efficient for reducing the total mass loss. The results of pesticide residues in water and sediment indicate that the vegetative filter strip of *Brachiaria decumbens* was efficient on the retention of pesticides tested in field conditions. Moreover, the vegetative filter strip, as for example *Brachiaria*, is important during the time of restoration of the natural vegetation due its low cost of implantation and maintenance. Considering the efficiency of the vegetative filter strip in slowing down the runoff and consequently water contamination in Primavera do Leste - MT, the results presented in this research provide subsidies for local authorities to promote farmers awareness about the rational use of pesticides on cotton crop, and specially the implantation of vegetative filter strip while occurs the vegetative recovery near of creeks and rivers, minimizing the contamination of water resources, ensuring the sustainable exploration of the resources. From the results of this study created a Ruling of INDEA-MT to protect surface water resources.

Key words: pesticides, mitigation, vegetative filter strip, losses of water and soil, loss of pesticide.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Dinâmica de pesticidas em águas superficiais (adaptado de HOLVOET; SEUNTJEANS; VANROLLEGHEM, 2007).....	22
Figura 2 - Ilustração de uma zona ripária com faixa de vegetação (Adaptado de SILVA, 2003).....	25
Figura 3 - Localização da área de estudo (CARBO, 2003).....	39
Figura 4 - Croqui das parcelas experimentais e sistema de coletas.....	42
Figura 5 - Fotografias de uma parcela experimental com sistema de coleta do escoamento superficial: (a) demarcação das parcelas, instalação das placas de aço e calha coletora; (b) caixas coletoras de água e sedimento escoados; (c) caixa coletora de sedimento com a manta de bidim; (d) parcela com a faixa de braquiária; (e) parcela instalada e os tubos de PVC para conduzir a água e sedimentos escoados; (f) parcela com a cultura do algodão.....	43
Figura 6 - Coleta de amostras de água carregada das parcelas.	44
Figura 7 - Esquema do método de análise dos pesticidas em água por CG-EM.....	49
Figura 8 - Esquema do método de análise dos pesticidas em sedimento por CG-EM.	50
Figura 9 - Esquema do método de análise dos pesticidas em água por CLAE-DAD.....	51
Figura 10 - Esquema do método de análise dos pesticidas em sedimento por CLAE-DAD.	52
Figura 11 - Estruturas e classes químicas dos pesticidas estudados.....	54
Figura 12 - Perda de água por escoamento superficial na etapa de coleta em 2006.	58
Figura 13 - Perda de solo por escoamento superficial na etapa de coleta em 2006.....	58
Figura 14 - Perda de água por escoamento superficial na etapa de coleta em 2007.	59
Figura 15 - Perda de solo por escoamento superficial na etapa de coleta em 2007.....	59
Figura 16 - Cromatogramas obtidos por CLAE/DAD, de uma amostra de água fortificada com 15 pesticidas ($C = 1,0 \mu\text{g mL}^{-1}$) e da amostra testemunha. Condições: eluição por gradiente em coluna Omnisphere $5 \mu\text{m C}_{18}$ (250 mm x 4,6 mm I.D.) nas proporções: composição inicial ACN:H ₂ O 18:82 v/v, ACN:H ₂ O 40:60 v/v até 6 min, ACN:H ₂ O 80:20 v/v até 35 min, ACN:H ₂ O 90:10 v/v até 40 min, ACN:H ₂ O 100:0 v/v até 45 min, mantido constante por 3 min. Volume injetado: 20 μL	63
Figura 17 - Cromatogramas obtidos por CG-EM, de um padrão de pesticidas ($C = 0,5 \mu\text{g mL}^{-1}$) e da amostra testemunha de sedimento. Condições: rampa de temperatura em coluna HP 19091M – 433, fase HP-5 (5 % de fenil metil siloxano), 30,0 m x 250 μm : temperatura inicial de 70 °C mantida por 1 min., seguida de três etapas de aquecimento: 20 °C min^{-1} até 150 °C; 3 °C min^{-1} até 180 °C e 10 °C min^{-1} até 240 °C	

mantida por 1 min. Volume injetado: 1 μL (sem divisão), He como gás de arraste e vazão de gás de 1 mL min^{-1}	64
Figura 18 - Datas da precipitação pluviométrica, aplicação dos pesticidas e coleta das amostras de água e sedimento no ano de 2006.....	67
Figura 19 - Datas da precipitação pluviométrica, aplicação dos pesticidas e coleta das amostras de água e sedimento no ano de 2007.....	67
Figura 20 - Resíduos de pesticidas nas amostras de água de escoamento das parcelas P1 (com faixa) e P2 (sem faixa) na safra 2005/2006.	68
Figura 21 - Resíduos de pesticidas nas amostras de água de escoamento das parcelas P1 (com faixa) e P2 (sem faixa) na safra 2006/2007.	68
Figura 22 - Resíduos de pesticidas nas amostras de sedimentos de escoamento das parcelas P1 (com faixa) e P2 (sem faixa) na safra 2005/2006.....	73
Figura 23 - Resíduos de pesticidas nas amostras de sedimentos de escoamento das parcelas P1 (com faixa) e P2 (sem faixa) na safra 2006/2007.....	74
Figura 24 - Perda de pesticidas em água de escoamento superficial da safra 2005/2006. ...	79
Figura 25 - Perda de pesticidas em sedimento de escoamento superficial da safra 2005/2006.....	79
Figura 26 - Perda de pesticidas em água de escoamento superficial da safra 2006/2007. ...	80
Figura 27 - Perda de pesticidas em sedimento de escoamento superficial da safra 2006/2007.....	80

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Benefícios da zona ripária em relação ao tipo de vegetação.....	25
Tabela 2 - Condições utilizadas em experimentos sobre mitigação de sedimentos e pesticidas descritos na literatura.	33
Tabela 3 - Critérios de GOSS para avaliação do potencial de contaminação de águas superficiais por pesticidas associados aos sedimentos e dissolvidos em água	41
Tabela 4 - Pesticidas aplicados na cultura do algodão na área de estudo safra 2005/2006.	55
Tabela 5 - Pesticidas aplicados na cultura do algodão na área de estudo safra 2006/2007.	55
Tabela 6 - Precipitação pluviométrica, perda total de água e solo carregados das parcelas P1 (com faixa) e P2 e porcentagem de redução das duas safras do estudo	56
Tabela 7 - Propriedades físicas, químicas, categoria de uso, classe química e critérios de GOSS dos pesticidas (TOMLIN, 2002).....	60
Tabela 8 - Limites de detecção (LD) e de quantificação (LQ) do método para os pesticidas estudados.	65
Tabela 9 - Precipitação, concentração e porcentagem de redução dos pesticidas em água de escoamento das parcelas P1 (com faixa) e P2 (sem faixa) no ano de 2006.....	71
Tabela 10 - Precipitação, concentração e porcentagem de redução dos pesticidas em água de escoamento das parcelas P1 (com faixa) e P2 (sem faixa) no ano de 2007.....	71
Tabela 11 - Precipitação, concentração e porcentagem de redução dos pesticidas em sedimentos de escoamento das parcelas P1 (com faixa) e P2 (sem faixa) no ano de 2006.....	75
Tabela 12 - Precipitação, concentração e porcentagem de redução dos pesticidas em sedimentos de escoamento das parcelas P1 (com faixa) e P2 (sem faixa) no ano de 2007.....	76
Tabela 13 - Porcentagem de perda de pesticidas em água e solo em relação à quantidade aplicada em cada parcela na safra 2005/2006	77
Tabela 14 - Porcentagem de perda de pesticidas em água e solo em relação à quantidade aplicada em cada parcela na safra 2006/2007	78
Tabela 15 - Perda de pesticidas nas parcelas com e sem faixa e porcentagem de redução, durante o ano de 2006	82
Tabela 16 - Perda de pesticidas nas parcelas com e sem faixa e porcentagem de redução, durante o ano de 2007.	83
Tabela 17 - Porcentagens de redução de pesticidas em água e sedimento utilizando faixa de braquiária.....	84

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	19
1.1	Agricultura e os recursos hídricos superficiais.....	19
1.2	Contaminação de águas superficiais por pesticidas.....	20
1.3	Mitigação	23
1.3.1	Mitigação do escoamento superficial em relação às perdas de água, solo e pesticidas	24
1.3.1.1	Processos de avaliação da mitigação de pesticidas e sedimentos usando faixas de vegetação.....	27
1.3.1.2	Fatores que afetam a mitigação de sedimentos e pesticidas nas faixas de vegetação.....	29
1.3.2	Estudos sobre mitigação usando faixas de vegetação sobre as perdas de água, solo e pesticidas	32
1.4	Justificativa do estudo.....	37
2	OBJETIVOS.....	38
2.1	Geral.....	38
2.2	Específicos	38
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	39
3.1	Área e pesticidas estudados	39
3.2	Avaliação do efeito da faixa de vegetação	41
3.2.1	Implantação da faixa de vegetação e instalação dos coletores de escoamento superficial	41
3.2.2	Coleta e armazenamento das amostras de escoamento superficial	44
3.2.3	Quantificação da precipitação e das perdas de água e solo	45
3.3	Metodologia analítica.....	46
3.3.1	Reagentes, solventes e padrões	46
3.3.2	Limpeza de vidraria	47
3.3.3	Preparação das soluções dos padrões	47
3.3.4	Métodos de análise dos pesticidas estudados	47
3.3.4.1	Extração dos pesticidas malationa, metolacoloro, alfa, beta e sulfato de endosulfam das amostras de água e sedimento de escoamento.....	47
3.3.4.2	Extração dos pesticidas metomil, carbofurano e diurom das amostras de água e sedimento de escoamento.....	49
3.3.5	Equipamento e condições cromatográficas	51
3.3.6	Linearidade e Intervalo de trabalho	53
3.4	Análise dos dados.....	53

4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	54
4.1	Pesticidas aplicados na área de estudo.	54
4.2	Precipitação pluviométrica, perdas de água e solo por escoamento superficial.....	56
4.3	Propriedades físicas e químicas e critérios de GOSS dos pesticidas estudados.....	60
4.4	Determinação de resíduos de pesticidas em água e sedimento	61
4.4.1	<i>Métodos de análise de resíduos de pesticidas em água e sedimento</i>	61
4.4.2	<i>Parâmetros analíticos avaliados nos métodos de análise dos resíduos de pesticidas das amostras de água e sedimento de escoamento</i>	62
4.5	Resíduos de pesticidas nas amostras de água de escoamento	65
4.6	Resíduos de pesticidas nas amostras de sedimento carregados	73
4.7	Perdas de pesticidas em água e sedimento por escoamento superficial.	77
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	86
6	CONCLUSÃO	89
7	CONTRIBUIÇÕES DO TRABALHO	89
8	DIFICULDADES ENCONTRADAS E SUGESTÕES	90
	REFERÊNCIAS.....	91

1 INTRODUÇÃO

1.1 Agricultura e os recursos hídricos superficiais

A inadequada exploração do ambiente natural e do uso dos recursos naturais, especialmente pela agricultura, vem causando desequilíbrio e comprometimento para a geração atual, e principalmente, para as futuras.

De forma a modificar este cenário, a agricultura vem passando por grandes mudanças que incluem o uso de maquinarias mais sofisticadas, diminuição da diversificação de culturas e a emergência de produtores de grande porte e mais especializados. Neste contexto, uma das mudanças é reduzir ao máximo a degradação do meio ambiente, mantendo as matas ciliares e gramíneas próximas às margens de rios e utilização de sistemas de manejos conservacionistas. A ausência da mata ciliar faz com que a água da chuva escoe sobre a superfície, não permitindo sua infiltração e armazenamento no lençol freático, reduzindo assim as nascentes, os córregos, os rios e os riachos.

O cultivo do solo promove alterações, dentre elas, a perda de matéria orgânica pela erosão, resultando numa variação nos seus conteúdos. As taxas de perda da matéria orgânica são afetadas principalmente pelo preparo do solo, especialmente pela intensidade do revolvimento, devido à influência que este apresenta sobre a temperatura, umidade e aeração, ruptura de agregados, grau de fracionamento e incorporação dos restos culturais e cobertura do solo (BAYER; MIELNICZUK, 1997).

A principal forma de erosão é a hídrica, provocada pela ação das chuvas, acarretando o transporte dos solos pelo carreamento superficial. Além das partículas de solo em suspensão, ocorre o transporte de nutrientes, ocasionando o empobrecimento gradativo dos solos agrícolas, a elevação do custo de produção e, às vezes, resultando no abandono de áreas anteriormente produtivas (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1990; PARKER et al., 1995; ANDRADE et al., 1999; VOLK; COGO; STRECK, 2004; SILVA et al., 2005a; SILVA et al., 2005b; VIEIRA, 2008).

No Brasil, os prejuízos devido à erosão hídrica têm alcançado proporções alarmantes. Segundo Bahia, Curi e Carmo (1992) são perdidas, a cada ano, 600 milhões de toneladas de solo agrícola devido à erosão. Com base em parâmetros obtidos na literatura, a estas perdas de solo estão associadas perdas de nutrientes da ordem de 4 bilhões de dólares.

Além das perdas de solo, a erosão hídrica também causa problemas à qualidade e disponibilidade de água, decorrentes da poluição e do assoreamento dos mananciais, favorecendo a ocorrência de enchentes no período chuvoso e aumentando a escassez de água no período de estiagem. Em consequência, reduz o volume de água disponível para as plantas, bem como o reabastecimento do lençol freático, o qual é responsável pela manutenção dos recursos hídricos.

Maria et al. (2001) estima as perdas de água em áreas com culturas anuais em torno de $2.519 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e, para áreas de pastagens, equivalentes a um décimo deste valor, correspondendo a uma perda em torno de 171 bilhões de m^3 de água, por ano, nas áreas ocupadas por pastagens.

Desta forma, a adoção de práticas que levem à minimização do processo de erosão hídrica é imprescindível, tornando-se necessário o desenvolvimento de estudos que visam minimizar o impacto ambiental das atividades agrícolas

1.2 Contaminação de águas superficiais por pesticidas

A contaminação de corpos d'água por pesticidas pode representar uma ameaça significativa para os ecossistemas aquáticos e recursos de água potável. Além das perdas de água e solo em áreas agrícolas, os pesticidas merecem destaque, uma vez que são aplicados devido às necessidades de controlar as populações de pragas e doenças que atacam culturas de interesse agrônômico nas quais o controle biológico ainda não é comercialmente viável. Este uso deveria ocorrer em condições controladas, isto é, que possibilitassem a produção agrícola e, ao mesmo tempo, mantivessem as condições do ambiente. Mas, muitas vezes não é assim que acontece, e após aplicações sobre as plantações, o solo e a água podem ser contaminados não-intencionalmente.

Há uma preocupação crescente com as consequências de perda de pesticida em áreas agrícolas associados aos impactos adversos sobre o meio ambiente e aos seres vivos. Acredita-se que do total aplicado, somente cerca de 0,1 % atinge o alvo específico enquanto os 99,9% restantes têm potencial para se moverem em diferentes compartimentos ambientais como as diferentes frações do solo, águas superficiais e subterrâneas. Quando aplicados, estes compostos podem rapidamente adsorver-se às partículas do solo, e dentre outros fenômenos de transportes, contaminarem os recursos hídricos superficiais por escoamento superficial, uma vez

que a agricultura exige um alto suprimento de água, o que conduz o desenvolvimento dessa atividade próximo a rios e lagos (GAYNOR et al., 2002; ARMAS; MONTEIRO, 2005; JERGENTZ et al., 2005; CABRERA; COSTA; PRIMEL, 2008; CHEN, 2009).

A contaminação das águas superficiais via escoamento superficial, é dependente de uma série de fatores, tais como: intervalo de tempo entre a aplicação dos pesticidas e as primeiras chuvas, a declividade e tipos de solo da região, quantidade aplicada e natureza química dos pesticidas. Estudos têm demonstrado que as primeiras chuvas após aplicação resultam na maior quantidade de pesticidas em águas superficiais (DOMAGALSKI et al., 1997; DABROWSKI et al., 2006).

O escoamento superficial é o transporte físico de substâncias (pesticidas, nutrientes) gerado por práticas agrícolas convencionais presentes na superfície do solo, pela água de chuva ou de irrigação que não percola no perfil do solo, quando a intensidade da chuva excede a taxa de infiltração. A água de escoamento e os sedimentos carregados são uma das principais fontes não pontual de contaminação dos recursos hídricos por pesticidas, além de promover também o processo de assoreamento dos rios.

Fay e Silva (2004) estimaram a média esperada na perda de pesticidas por escoamento superficial, obtendo 2 a 5 % para substâncias pós-molháveis, dependendo da inclinação do terreno e da resposta hidrológica e 1 % ou menos para outras formulações. Outros estudos evidenciam maiores perdas de pesticidas, como mostra Haith e Rossi (2003) que observaram perdas entre 5 e 10 % por escoamento em campos de golfe.

A contaminação da água superficial pode ocorrer com o pesticida dissolvido na água, associado ao material em suspensão, ou ambos, via escoamento superficial. Segundo Brown et al. (1995), apesar da porcentagem do pesticida aplicado no campo, que é perdida por carreamento, ser pequena, esta representa, provavelmente, a rota principal, pela qual os pesticidas usados na agricultura atingem rios ou lagos.

Diversos trabalhos na literatura evidenciam a contaminação de água superficial por pesticidas por escoamento superficial (GAYNOR et al., 2002; SOUTHWICK et al., 2003; LEU et al., 2004; JERGENTZ et al., 2005; NTOW et al., 2008; DORES et al., 2009). A presença de pesticidas em amostras de água evidencia alto risco de contaminação para o ambiente aquático e a saúde humana.

Uma vez no ambiente aquático, os pesticidas são expostos a diferentes características físicas, químicas e processos microbianos. A Figura 1 mostra, esquematicamente, os processos de fotólise, volatilização, sedimentação, ressuspensão, sorção, dessorção, biodegradação, e biotransformação (HOLT, 2000; COSTA et al., 2008).

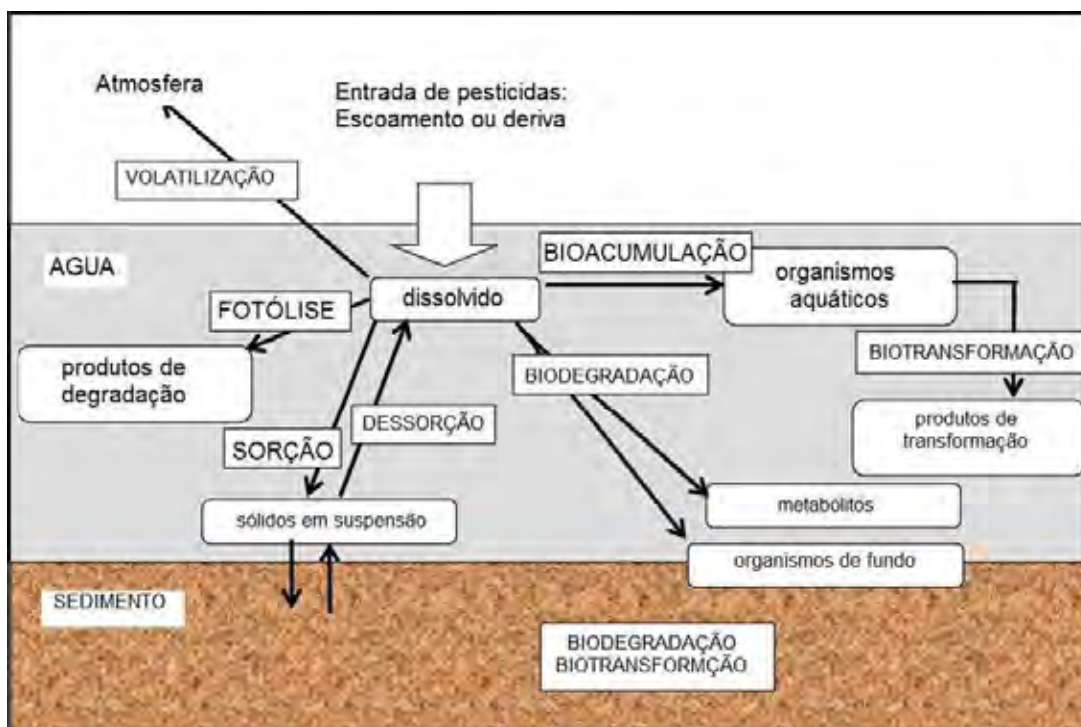


Figura 1 - Dinâmica de pesticidas em águas superficiais (adaptado de HOLVOET; SEUNTJEANS; VANROLLEGHEM, 2007).

Uma vez na água, dependendo das características físicas e químicas, os pesticidas podem tanto se ligar ao material particulado em suspensão, como se depositar no fundo dos rios, aderidos ao sedimento, ou ser absorvido por organismos, podendo então ser acumulados. Alguns pesticidas e/ou metabólitos podem também retornar à atmosfera por volatilização. Assim, fica evidenciado que há uma interação contínua dos pesticidas entre sedimento e água, influenciada pelo movimento e temperatura da água (TOMITA; BEYRUTH, 2002).

Dos processos que têm um grande impacto sobre o destino de pesticidas em águas superficiais, dois merecem destaque especial, são eles sorção-desorção e biodegradação. Ambos são fortemente influenciados pela presença de uma camada de sedimentos. O destino final de pesticidas em águas superficiais é fortemente

determinado pelo seu comportamento de sorção. Além do efeito sobre o transporte físico, a sorção também pode influenciar direta ou indiretamente a degradação do pesticida (HOLVOET; SEUNTJEANS; VANROLLEGHEM, 2007).

1.3 Mitigação

Segundo Reichenberger et al. (2007) o termo mitigação tem sido utilizado como uma prática de conservação do ambiente e empregado no sentido de redução de riscos, que inclui todas as medidas que conduzam a uma redução da entrada de pesticidas em águas superficiais e subterrâneas. O tipo de mitigação dependerá dos processos de entrada dos pesticidas no ambiente aquático, que pode ser por escoamento superficial, lixiviação, deriva e outras fontes difusas, tais como deposição atmosférica e volatilização.

A mitigação da contaminação do ambiente aquático por pesticidas pode ser realizada por diversas formas, tais como: redução dos bicos dos pulverizadores ou adição de agentes que deixam as gotas da mistura a ser aplicada mais densa; manutenção ou plantação de árvores ao longo das margens dos corpos d'água para evitar a deposição atmosférica (SNOO; WIT, 1998; MALTBY; HILLS, 2008); construção de curvas de níveis com plantação de gramíneas para interceptar o escoamento, favorecendo assim a infiltração (RICE, et al., 2004; RICE, et al., 2007; ROGERS; STRINGFELLOW, 2009); avaliação do escoamento em áreas alagadas ou em canais de drenagem (SNOO; WIT, 1998; RICE et al., 2001; RICE et al., 2004; MOORE et al., 2002; MOORE et al., 2006; MOORE et al., 2007; MOORE et al., 2008; ROSE; CROSSAN; KENNEDY, 2008); ROGERS; STRINGFELLOW, 2009); utilização de faixas de vegetação para diminuir o escoamento superficial e, conseqüentemente, o transporte de pesticidas.

Alguns estudos sobre as medidas de mitigação de pesticidas têm sido relatados na literatura, seja por fontes difusas ou por fontes pontuais, entretanto, há carência sobre as eficiências do tipo de vegetação utilizada nestes trabalhos e as diferentes formas de entrada dos pesticidas no ambiente aquático, principalmente por meio da deriva.

1.3.1 Mitigação do escoamento superficial em relação às perdas de água, solo e pesticidas

Das diversas alternativas de mitigação de pesticidas, o que tem sido descrito na literatura em maior proporção, principalmente nos últimos dez anos, é a utilização de faixas de vegetação para reter o escoamento superficial, diminuindo assim o transporte de sedimentos, nutrientes e pesticidas para águas superficiais. Este tipo de mitigação faz parte das boas práticas de conservação agrícola (BMPs – Best Management Practices) recomendado pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos para reduzir a poluição dos recursos hídricos por pesticidas e nutrientes, via escoamento superficial.

A mitigação do escoamento superficial tem sido discutida na literatura com alguns sinônimos, tais como: faixas filtro de vegetação, zonas ripárias, faixas tampão, faixas de retenção, utilizando especialmente gramíneas plantadas ao final de uma vertente¹ em área de agricultura. Elas funcionam como filtros, pois segundo Rose et al. (2002) e Borin et al. (2005) aumentam a rugosidade superficial do terreno e a infiltração da água, diminuindo o volume e a velocidade do escoamento. Desta forma, reduz o transporte de sedimentos, nutrientes e pesticidas por escoamento superficial, impedindo ou diminuindo a contaminação de águas superficiais (DILLAHA et al., 1989; MAGETTE et al., 1989; CORRELL, 1997; ANDRADE et al., 1999; SYVERSEN, 2002; ROSE et al., 2002; AORA; MICKELSON; BAKER, 2003; LUDOVICE; ROSTON; FILHO, 2003; VOLK; COGO; STRECK, 2004; VIANELLO et al., 2005; KRUTZ et al., 2005; SILVA et al., 2005a; POPOV; CORNISH; SUN, 2006; DABROWSKI et al., 2006; SMITH et al., 2008; LIU; ZHANG; ZHANG, 2008; POLETIKA et al., 2009).

As zonas ripárias, faixas estreitas de terra compostas por vegetação que margeiam rios ou corpos d'água, diferem um pouco das outras formas de mitigação, pois além de gramíneas, outros tipos de vegetação podem estar presentes, tais como árvores e arbustos, apresentando eficiências de retenção diferentes. A Figura 2 apresenta uma ilustração de uma zona ripária, constituída por gramínea e árvores.

¹ Corresponde à superfície inclinada, não-horizontal, que constitui a conexão dinâmica entre a linha divisora de águas e o fundo do vale.

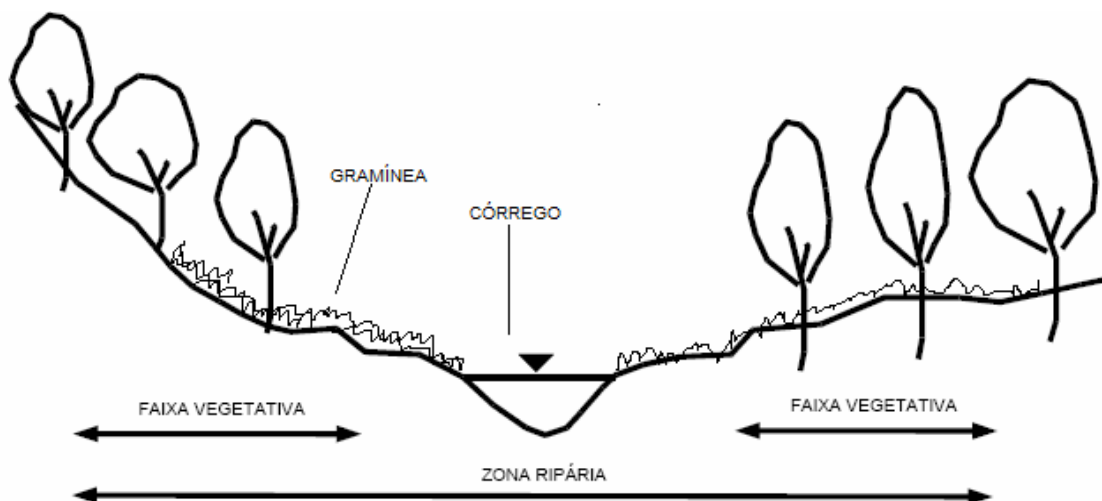


Figura 2 - Ilustração de uma zona ripária com faixa de vegetação (Adaptado de SILVA, 2003).

Strohmeier (2008) evidencia alguns benefícios das zonas ripárias em função do tipo de vegetação na preservação dos recursos hídricos superficiais e, alguns destes, são apresentando na Tabela 1. Verifica-se que para reter sedimentos, nutrientes e pesticidas, a vegetação mais indicada é a gramínea, principalmente por apresentar uma forte barreira de proteção para o escoamento.

Tabela 1 - Benefícios da zona ripária em relação ao tipo de vegetação.

Benefício	Tipo de vegetação		
	gramíneas	arbustos	árvores
Estabilização de taludes ²	baixo	elevado	elevado
Filtro de sedimentos, nutrientes e pesticidas mais aderidos aos sedimentos	elevado	baixo	baixo
Filtro de pesticidas e nutrientes solúveis	médio	baixo	médio
Proteção contra inundações	baixo	médio	elevado

O processo de retenção dominante na faixa de vegetação ocorre principalmente pela barreira física que esta proporciona ao processo de escoamento, promovendo uma redução brusca da velocidade do que é escoado, e consequentemente, favorecendo a deposição ou sedimentação dos poluentes associadas ao solo (RANKINS; SHAW; BOYETTE, 2001; SYVERSEN, 2002; KRUTZ et al., 2005; REICHEMBERGER et al., 2007; SMITH et al., 2008).

² Talude = é um plano inclinado que limita um aterro, declividade de uma faixa de terra.

Além de reduzir o escoamento, outros processos podem ser favorecidos pela presença da faixa vegetativa, tais como: aumento da infiltração da água (SEYBOLD; MERSIE; DELOREM, 2001; AORA; MICKELSON; BAKER, 2003; PATZOLD; KLEIN; BRUMMER, 2007), sedimentação das partículas sólidas e, portanto, dos pesticidas (LIU; ZHANG; ZHANG, 2008), sorção de pesticidas aos constituintes do solo e às plantas (KARTHIKEYAN et al., 2004; KRUTZ et al., 2004), contribuindo, desta forma, para a redução da concentração de pesticidas carregados pelo escoamento superficial. Entretanto, as desvantagens da faixa vegetativa, são promover a degradação dos pesticidas em compostos mais tóxicos do que o original e favorecer a lixiviação destes para águas subterrâneas (KRUTZ et al., 2006; MADRIGAL et al., 2007).

Uma vez retidos na faixa de vegetação pelos diversos processos relatados anteriormente, os pesticidas podem apresentar diferentes destinos ambientais, quando comparados às áreas sem faixa de vegetação, que dependem principalmente de suas propriedades físicas e químicas (MERSIE; SEYBOLD; TSEGAYE, 1999; SMITH et al., 2008; SABBAGH et al., 2009). Dentre os fatores que afetam o destino de pesticidas, podem ser destacados: lixiviação, sorção, degradação e fitorremediação que estão interrelacionados (MACEK; MACKOVÁ; KÁ, 2000; MEAGHER, 2000; KRUTZ et al., 2004; KRUTZ et al., 2005).

As faixas de vegetação têm contribuído para a sorção de pesticidas tanto em gramíneas quanto em solos, pois estas faixas apresentam alto teor de carbono orgânico, sendo um dos principais fatores positivos que afetam a sorção de pesticidas em solos, pois quanto mais sorvido estiver o pesticida, menor a tendência de contaminação das águas subterrâneas via lixiviação. Krutz et al. (2004), Staddon, Locke e Zablotowicz (2001) verificaram uma diminuição na mobilidade do metolaclo-ro em solos contendo faixas de vegetação, em função do aumento da sorção deste pesticida, em relação aos solos sem faixa de vegetação.

A lixiviação de pesticidas está intimamente relacionada com a retenção destes nas faixas de vegetação, particularmente para os compostos moderadamente sorvidos ao solo. Uma vez retido na faixa e pouco sorvido ao solo e às plantas, os pesticidas, com moderada solubilidade em água, podem por meio de fluxos preferenciais contaminarem o lençol freático.

Estudos têm relatado que um dos fatores que pode afetar a lixiviação dos pesticidas retidos nas faixas de retenção é a degradação, pois na vegetação ocorre

concentração de nutrientes e carbono orgânico no solo, aumentando a atividade microbiana (REUNGSANG; MOORMAN; KANWAR, 2001; STADDON; LOCKE; ZABLOTOWICZ, 2001), acelerando a degradação e mineralização dos pesticidas, quando comparado com outros tipos de solo sem cobertura vegetal (BENOIT et al., 1999; SEYBOLD; MERSIE; DELOREM, 2001; KRUTZ et al., 2006), diminuindo a possibilidade de contaminação de águas subterrâneas.

1.3.1.1 Processos de avaliação da mitigação de pesticidas e sedimentos usando faixas de vegetação

Existem três processos de se avaliar a perda de sedimentos e pesticidas por escoamento superficial usando faixas de vegetação, são eles: chuva natural, chuva simulada e escoamento simulado, que podem apresentar vantagens e desvantagens sobre a mitigação.

A simulação do escoamento pode ser realizada de duas formas: o pesticida é aplicado em parcelas e sob chuva natural o escoado é coletado em um tanque, que é distribuído sob uma faixa de vegetação apresentado, sendo coletado em pontos das parcelas ou no final para avaliar a concentração do pesticida aplicado, como em estudo realizado por Boyd et al. (2003). O segundo tipo de escoamento pode ser obtido pela distribuição do pesticida contido em um tanque, juntamente com sedimento e água, sobre a faixa de vegetação, conforme estudado por Krutz et al. (2003), Mickelson, Baker e Ahmed (2003), dentre outros. As diferenças são pequenas quando se comparam os dois tipos de simulação de escoamento, na primeira simulação o pesticida interage com as partículas dos solos e em seguida com a faixa de vegetação, já na segunda simulação o contato ocorre diretamente com a faixa.

A principal vantagem do escoamento simulado em relação aos experimentos de chuva natural e simulada é devido ao maior controle de alguns fatores, tais como intensidade do escoamento (BOYD et al., 2003) e a concentração conhecida do pesticida no início da faixa (KLOPPPEL; KORDEL; STEIN, 1997; KRUTZ et al., 2003; KRUTZ et al., 2004). A principal desvantagem nestes tipos de estudos é que as parcelas são relativamente pequenas e os resultados obtidos têm que ser extrapolados para áreas maiores para melhor entendimento do processo de mitigação para uma determinada região.

Nos experimentos de mitigação utilizando chuva simulada, os pesticidas são aplicados em uma área sob doses recomendadas para determinada cultura e o escoamento é gerado com simuladores de chuva. As desvantagens nestes tipos de experimentos são os tamanhos das parcelas para avaliar a mitigação, que geralmente são pequenas, variando de 28 a 125 m², devido às limitações dos simuladores de chuvas (TINGLE et al., 1998; RANKINS; SHAW; BOYETTE, 2001) e as intensidades das chuvas simuladas, que são baseadas no cenário de pior caso, geralmente tempestades, com intensidade pluviométrica variando de 19 a 254 cm h⁻¹ (BARFIELD et al., 1998; WEBSTER; SHAW, 1998).

A vantagem de experimentos com chuva simulada ocorre pelo fato de se ter um maior controle sobre as variáveis climáticas (momento, duração e intensidade da chuva), pois estes são realizados em uma escala menor, facilitando a avaliação dos parâmetros do solo tais como textura, matéria orgânica e compactação, declividade do terreno, características da vegetação da faixa e do escoamento superficial, facilitando a interpretação e comparação dos dados em relação aos experimentos com chuva natural. Entretanto, como os experimentos com chuva simulada geralmente são conduzidos em pequenas áreas, os dados obtidos são limitados, por isso devem ser extrapolados para o entendimento da eficiência das faixas de vegetação em áreas de grande escala, como por exemplo, para uma bacia hidrográfica.

Em estudos de mitigação utilizando chuva natural, os pesticidas são aplicados na parcela em doses recomendadas para um determinado tipo de cultura, e o escoamento superficial depende dos eventos de chuva natural. O tamanho das parcelas em experimentos de mitigação nestas condições são maiores em comparado com os de chuva e escoamento simulados, variando de 40 m² a 2,5 ha (WEBSTER; SHAW, 1998; RANKINS; SHAW; BOYETTE, 2001; VELLIDIS et al., 2002).

As principais limitações utilizando chuva natural em experimentos de mitigação são: dificuldade de controlar as variáveis climáticas, principalmente a intensidade e duração das chuvas; características do escoamento tais como volume, intensidade e fluxo. Desta forma, os dados gerados a partir de chuva natural são mais difíceis de serem extrapolados para outros cenários. No entanto, embora mais difíceis de controlarem os fatores anteriormente relatados, os experimentos utilizando chuva

natural representam dados mais realísticos sobre a eficiência de faixas de vegetação para mitigar as perdas de sedimentos e pesticidas.

1.3.1.2 Fatores que afetam a mitigação de sedimentos e pesticidas nas faixas de vegetação

A eficiência da mitigação de pesticidas e sedimentos em faixas de vegetação depende de vários fatores, que podem colaborar ou não para a retenção, evitando a contaminação e assoreamento dos recursos hídricos superficiais, tais como rios e lagos. São eles: propriedades do solo, tipo de vegetação, largura da faixa com vegetação, declividade da área, fluxo de escoamento e propriedades dos pesticidas (KRUTZ et al., 2005; LIU; ZHANG; ZHANG, 2008).

As propriedades do solo que favorecem a eficiência da faixa em reter o escoamento são: tamanho das partículas, umidade e teor de carbono orgânico. As partículas maiores do escoamento tendem a se depositar mais facilmente na faixa em relação às de menor tamanho (argilas), que necessitam de um tempo maior. No entanto, dependendo da velocidade do escoamento, as partículas menores não sedimentam na vegetação, permanecem em suspensão e são arrastadas para os corpos d'água, juntamente com os pesticidas. A umidade diminui a taxa de infiltração de água, favorecendo desta forma, o transporte via escoamento superficial. A faixa de vegetação promove aumento do teor de carbono orgânico do solo, favorecendo a retenção dos pesticidas, em função dos valores de K_{oc}.

Como relatado anteriormente, as partículas menores do solo são mais difíceis de serem retidas nas faixas, mas este fator é dependente da intensidade da chuva e da umidade do solo.

Alguns trabalhos relatam que eventos de chuva intensos saturam o solo, diminuindo a infiltração, assim, nestas condições o escoamento é pouco retido na faixa vegetativa, transportando sedimentos finos, nutrientes e pesticidas para água superficiais (BLANCO-CANQUI et al., 2004; KRUTZ et al., 2005; LIU; ZHANG; ZHANG, 2008).

O tipo de vegetação pode influenciar na mitigação de sedimentos, nutrientes e pesticidas, sendo que a mais eficiente são gramíneas (STROHMEIER, 2008; POLETIKA et al., 2009), mas a escolha deve ser baseada também em espécies que

sejam tolerantes a uma variedade de poluentes (LEVY; REDENTE; UPHOFF, 1999; KARTHIKEYAN et al., 2004).

A eficiência das gramíneas na mitigação se deve ao fato de ser uma vegetação rasteira, onde a barreira formada diminui a velocidade do escoamento, possibilitando a sedimentação das partículas do sedimento e favorecendo a infiltração da água. A literatura tem apresentado que algumas gramíneas apresentam mais eficiência em relação a outras em função das touceiras que produzem, funcionando como uma barreira fortíssima, possibilitando uma alta retenção de partículas associadas ao escoamento (MEYER; DABNEY; HARMON, 1995).

O comprimento e a largura da faixa de vegetação são fatores determinantes que afetam a eficiência de mitigação sobre as perdas de pesticidas e sedimentos, quando comparado aos outros fatores. Segundo Poletika et al. (2009) o comprimento mínimo recomendado para a implantação de uma faixa de vegetação nestes tipos de experimentos é de 4,6 m, valor este estabelecido pelo Serviço de Conservação dos Recursos Naturais dos Estados Unidos.

O que se tem mais discutido na literatura é a largura que deve ser estabelecida nas faixas de retenção, pois quanto mais larga a faixa, maior o tempo de contato do escoado com a vegetação, facilitando a deposição das partículas mais finas do sedimento. Sabbagh et al. (2009) reportam eficiências na remoção de pesticidas, dentre eles, atrazina, metolaclo, isoproturom, lindano, metribuzina, variando de 11 a 100 %, com faixas de vegetação com larguras entre 0,5 a 20 m.

Krutz et al. (2005) em uma revisão sobre mitigação de sedimentos em faixas de vegetação, com larguras variando entre 1 e 60 m, verificaram eficiências semelhantes (média de 90 %) entre as larguras de 4,6 e 60 m, confirmando a afirmação de alguns autores, de que a retenção ocorre nos primeiros 5 m (DILLAHA et al., 1989; SCHMIT; DOSSKEY; HOAGLAND, 1999; ABU-ZREIG, 2001).

A declividade do terreno interfere na eficiência de mitigação das faixas de vegetação, pois quanto menor for a declividade do terreno, mais retidos ficarão os sedimentos e pesticidas. Segundo Grismer, O'Geen e Lewis (2008) a retenção de sedimentos em faixas ocorre até a declividade de 15 %, superior a este valor, dificilmente algum material ficará retido, uma vez que a velocidade do escoamento aumentará muito com a declividade.

Franti (1997³ apud LIU; ZHANG; ZHANG, 2008) verificou retenção de 57 a 97 % de sedimento em uma faixa de vegetação com declividade variando de 3 a 12 %, onde observou que a largura da faixa de 10 m de vegetação influenciou a retenção do sedimento. Schultz et al. (1992⁴ apud SMITH, 2000) verificaram que a retenção de pesticidas em faixas de vegetação em áreas com declividade maior que 30 % é dependente da largura da faixa, pois quanto maior a declividade, maior deverá ser a largura da mesma.

A retenção de pesticidas em faixa de vegetação é dependente de suas propriedades físicas e químicas, dentre elas as duas mais importantes são: solubilidade em água e sorção ao solo (Koc). O transporte de pesticidas altamente sorvidos, com valores de Koc maiores que 1000 L kg⁻¹ ocorre aderidos aos sedimentos, e dependendo da largura da faixa, podem ficar retidos na vegetação, evitando assim a contaminação de águas superficiais (REICHENBERGER et al., 2007). Já os pesticidas moderadamente sorvidos podem ser pouco retidos na faixa e por lixiviação contaminar águas subterrâneas. Quando a sorção dos pesticidas é baixa, a solubilidade domina o transporte destes compostos por escoamento superficial, diminuindo a eficiência da faixa de vegetação.

Sabbagh et al. (2009) em revisão de trabalhos sobre mitigação de pesticidas verificaram relação entre a sorção de pesticidas ao solo e eficiência de faixas de vegetação, observando valores de 62 a 100 % de retenção para pesticidas altamente sorvidos e de 8 a 100 % para os pesticidas moderadamente sorvidos, com teores de carbono semelhantes.

De maneira geral, a eficiência de uma faixa de vegetação depende de um conjunto de fatores, que favorecem ou não a retenção de sedimentos e pesticidas. Entretanto, quando se faz uma análise de trabalhos da literatura, verifica-se uma diminuição das perdas de pesticidas e sedimentos em áreas contendo algum tipo de vegetação.

³ FRANTI, T. G. 1997. Vegetative filter strips for agriculture. **Nebraska Cooperative Extension** NF 97-352. Available at <http://www.p2pays.org/ref/20/19730.htm> (verified 1 May 2008).

⁴ SCHULTZ, J.; ROBINSON, C. A.; CRUSE, R. M. 1992. Effectiveness of vegetative filter strips. **Leopold Center Annual Report**.

1.3.2 Estudos sobre mitigação usando faixas de vegetação sobre as perdas de água, solo e pesticidas

Os trabalhos relatados na literatura sobre a eficiência da faixa de vegetação têm demonstrado ser esta uma alternativa conservacionista tecnicamente viável na mitigação de sedimentos, nutrientes e pesticidas, tendo em vista os resultados encontrados (MERSIE et al., 1999; MOORE et al., 2002; LUDOVICE; ROSTON; FILHO, 2003; VIANELLO et al., 2005; MOORE et al., 2002; PINHO et al., 2006; PATZOLD; KLEIN; BRUMMER, 2007; POLETIKA et al., 2009).

Além de estudos com experimentos de laboratório e de campo, alguns autores têm investigado, via modelos matemáticos, a eficiência de mitigação de pesticidas e sedimentos usando alguns exemplos de vegetação, observando resultados semelhantes aos obtidos experimentalmente (MERSIE et al., 1999b; PINHO et al., 2006; POLETIKA et al., 2009). Entretanto, estes estudos, geralmente, são trabalhosos e muitas vezes não apresentam a realidade sobre determinada região.

A Tabela 2 apresenta um resumo de alguns trabalhos, mais relevantes, da literatura mostrando a eficiência de mitigação de pesticidas e sedimentos, usando faixas de vegetação para retenção total ou parcial do escoamento superficial. Em todas as investigações, faixas de vegetação são empregadas com o intuito de reduzir o transporte de sedimentos e a contaminação de águas superficiais por pesticidas, com pelo menos, uma condição experimental simulada, principalmente na simulação de escoamento.

Dos trabalhos apresentados na Tabela 2, o número de pesticidas avaliados nos processos de mitigação é pequeno, no máximo três (geralmente aqueles com alta solubilidade em água e interação moderada ao solo), em relação aos que são efetivamente utilizados na agricultura. Metolaclo e atrazina são os pesticidas que se destacam nestes trabalhos, principalmente pela alta solubilidade em água e baixa sorção ao solo, sendo passíveis de transporte para águas superficiais. Entretanto, outros pesticidas muito utilizados, tais como endosufam, diurom e metomil (abordados no presente estudo) não são contemplados nestes e em outros trabalhos e merecem atenção especial, em virtude da intensidade de uso, comportamento ambiental e propriedades físicas e químicas.

Tabela 2 - Condições utilizadas em experimentos sobre mitigação de sedimentos e pesticidas descritos na literatura.

Pesticida (s)/matriz	Tipo de mitigação	Condições	Local	Referência	Resultados
clorpirifós e atrazina/ sedimento e água.	4 parcelas com faixa de vegetação (dois tipos de gramíneas) de 4,6 m de comprimento, variando a largura e o volume de escoamento em cada parcela.	Escoamento simulado contendo água, sedimento e os pesticidas, armazenados em um tanque de distribuição. Simulação de eventos de chuva de 13 mm para facilitar a distribuição do escoado na parcela. Dez pontos de coleta de amostras de escoamento superficial, na parcelas: 1, 10, 15, 30, 60, 85, 90, 120, 150 e 170 m.	Estados Unidos	Poletika et al. (2009)	Retenção de 62 e 85 % de atrazina e clorpirifós, respectivamente, pela faixa de vegetação.
lambda-cialotrina e ciflutrina	1 parcela (180 x 30 m) com solo alagado (<i>wetland</i>) composta por 5 tipos de vegetação, incluindo gramíneas e ervas.		Estados Unidos	Moore et al. (2009)	Retenção de 49 e 76 % de lambda cialotrina e ciflutrina, respectivamente, na faixa de vegetação.
<i>metolacloro</i> , <i>terbutilazina</i> e <i>isoproturom</i> / água.	4 Parcelas (20 x 35 m), algumas apresentavam 6 m de largura composta por gramíneas, árvores e arbustos, em lavouras de trigo, soja e milho. Declividade de 2 %.	Eventos de chuva simulada e natural, com coleta do escoamento no final de cada parcela.	Itália	Vianello et al. (2005)	Retenção de 66 a 100 % para os pesticidas nas parcelas de vegetação. Isoproturom menos retido na vegetação.

Tabela 2 - Condições utilizadas em experimentos sobre mitigação de sedimentos, água e pesticidas descritos na literatura (Continuação).

Pesticida (s)/matriz	Tipo de mitigação	Condições	Local	Referência	Resultados
diazinon e permetrina	3 parcelas (na forma de valas) com 116 m de comprimento, duas com 1,8 m e outra com 3 m de largura. A parcela de 3 m e uma de 1,8 m de largura foram todas preenchidas por dois tipos de vegetação, sendo uma gramínea. Declividade de 0,15 %.	Escoamento simulado contendo uma mistura dos pesticidas, água e sedimento em um tanque de distribuição. Coletas de amostras de escoamento superficial nas parcelas: início, 42, 51, 88 e 108 m.	Estados Unidos	Moore et al. (2008)	Retenção de até 50 % nas parcelas com vegetação dos pesticidas em relação à quantidade aplicada.
metolac/loro, terbutilazina e pendimetalin a/ sedimento e água.	Dois tipos de experimentos: a) 4 parcelas de 40 m de comprimento, sendo uma sem vegetação, uma somente com plantação de milho sem controle de ervas daninhas, uma com 6 e outra com 12 m de gramínea; b) 2 parcelas, sendo uma com 7 e outra com 10 m de comprimento composta por 3 m de gramínea. Nos dois experimentos, a largura das parcelas foi de 3 m.	Pesticidas aplicados nas parcelas, chuva simulada em todas as parcelas, com exceção da parcela sem faixa de vegetação e na de 3 m de gramínea. Coleta das amostras de escoamento superficial no final de cada parcela.	Alemanha	Patzold, Klein e Brummer (2007)	Retenção entre 80 e 99 % dos pesticidas pela faixa de vegetação.
parationa metílica/ sedimento	4 parcelas (50 x 5,5 m) com solo alagado (<i>wetland</i>), duas parcelas compostas por dois tipos de vegetação e duas sem vegetação.	Escoamento simulado contendo mistura do pesticida, sedimento e água em um tanque de distribuição. Amostras de escoamento coletadas em tempos determinados em vários pontos das parcelas: 2,5; 5; 10; 20 e 40 m.	Estados Unidos	Moore et al. (2006)	Nas parcelas com faixa de vegetação, não foi detectado concentrações da parationa metílica na distância de 40 m. Redução de 50 % da quantidade aplicada na distancia de 20 m dentro das parcelas com vegetação.

Tabela 2 - Condições utilizadas em experimentos sobre mitigação de sedimentos e pesticidas descritos na literatura (Continuação).

Pesticida (s)/matriz	Tipo de mitigação	Condições	Local	Referência	Resultados
atrazina e picloram/ sedimento	5 parcelas (10 x 5 m) composta por gramíneas e pinheiros. Em 2 parcelas foram avaliadas as declividades de 5, 10 e 15 %.	Escoamento simulado contendo mistura dos pesticidas, água e agregados de solos em tanques de distribuição. Amostras de escoamento coletadas em vários pontos: 2, 4, 6 e 10 m.	Estados Unidos	Pinho et al. (2006)	Retenção maior para o picloram em relação à atrazina. Não foi verificada diferença significativa na retenção dos pesticidas entre as declividades de 5 e 10 %.
glifosato, propiconazol e fenpropimorfe/ sedimento	4 parcelas, duas 5 x 5 m, duas de 7,5 x 5 m, 5 tipos de gramíneas. Declividade de 14 %.	Escoamento simulado contendo mistura dos pesticidas, partículas de solos e água em um tanque. Amostras de escoamento superficial coletadas no final de cada parcela.	Noruega	Syversen e Bechmann (2004)	Retenção de 39, 63 e 71 % de glifosato, propiconazole e fenpropimorfe, respectivamente, pela faixa de vegetação.
Atrazina/ água	3 parcelas (10 x 3 m) contendo plantação de milho. Em uma parcela foi acrescentado faixa de 5 m de braquiária e em outra 10 m. Declividade de 6 %.	Eventos de chuva simulada. Amostras de escoamento coletadas no final de cada parcela.	Brasil (São Paulo)	Ludovice, Roston e Filho (2003)	Redução de 89,7 e 73,8 % no transporte de atrazina nas faixas de 10 e 5 m de braquiária, respectivamente.

No Brasil, estudos utilizando faixas de vegetação para reter o escoamento superficial de pesticidas e sedimentos ainda são restritos, resumindo-se a um trabalho sobre mitigação de pesticidas (chuva simulada) e outro investigando sedimentos e água (chuva natural), a seguir discutidos.

Ludovice, Roston e Filho (2003) relataram o efeito de duas faixas de braquiária (5 e 10 m), acrescentadas à parcelas com dimensões de 10 m de comprimento por 3 m de largura, sobre o carreamento da atrazina, utilizando eventos de chuva simulado. Os autores verificaram eficiência na faixa de braquiária em reter os sedimentos e a atrazina em comparação com a parcela sem faixa, obtendo redução de 89,7 % e 73,8 % no transporte de atrazina nas faixas de 10 e 5 m, respectivamente.

Andrade et al. (1999) avaliaram em condição de chuva natural perdas de água e solo por erosão em Latossolo Vermelho Amarelo em oito parcelas com dimensões de 20 m de comprimento por 4 m de largura, utilizando práticas agrícolas diferenciadas, tais como: parcela sem vegetação, plantação de milho, plantação mandioca, plantação de milho com faixa de capim elefante, variando em algumas parcelas a declividade do terreno, verificando eficiência na retenção de água e sedimentos nas parcelas com faixa de vegetação.

Os outros estudos de mitigação são concentrados principalmente nos Estados Unidos e na Europa (Alemanha, Itália e Noruega), e realizados em condições experimentais.

Syversen e Bechmann (2004) verificaram a eficiência de remoção de glifosato, propiconazol, fenpropimorfe e de partículas de solo do escoamento superficial da ordem de 39, 63, 71 e 62 %, respectivamente, quando foi implantada uma faixa vegetativa de 5 m de extensão no sentido transversal ao escoamento. Os autores verificaram que o glifosato, sendo o mais sorvido ao solo (Koc variando de 461 – 1539), ficaria mais retido na faixa, o que não foi observado. Desta forma, os autores justificaram que a sorção deste pesticida ocorre preferencialmente nas partículas de *silte* e argila fina, que foram transportadas pela água de escoamento, diminuindo a retenção na faixa.

Vianello et al. (2005), Partzold, Klein e Brummer (2007) verificaram, em estudos realizados na Itália e Alemanha, eficiência de redução semelhantes para o metolacoloro em faixas de vegetação com largura de 6 m, 82 e 77 %, respectivamente.

respectivamente. No segundo estudo, os autores avaliaram também larguras de 3 e 12 m, não observando diferença de retenção para este pesticida.

1.4 Justificativa do estudo

O estado de Mato Grosso é muito rico em recursos hídricos, sendo composto por três importantes bacias hidrográficas (Pantanal, Amazônica e Araguaia). É um estado que se destaca no âmbito nacional na área da agricultura, tendo como principais culturas as de soja, algodão, milho e arroz. A região de Primavera do Leste caracteriza-se pela intensa plantação de monoculturas, dentre elas, a do algodão, que requer um elevado consumo de pesticidas durante as safras.

A cotonicultura é conhecida como uma atividade que demanda elevado uso de pesticidas, o número de aplicações pode chegar a 12 por safra, devido à necessidade de controlar a quantidade numerosa de pragas e insetos que a atacam em quase todo o seu ciclo. Assim, os recursos hídricos podem ser contaminados por pesticidas, principalmente por escoamento superficial, uma vez que a aplicação ocorre em períodos com eventos de chuvas, geralmente elevados.

Estudos realizados nesta região evidenciaram a contaminação dos recursos hídricos, principalmente os superficiais, por resíduos de pesticidas amplamente utilizados em cultura de algodão, dentre eles, os contemplados no presente estudo, apresentando como principal fonte o escoamento superficial (DORES et al., 2003; DORES, 2004; CARBO et al., 2008; DORES et al., 2009). Neste sentido, há a necessidade de estudos que visam minimizar o impacto ambiental causado pela contaminação das águas superficiais por estas substâncias. Para tanto, a implantação de faixas de vegetação próxima aos cursos d'água e a recuperação de mata ciliar têm sido apresentados na literatura como processos de mitigação de pesticidas e sedimentos a serem empregados para mitigação.

Neste contexto, este trabalho fornecerá subsídios e/ou suporte aos cotonicultores, para tomada de decisões quanto à adoção de práticas conservacionistas que minimizem os impactos ambientais do cultivo do algodão, principalmente nos aspectos referentes à contaminação dos recursos hídricos superficiais por pesticidas.

2 OBJETIVOS

2.1 Geral

Avaliar a ação mitigadora da faixa de contenção, em área de cultura de algodão, sobre as perdas de solo, água e a contaminação dos recursos hídricos superficiais por resíduos de pesticidas, via escoamento superficial, numa fazenda da região de Primavera do Leste, Mato Grosso.

2.2 Específicos

- Verificar as datas, a quantidade e os pesticidas aplicados nas duas safras de algodão (2005/2006 e 2006/2007);
- Quantificar as perdas de água e solo via escoamento superficial nas parcelas com e sem faixa de braquiária nas duas safras de algodão;
- Quantificar os resíduos de pesticidas nas amostras de água de escoamento nas parcelas experimentais nas duas safras de algodão;
- Quantificar os resíduos de pesticidas nas amostras de sedimento de escoamento nas parcelas experimentais nas duas safras de algodão;
- Quantificar a perda de pesticidas via escoamento superficial nas duas parcelas experimentais, em relação à quantidade que foi aplicado;
- Avaliar a eficiência da faixa de brachiaria em reduzir as perdas de água, solo e pesticidas via escoamento superficial, quando comparado à parcela sem faixa;
- Fornecer subsídios para os produtores da região sobre as práticas de manejo, de maneira a minimizar a contaminação dos corpos d'água por resíduos de pesticidas utilizados na agricultura.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área e pesticidas estudados

O estudo do efeito da faixa de contenção foi desenvolvido em uma vertente de uma fazenda, onde a técnica de plantio de algodão utilizada é a convencional, localizada na micro-bacia do córrego Chico Nunes, região de Primavera do Leste, Mato Grosso, apresentando as coordenadas de 15° 25' de latitude Sul e 54° 32' de longitude Oeste (Figura 3).

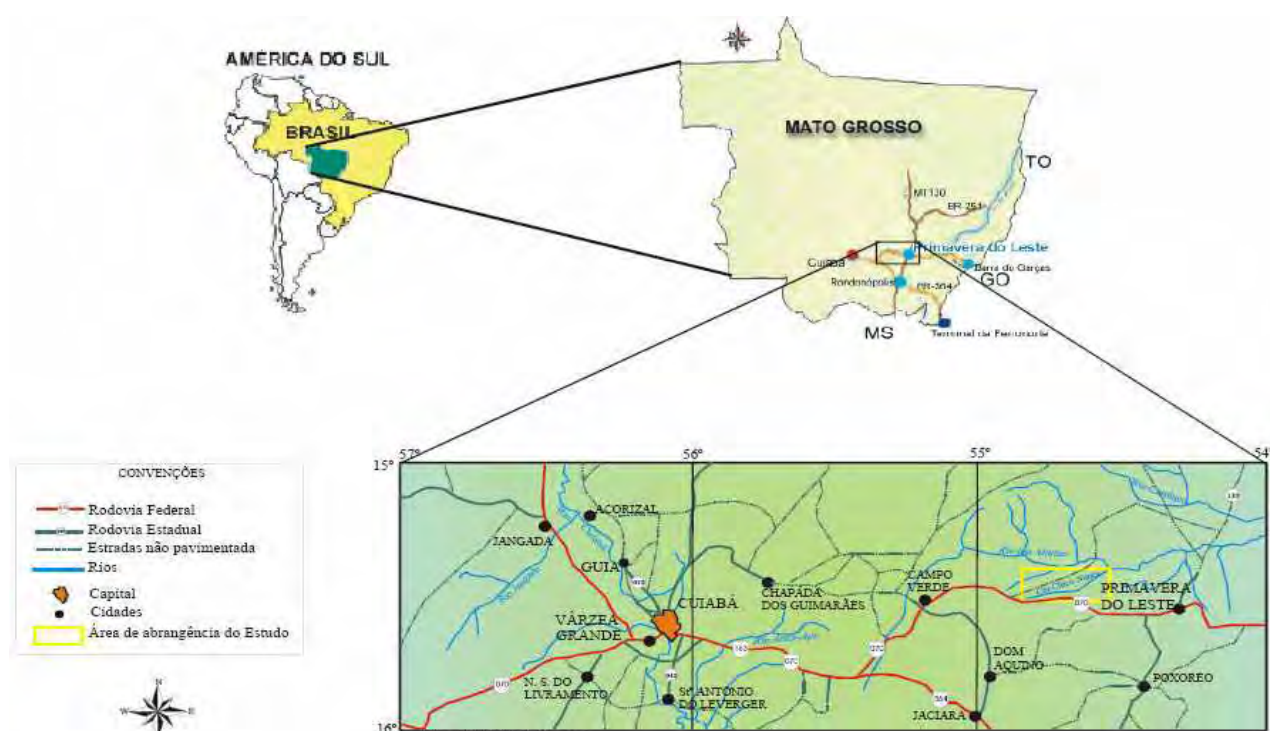


Figura 3 - Localização da área de estudo (CARBO, 2003).

Esta micro-bacia foi escolhida com base nos critérios: área com plantio de algodão há pelo menos dois anos; associação de solos típicos das áreas de produção de algodão nesta região e presença do Córrego Chico Nunes, localizado no fundo do vale, podendo representar um cenário de risco potencial de contaminação de águas superficiais e subterrâneas.

Os solos característicos da região são de textura média com as seguintes classes predominantes: Latossolo Vermelho Amarelo (LVA) - 64%, Latossolo Vermelho Escuro (LE) - 15%, Areias Quartzosas (AQ) - 20%, Hidromórfico - 1%.

Em estudo realizado por Carbo (2003), foi realizada uma topossequencia para deduzir o movimento da água. Foram analisados em campo os principais atributos do solo, tais como a textura, estrutura e porosidade, que constituem sua matriz. Verificou-se que tipo de solo predominante é o Latossolo Amarelo, com os seguintes atributos: carbono orgânico (2,2 %); areia (49,0 %); argila (34,0 %), com característica areno-argiloso.

Os pesticidas foram selecionados com base nas informações fornecidas pelo proprietário e agrônomo da fazenda onde foi desenvolvido o estudo, como aqueles utilizados na cultura de algodão nas safras 2005/2006 e 2006/2007. São eles: metomil, carbofurano (principal produto de degradação do carbosulfano), diurom, metolacolor, malationa e endosulfam alfa, beta e seu metabólito sulfato de endosulfam. Os metabólitos do diurom (diclorofenilmetiluréia; diclorofeniluréia e 3,4 dicloroanilina), que apresentam propriedades físicas, químicas e toxicológicas às do produto original, não foram estudados.

De acordo com os critérios de GOSS, os pesticidas que apresentam maior potencial de contaminação de águas superficiais são classificados em dois grupos: os que podem ser transportados dissolvidos em água e os que são transportados associados ao sedimento em suspensão (CABRERA; COSTA; PRIMEL, 2008). Aos pesticidas estudados, foram aplicados os critérios de GOSS (Tabela 3) que avaliam o risco de contaminação de águas superficiais, classificando-os em alto e baixo potencial de contaminação, em função do transporte do pesticida adsorvido aos colóides do solo ou dissolvido em água. Os compostos não enquadrados em nenhum dos critérios foram considerados como tendo potencial médio para contaminar águas superficiais.

A declividade das parcelas variaram entre 4 e 6 %, porém, como o objetivo do trabalho foi comparar dados de perda de solo, água e sedimentos em parcelas com e sem faixa de vegetação, houve a necessidade de padronizar a declividade. Para tanto, a correção da declividade foi necessária, uma vez que a declividade influencia expressivamente na quantidade de perdas de solo, água e demais substâncias carregadas pelo escoamento. Desta forma, para fazer comparação das parcelas experimentais, os dados foram corrigidos para a declividade de 9 %, uma vez que esta é a padrão para estudo de perdas de solo (WISCHMEIER; SMITH, 1958).

Tabela 3 - Critérios de GOSS para avaliação do potencial de contaminação de águas superficiais por pesticidas associados aos sedimentos e dissolvidos em água

Critérios	Condições ($t_{1/2}$ em solo = dias; Koc e solubilidade em água = mg L⁻¹)
APTAS ^a	$t_{1/2} \geq 40$ e Koc = 1000 ou $t_{1/2} \geq 40$, Koc ≥ 500 e solubilidade $\leq 0,5$
BPTAS ^b	$t_{1/2} < 1$ ou $t_{1/2} \leq 40$, Koc < 500 e solubilidade $\geq 0,5$ ou $t_{1/2} \leq 2$ e Koc < 500 ou $t_{1/2} \leq 4$, Koc ≤ 900 e solubilidade $\geq 0,5$ ou $t_{1/2} \leq 40$, Koc ≤ 900 e solubilidade ≥ 2
APTDA ^c	$t_{1/2} > 35$, Koc < 1.000.000 e solubilidade > 1 ou $t_{1/2} > 35$, Koc < 700 e solubilidade entre 10 e 100
BPTDA ^d	Koc > 1.000.000 ou $t_{1/2} < 1$ e Koc < 100 ou $t_{1/2} < 35$ e solubilidade < 0,5

^a = Alto poder de transporte associado ao sedimento; ^b = Baixo poder de transporte associado ao sedimento; ^c = Alto poder de transporte dissolvido em água; ^d = Baixo poder de transporte dissolvido em água.

3.2 Avaliação do efeito da faixa de vegetação

3.2.1 Implantação da faixa de vegetação e instalação dos coletores de escoamento superficial

O experimento foi realizado em duas parcelas (P1 e P2), cultivadas com algodão, de dimensões 10 x 40 m, sendo que a parcela P1 continha 10 m (largura) do capim braquiária (*Brachiaria decumbens*) por meio de semeadura direta. Para evitar o alastramento desta vegetação para o interior do talhão de plantio, foi realizado um manejo de roçada antes do pendoamento. Esta faixa foi implantada numa vertente, no sentido transversal ao maior declive do terreno, visando interceptar o escoamento superficial gerado numa encosta localizada entre dois terraços.

A braquiária é um capim originário da Região dos Grandes Lagos em Uganda (África). Segundo Vilela (2009) essa gramínea foi introduzida no Brasil em 1960, onde se adaptou muito bem, principalmente nas áreas dos cerrados, características da área de estudo. É uma gramínea agressiva, alastrando-se rapidamente em determinada área, impedindo qualquer processo de erosão. É pouco tolerante ao frio

e cresce bem em diversos tipos de solo, porém, requer boa drenagem e condições de média fertilidade, vegetando bem em terrenos arenosos e argilosos (solos da região). Neste contexto, este tipo de vegetação não é muito adequada para estudos de mitigação em áreas alagadas (*wetland*).

A Figura 4 apresenta um esquema das parcelas experimentais e do sistema de coleta e a Figura 5 mostra a construção das parcelas em campo e dos sistemas de coletas.

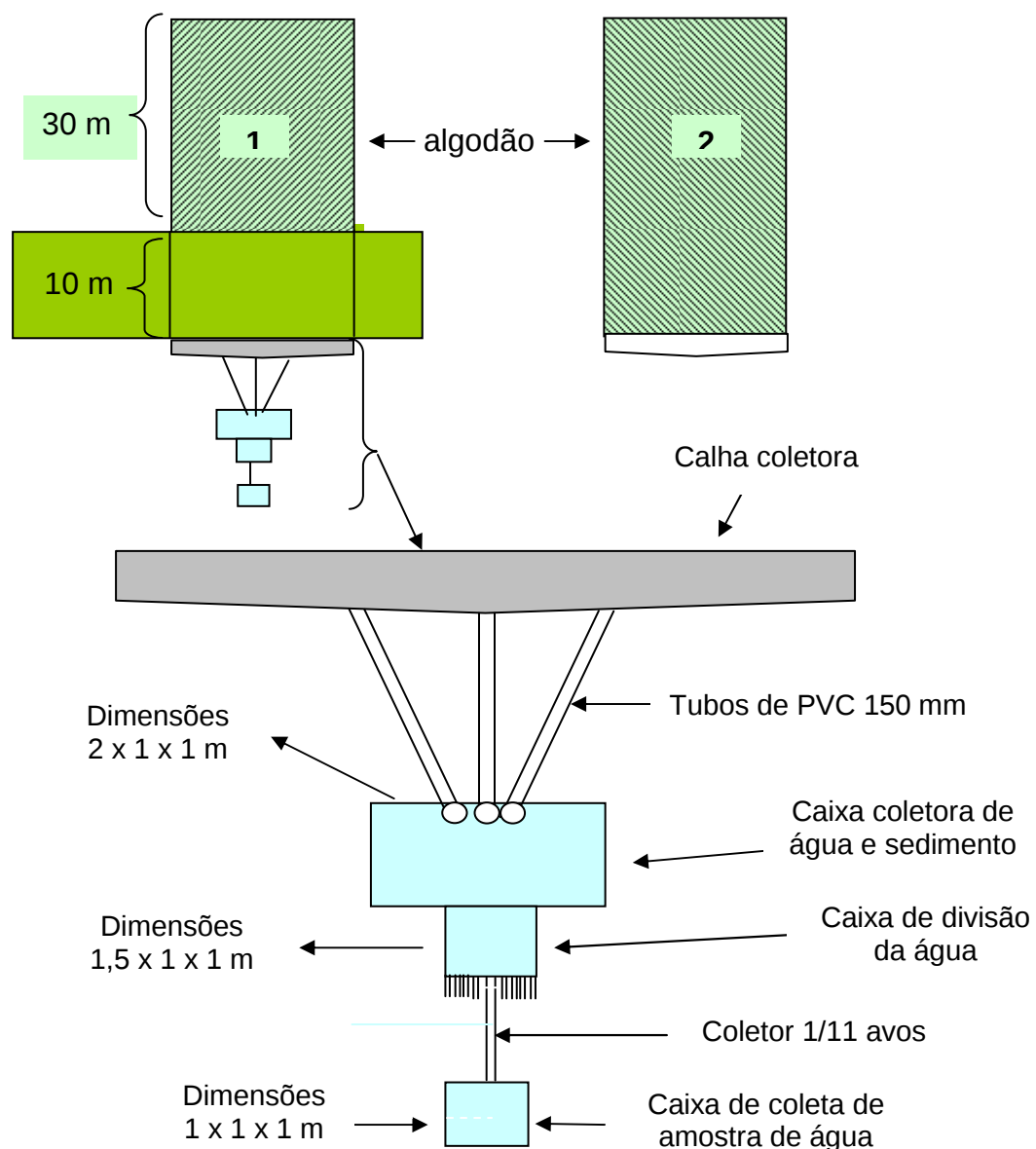


Figura 4 - Croqui das parcelas experimentais e sistema de coletas



(a)



(b)



(c)



(d)



(e)



(f)

Figura 5 - Fotografias de uma parcela experimental com sistema de coleta do escoamento superficial: **(a)** demarcação das parcelas, instalação das placas de aço e calha coletora; **(b)** caixas coletoras de água e sedimento escoados; **(c)** caixa coletora de sedimento com a manta de bidim; **(d)** parcela com a faixa de braquiária; **(e)** parcela instalada e os tubos de PVC para conduzi-rem a água e sedimentos escoados; **(f)** parcela com a cultura do algodão.

As estruturas das parcelas para a coleta das amostras de escoamento

superficial, como mostrado nas Figuras 4 e 5, estão descritas a seguir:

- a) Área de captação da chuva, delimitada por chapas de aço de 25 cm de altura, com aproximadamente 10 cm enterrados no solo;
- b) Calha coletora e tubo de PVC instalados na parte inferior das parcelas para condução do escoamento superficial até a estrutura de coleta;
- c) Estrutura de coleta posicionada na extremidade inferior da área experimental, composta por um sistema de sedimentação, onde grande parte do sedimento transportado pelo escoamento superficial ficou retida. Esta caixa continha em sua extremidade divisões do tipo *Geib* numa fração de 1/11 avos, para a qual o escoamento foi direcionado. A calha *Geib* foi utilizada para a determinação do volume total de escoamento, após os eventos de chuva;
- d) Caixa coletora da água de escoamento.

3.2.2 Coleta e armazenamento das amostras de escoamento superficial

Amostras de água e de sedimento escoados foram coletadas em eventos de chuvas naturais suficientes para provocar o escoamento superficial. As etapas de coletas do primeiro ano de experimento foram realizadas entre 03 de janeiro e 17 de abril de 2006 e as do segundo ano, entre 12 de janeiro e 21 de abril de 2007.

Amostras de água (3 L) correspondentes a cada parcela, depois de homogeneizadas, foram coletadas por meio de uma bomba de sucção em frascos de vidro âmbar (Figura 6), no máximo 24 horas após eventos de chuva. Os frascos foram devidamente etiquetados, conservadas em gelo e transportadas para o laboratório onde foram armazenadas em refrigerador ($T = 7 \pm 2^{\circ}\text{C}$) até a extração (período máximo de 3 dias armazenadas em refrigerador).



Figura 6 - Coleta de amostras de água carreada das parcelas.

As amostras de sedimentos foram pesadas, homogeneizadas e coletadas em recipientes de alumínio, embaladas em sacos plásticos, obedecendo ao mesmo procedimento de armazenamento e transporte das amostras de água.

A estabilidade dos pesticidas nas amostras de água e sedimento foi avaliada por um período de 15 dias. As amostras de água foram pré-concentradas em cartuchos com fase sólida extratora e as de sedimento mantidas nos recipientes de coleta por igual período.

Para a validação dos métodos de análise, amostras de água de rio e sedimentos, próximas da área de estudo, foram utilizadas como testemunhas.

3.2.3 Quantificação da precipitação e das perdas de água e solo

A precipitação total que incidiu sobre a área experimental, bem como a sua distribuição temporal, foi registrada por um pluviógrafo do tipo pulso, permitindo desta forma a avaliação das perdas de água e solo em função de diferentes durações e intensidades de precipitação, erosividade da chuva, entre outros aspectos.

O escoamento superficial juntamente com os sedimentos transportados da parcela foi conduzido por meio de tubos de PVC (100 mm) para uma estrutura de coleta posicionada na extremidade de menor cota da área experimental. Nesta estrutura os sedimentos transportados foram retidos numa caixa de deposição e o escoamento superficial foi conduzido para caixas retangulares, as quais tinham um vertedor na sua extremidade final. A altura de lâmina vertente sobre este vertedor foi registrada, visando à determinação da vazão do escoamento superficial. Após passar pelo vertedor, o escoamento foi conduzido para dois tanques interligados com calhas divisoras do tipo Geib na fração de 1/11, para a quantificação do volume total de escoamento e coleta de água escoada para determinação de pesticidas perdidos por carreamento.

A lâmina de escoamento superficial foi obtida pela relação entre o volume total escoado e a área da parcela experimental.

$$L_{esc} = \frac{V_{esc}}{A}$$

em que,

L_{esc} = lâmina total de escoamento superficial;

V_{esc} = volume total de escoamento superficial,

A = Área da parcela experimental.

As perdas de solo foram quantificadas pelo método direto (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1990), por meio da coleta dos sedimentos transportados juntamente com o escoamento superficial até a estrutura de coleta, localizada à jusante de cada parcela experimental. Nesta estrutura de coleta, foi colocada uma manta de bidim (Bidim OP 30 – para retenção de sedimentos), previamente pesada, para possibilitar a coleta das partículas de solo transportadas pelo escoamento, durante a ocorrência das chuvas.

3.3 Metodologia analítica

3.3.1 Reagentes, solventes e padrões

Para a realização das análises foram utilizados os seguintes solventes, reagentes e padrões:

- ✓ Sulfato de Sódio Anidro (Na_2SO_4), J. T. Baker, ACS.
- ✓ Estirenodivinilbenzeno (SDVB) supelclean, Supelco.
- ✓ C_{18} (Bakerbond octadecyl), J. T. Baker.
- ✓ n-Hexano 95 %, Mallinckrodt UltiMAR, para análise de resíduos.
- ✓ Acetona 96 %, Mallinckrodt UltiMAR, para análise de resíduos.
- ✓ Metanol 97 %, Mallinckrodt ChromAR, para análise de resíduos.
- ✓ Acetato de Etila 97 %, Mallinckrodt Nanograde, para análise de resíduos.
- ✓ Tolueno 96 %, Mallinckrodt UltiMAR, para análise de resíduos.
- ✓ Padrões dos pesticidas da Dr. Ehrenstorfer GmbH: metomil, carbofurano, diurom, metolaclor, malationa e endosulfam α e β e seu metabólito sulfato de endosulfam e como padrões internos α HCH e terbutilazina, com pureza variando entre 98 e 99,5 %.

3.3.2 Limpeza de vidraria

A vidraria foi lavada com detergente Extran Alcalino MA-01 (Merck), em seguida enxaguada abundantemente com água de torneira, água deionizada (processada por um deionizador de membrana de osmose reversa) e acetona PA Synth; seca em estufa com circulação de ar à temperatura de 100 °C por aproximadamente 2 horas, com exceção do material volumétrico.

3.3.3 Preparação das soluções dos padrões

A partir dos padrões, foram preparadas soluções estoque de cada pesticida em acetonitrila e tolueno (concentração aproximada de 100 µg mL⁻¹), e a partir destas, soluções de trabalho em concentrações de 10 µg mL⁻¹. As soluções mistas foram preparadas por diluição das soluções intermediárias na concentração de 1 µg mL⁻¹. As soluções de trabalho, utilizadas para construção das curvas analíticas dos pesticidas, foram preparadas a partir das soluções mistas. As soluções estoque, intermediária e mista foram armazenadas em frascos de vidro com tampa de teflon e matindas à -18°C por um período de 1 ano, 5 meses e 1 mês, respectivamente.

3.3.4 Métodos de análise dos pesticidas estudados

Além dos pesticidas deste trabalho, os métodos de análise, tanto de CLAE quanto de CG, foram aplicados para outros que não foram aplicados na cultura de algodão, mas também em culturas que também são estudadas pelo grupo de pesquisa do Laboratório de Análise de Resíduos de Pesticidas (LARP/UFMT), tais como soja e milho. Desta forma, algumas etapas foram realizadas para garantir a extração eficiente de outros pesticidas, tais como, ajuste de pH.

3.3.4.1 Extração dos pesticidas malationa, metolacoloro, alfa, beta e sulfato de endosulfam das amostras de água e sedimento de escoamento

A extração dos pesticidas das amostras de água foi feita baseada no trabalho de Laabs et al. (2000), com algumas modificações (ajuste de pH entre 6,5 – 7,5, eluição com porções de 10 mL de hexano, 10 mL da mistura de solventes

hexano:acet. Etila (7:3 v/v) e 5 mL de acetato de etila) e das amostras de sedimento de escoamento foi realizada tendo como base o procedimento descrito por Laabs et al. (1999). Para tanto, foram realizados estudos de recuperação com os pesticidas em três níveis de fortificação e seis repetições para cada nível, avaliando alguns parâmetros de validação, tais como, exatidão e precisão.

Para as amostras de água, volumes correspondentes a 500 mL foram filtradas em membrana de fibra de vidro de 0,45 µm de tamanho de poro e o valor de pH ajustado entre 6,5 a 7,5. Usando um sistema de extração a vácuo, as amostras foram pré-concentradas em cartuchos contendo 1,0 g de C18, previamente condicionados com 5 mL de metanol e 5 mL de água deionizada. Após a percolação da amostra pelo cartucho, este foi centrifugado por 5 minutos (baixa rotação, para retirada do excesso de água do cartucho) e posteriormente eluído com porções de 10 mL de acetato de etila, 10 mL da mistura de solventes, hexano:acetato de etila (7:3 v/v) e 5 mL de hexano; o eluato foi recolhido em balões em formato de pêra passando por um funil de vidro contendo lã de vidro e 2,0 g sulfato de sódio anidro. O eluato foi concentrado em evaporador rotatório a 45 °C, até o volume de aproximadamente 0,5 mL. O concentrado foi retomado em tolueno, transferido para um frasco autoamostrador contendo padrão interno α -HCH e analisado por CG-EM.

Para as amostras de sedimento de escoamento, pesaram-se em erlenmeyer 20,0 g de amostra, ao qual foram adicionados 50 mL da mistura de solventes, acetona:acetato de etila:água (2:2:1 v/v) e submetido à agitação mecânica por 4 horas (90 rpm). Em seguida, o extrato foi filtrado usando papel de filtro, faixa média, e concentrado em evaporador rotatório (45 °C). O concentrado foi transferido para um funil de separação, no qual foram adicionados 30 mL de solução saturada de cloreto de sódio e extraído com três porções de 30 mL de diclorometano. A fase orgânica foi filtrada em funil de vidro, contendo sulfato de sódio anidro e lã de vidro. O eluato foi concentrado em evaporador rotatório, retomando com alíquotas de tolueno em frasco autoamostrador, contendo padrão interno α -HCH e analisado por CG-EM.

Os esquemas dos métodos de análise de pesticidas em água e sedimentos de escoamento por CG-EM são apresentados nas Figuras 7 e 8.

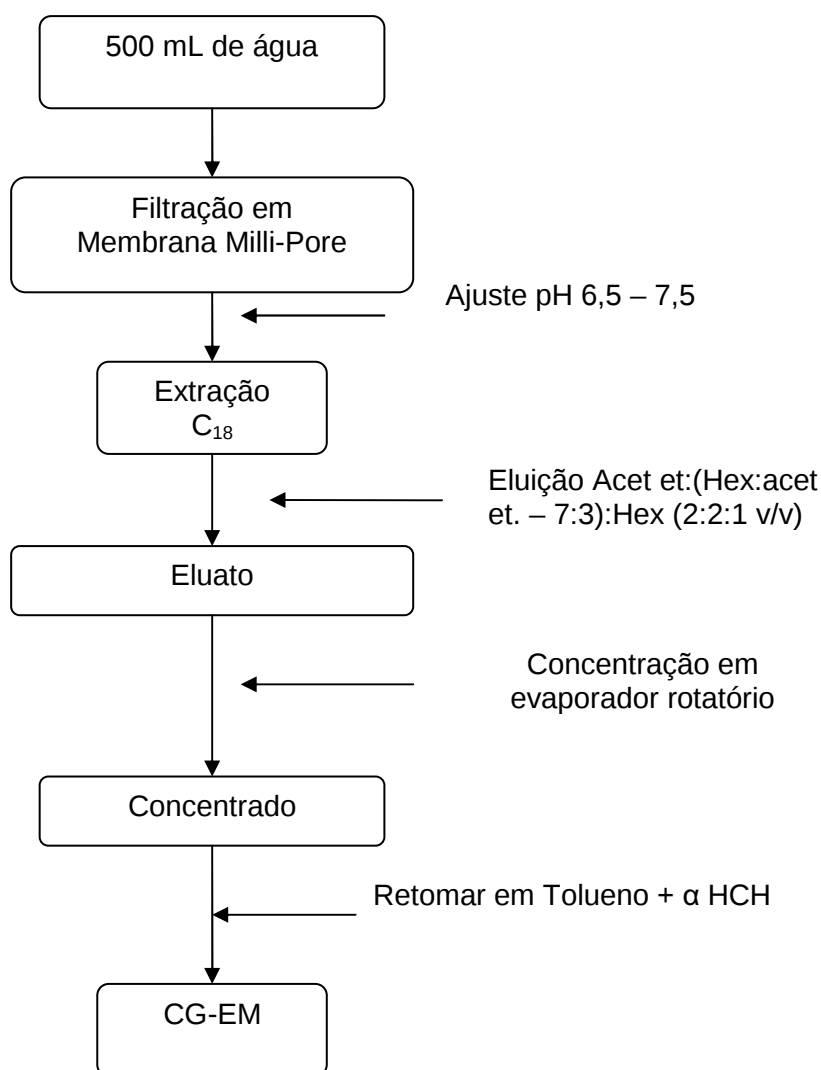


Figura 7 - Esquema do método de análise dos pesticidas em água por CG-EM.

3.3.4.2 Extração dos pesticidas metomil, carbofurano e diurom das amostras de água e sedimento de escoamento

A extração dos pesticidas das amostras de água foi realizada baseada no trabalho de Carbo et al. (2008). Amostras de água, correspondentes a um volume de 500 mL, foram filtradas em membrana de fibra de vidro de 0,45 µm de tamanho de poro e o valor de pH ajustado entre 7,0 – 7,5. As amostras foram pré-concentradas em cartuchos contendo 200 mg da fase sólida SDVB previamente condicionados com 5mL de metanol e 5 mL de água. Em seguida, os cartuchos foram centrifugados por 5 minutos, eluídos com três porções de 5 mL da mistura de solventes, metanol:acetonitrila (7:3 v/v), os eluatos concentrados em evaporador rotatório a 45 °C e retomados com acetonitrila (1 mL).

As amostras de sedimento, foram pesadas em tubo de centrífuga (15,0 g), extraídas com 45 mL da mistura de solventes, acetona:acetato de etila:(KCl:HCl) pH 2, preparada com 250 mL de KCl 0,2 mol L⁻¹ e 65 mL de HCl 0,2 mol L⁻¹, (2:2:1 v/v), submetidas à agitação por um período de 3,5 horas, centrifugadas e os sobrenadantes concentrados; em seguida foram adicionados 180 mL de água, a solução resultante foi transferida para um béquer, ajustando-se o valor de pH para 7 e pré-concentrada em fase sólida utilizando 200 mg de SDVB. A eluição foi realizada com duas porções de 10 mL da mistura acetonitrila:metanol (7:3 v:v), o eluato concentrado em evaporador rotatório, retomado em acetonitrila (1 mL) com adição do padrão interno, terbutilazina e analisado por CLAE-DAD.

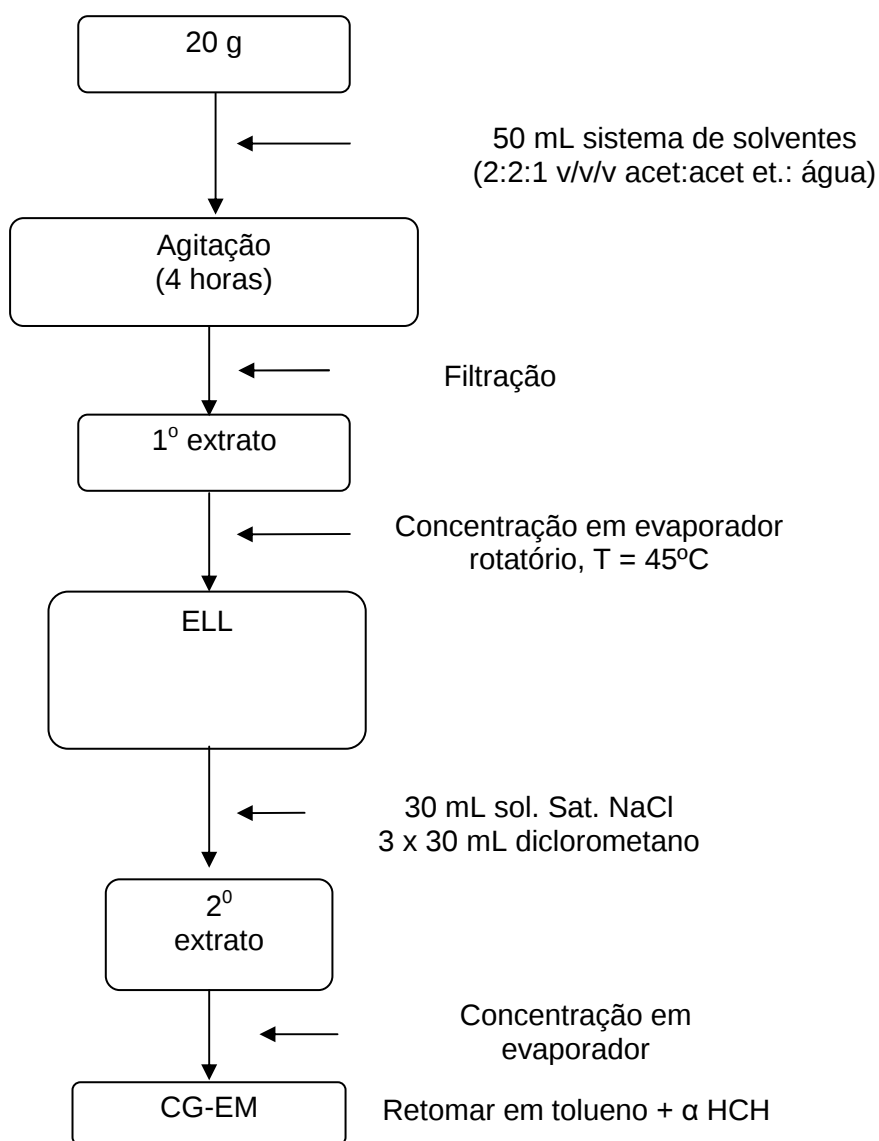


Figura 8 - Esquema do método de análise dos pesticidas em sedimento por CG-EM.

Os esquemas dos métodos de análise de pesticidas em água e sedimentos de escoamento por CLAE-DAD são apresentados nas Figuras 9 e 10.

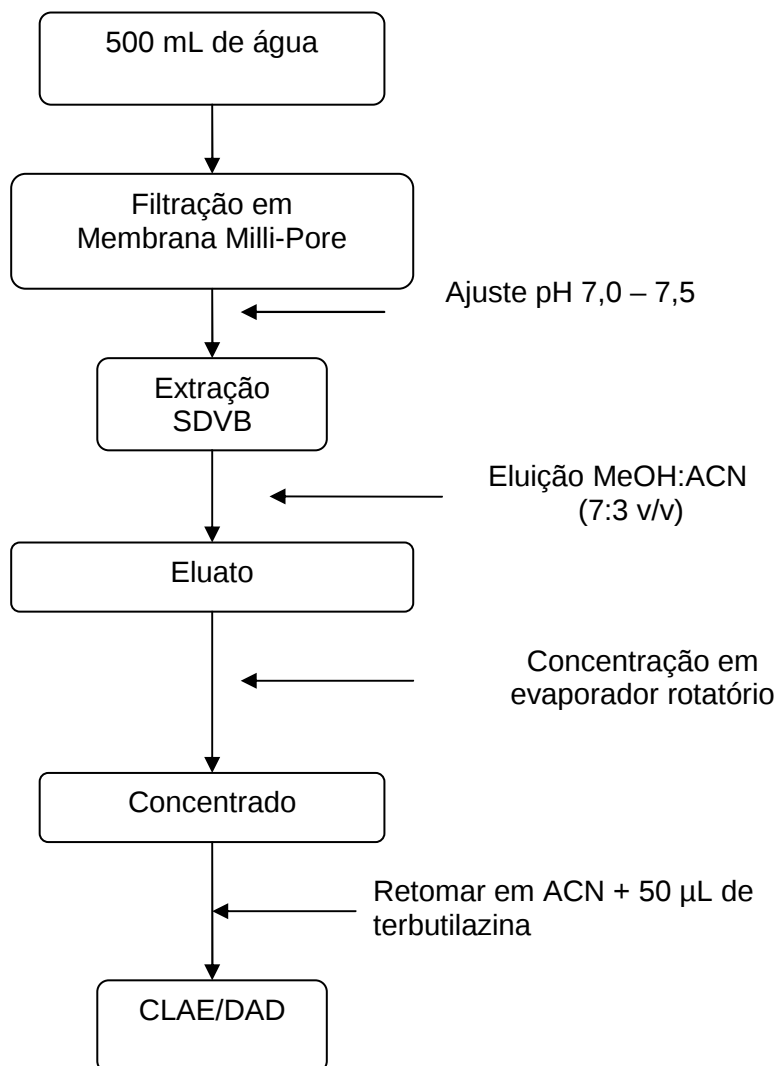


Figura 9 - Esquema do método de análise dos pesticidas em água por CLAE-DAD.

3.3.5 Equipamento e condições cromatográficas

Os cromatógrafos utilizados neste estudo foram:

a) cromatógrafo a gás modelo HP 6890 com detector espectrômetro de massas modelo HP 5973, equipado com uma coluna HP 19091M – 433, fase HP-5 (5 % de fenil metil siloxano), 30,0 m x 250 µm e amostrador automático; b) cromatógrafo a líquido, modelo Varian, equipado com um injetor automático modelo 410 autosampler, bomba quaternária modelo 240 e detector por arranjos de diodos modelo 330, coluna Omnisphere 5 µm C₁₈ (250 mm x 4,6 mm I.D.) e coluna de guarda (20 mm x 4,6 mm I.D.) com a mesma fase da coluna.

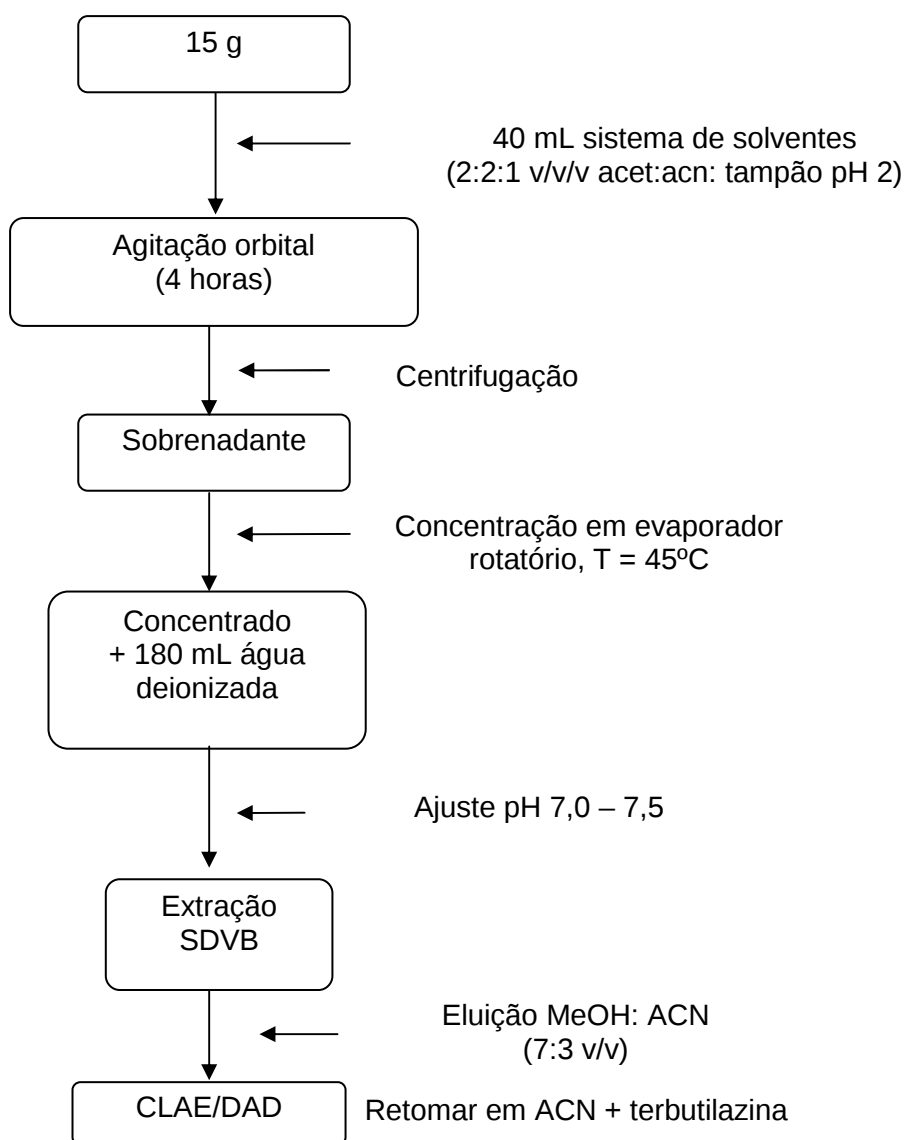


Figura 10 - Esquema do método de análise dos pesticidas em sedimento por CLAE-DAD.

Para a separação adequada dos analitos no sistema CG-EM, foi desenvolvida uma programação de temperatura do forno: temperatura inicial de 70 °C mantida por 1 min., seguida de três etapas de aquecimento: 20 °C min⁻¹ até 150 °C; 3 °C min⁻¹ até 180 °C e 10 °C min⁻¹ até 240 °C mantida por 1 min. As demais condições de análise foram: volume injetado de 1 µL (sem divisão), He como gás de arraste e vazão de gás de 1 mL min⁻¹.

Para a separação adequada dos analitos no sistema CLAE-DAD, foi empregada vazão constante de 1 mL min⁻¹ e eluição por gradiente com a seguinte programação: composição inicial ACN:H₂O 18:82 v/v, ACN:H₂O 40:60 v/v até 6 min,

ACN:H₂O 80:20 v/v até 35 min, ACN:H₂O 90:10 v/v até 40 min, ACN:H₂O 100:0 v/v até 45 min, mantido constante por 3 min. O volume injetado foi 20 µL e as amostras foram quantificadas em 230 nm.

As amostras foram injetadas no CG-EM usando o método de aquisição de dados de maior sensibilidade e seletividade SIM (selected ion monitoring) ou monitoramento de íons selecionados. As amostras foram quantificadas, utilizando o “Enhanced Chemstation” software da Hewlett-Packard.

3.3.6 Linearidade e Intervalo de trabalho

As faixas lineares de resposta do detector foram determinadas por injeção, em duas repetições, de soluções padrões utilizando cinco concentrações, sendo que para CLAE-DAD foram injetadas as concentrações: 0,3; 0,5; 1,0; 5,0 e 10,0 µg mL⁻¹ e para o CG-EM as concentrações: 0,1; 0,5; 1,0; 5,0 e 10,0 µg mL⁻¹.

O intervalo de trabalho corresponde à faixa entre o menor e o maior nível de concentração que possa ser determinado com precisão e exatidão, usando a linearidade do método (BRITO et al., 2003; RIBANI et al., 2004).

Os cálculos de concentração dos resíduos de pesticidas nas amostras foram feitos utilizando curvas analíticas, construídas a partir de cinco soluções padrão mistas, de concentrações entre 0,1 e 10,0 µg mL⁻¹ para CG-EM e entre 0,3 e 10 µg mL⁻¹ para CLAE-DAD. As soluções padrão e os extratos foram sempre injetados duas vezes no cromatógrafo.

3.4 Análise dos dados

Após a quantificação da perda do volume de água e sedimento e das concentrações dos resíduos de pesticidas nas amostras de água e sedimentos, foram realizados cálculos no intuito de se obter a perda de pesticidas nos dois tipos de parcelas experimentais, determinada pela porcentagem de massa perdida por pesticida em relação à quantidade aplicada nas parcelas. Em resumo, foi avaliada a perda total em água e sedimento no período de amostragem e em seguida foi calculada a eficiência de retenção de pesticidas, água e sedimentos em relação à parcela sem faixa de vegetação.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Pesticidas aplicados na área de estudo.

Seis princípios ativos, entre herbicidas e inseticidas, de cinco classes químicas diferentes, foram utilizados entre os meses de janeiro e fevereiro, nas duas safras de algodão (2005/2006 e 2006/2007). Na Figura 11 são mostradas as estruturas químicas dos pesticidas.

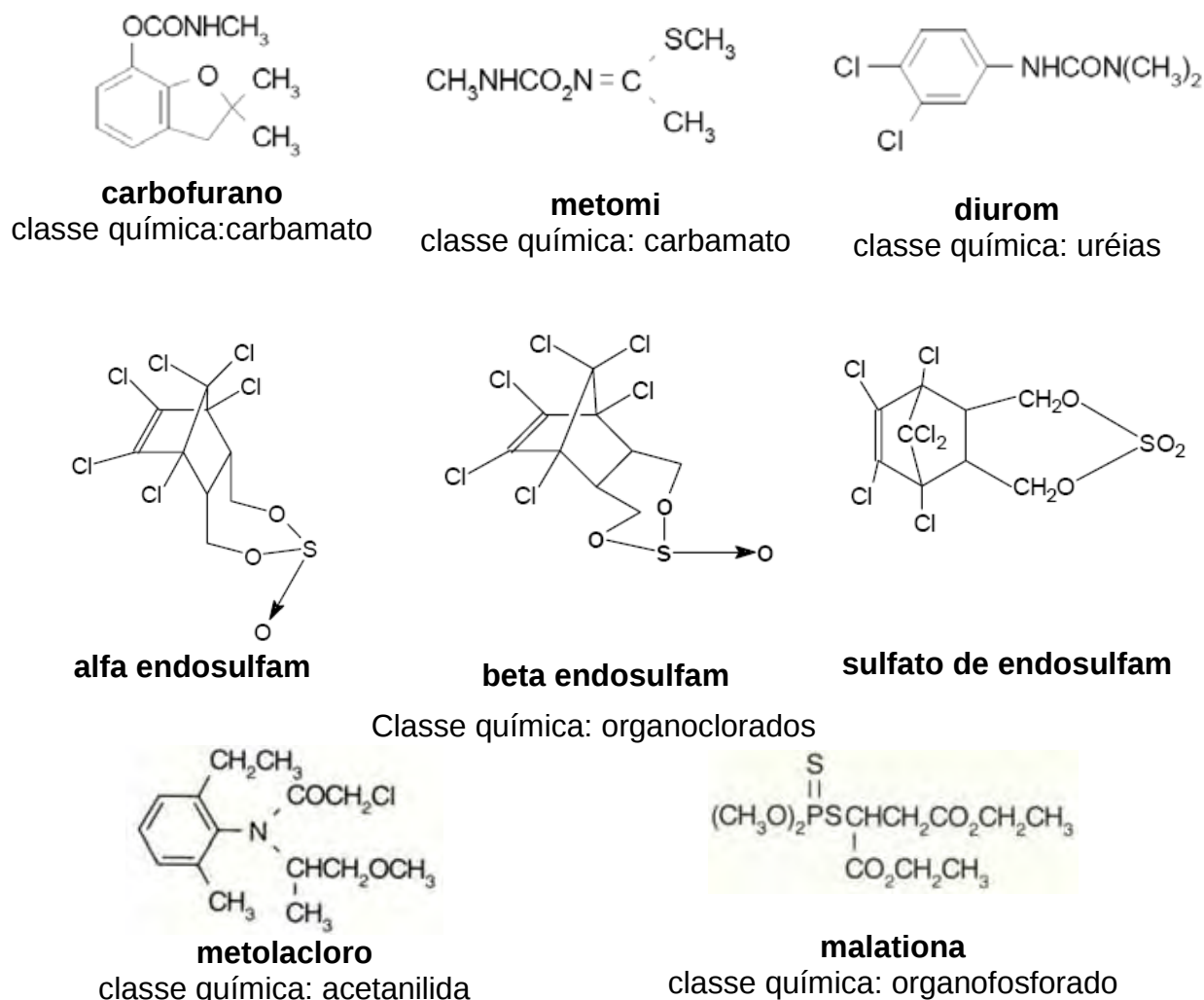


Figura 11 - Estruturas e classes químicas dos pesticidas estudados

O cenário de aplicação de pesticidas geralmente não varia muito de uma safra para outra, sendo utilizados os mesmos compostos, como mostram as Tabelas 4 e 5. Praticamente, o que varia um pouco é a quantidade aplicada de um determinado pesticida. No entanto, um novo composto pode ser necessário, se ocorrer o surgimento de uma praga não existente em safras anteriores, porém, nas duas

etapas de estudos, este fato não foi observado. Desta forma, os fatores que podem diferenciar as perdas dos resíduos de pesticidas em água e sedimento, são a quantidade e intensidade da precipitação pluviométrica.

Tabela 4 - Pesticidas aplicados na cultura do algodão na área de estudo na safra 2005/2006

Produto comercial (pc)	Conc.	Ingrediente Ativo (ia)	Cat. de uso	Aplicação 2006	Quantidade aplicada	
					pc	ia (g ha ⁻¹)
Dual Gold	960 g L ⁻¹	metolacoloro	herb.	01/01	0,6 L ha ⁻¹	549
Karmex	800 g kg ⁻¹	diurom	herb.	01/01	1,0 kg ha ⁻¹	880
Gramocil	100 g L ⁻¹	diurom	herb.	01/01	0,8 L ha ⁻¹	
Methomex	215 g L ⁻¹	metomil	inset	18/01	0,6 L ha ⁻¹	258
Methomex	215 g L ⁻¹	metomil	inset	01/02	0,6 L ha ⁻¹	
Marshal	400 g L ⁻¹	carbosulfano	inset	06/02	0,5 L ha ⁻¹	200
Dissulfan	350 g L ⁻¹	endosulfam	inset	06/02	2,0 L ha ⁻¹	700
Malathion	500 g L ⁻¹	malationa	inset	13/02	1,0 L ha ⁻¹	500
Marshal	400 g L ⁻¹	carbosulfano	inset	15/02	0,5 L ha ⁻¹	200
Methomex	215 g L ⁻¹	metomil	inset	15/02	0,8 L ha ⁻¹	172
Marshal	400 g L ⁻¹	carbosulfano	inset	18/02	0,5 L ha ⁻¹	200
Dissulfan	350 g L ⁻¹	endosulfam	inset	18/02	2,0 L ha ⁻¹	700
Marshal	400 g L ⁻¹	carbosulfano	inset	22/02	0,4 L ha ⁻¹	180
Methomex	215 g L ⁻¹	metomil	inset	22/02	0,8 L ha ⁻¹	172

Tabela 5 - Pesticidas aplicados na cultura do algodão na área de estudo na safra 2006/2007

Produto comercial (pc)	Conc.	Ingrediente ativo (ia)	Cat. de uso	Aplicação 2007	Quantidade aplicada	
					pc	ia (g ha ⁻¹)
Dual Gold	960 g L ⁻¹	metolacoloro	herb.	01/01	0,6 L ha ⁻¹	549
Karmex	800 g kg ⁻¹	diurom	herb.	01/01	1,0 kg ha ⁻¹	
Gramocil	100 g L ⁻¹	diurom	herb.	01/01	0,8 L ha ⁻¹	1280
Diurum	500 g L ⁻¹	diurom	herb.	01/01	0,8 L ha ⁻¹	
Methomex	215 g L ⁻¹	metomil	Inset.	17/01	0,6 L ha ⁻¹	278
Methomex	215 g L ⁻¹	metomil	Inset.	01/02	0,7 L ha ⁻¹	
Marshal	400 g L ⁻¹	carbosulfano	Inset.	07/02	0,6 L ha ⁻¹	240
Dissulfan	350 g L ⁻¹	endosulfam	Inset.	07/02	2,0 L ha ⁻¹	700
Malathion	500 g L ⁻¹	malationa	Inset.	13/02	1,0 L ha ⁻¹	500
Marshal	400 g L ⁻¹	carbosulfano	Inset.	16/02	0,5 L ha ⁻¹	200
Methomex	215 g L ⁻¹	metomil	Inset.	16/02	0,8 L ha ⁻¹	172
Marshal	400 g L ⁻¹	carbosulfano	Inset.	19/02	0,5 L ha ⁻¹	200
Dissulfan	350 g L ⁻¹	endosulfam	Inset.	19/02	2,0 L ha ⁻¹	700
Marshal	400 g L ⁻¹	carbosulfano	Inset.	21/02	0,4 L ha ⁻¹	180
Methomex	215 g L ⁻¹	metomil	Inset.	21/02	0,8 L ha ⁻¹	172

Dos pesticidas, o diurom e o endosulfam foram aplicados em maior quantidade, nas duas safras, nos meses de janeiro e fevereiro, respectivamente. Comparando as duas safras, houve um pequeno aumento na quantidade aplicada de diurom e

metomil na segunda safra. Por outro lado, os demais pesticidas foram utilizados nas mesmas doses, apenas com pequenas variações nas datas de aplicação.

O carbosulfano, um dos pesticidas aplicados, possui rápida degradação em água e solo, 12 horas e aproximadamente 5 dias, respectivamente (CARBO et al., 2008), resultando, como principal produto, o carbofurano, por esta razão, somente o produto de degradação foi analisado nas amostras de água e sedimento.

O estudo de mitigação usando faixas de vegetação em pelo menos duas safras ou períodos fornece uma informação mais detalhada da eficiência de retenção de pesticidas pela vegetação, pois favorece um acúmulo de matéria orgânica no solo, conseqüentemente, aumentando a atividade microbiana, contribuindo para a sorção e degradação total de pesticidas (VIANELLO et al., 2005).

4.2 Precipitação pluviométrica, perdas de água e solo por escoamento superficial

A precipitação total do período de coleta (janeiro a abril) e a quantidade de água e solo perdidos por escoamento superficial em cada parcela experimental (P1 e P2, com e sem faixa de braquiária, respectivamente) estão apresentadas na Tabela 6. Analisando o volume de água e a massa de solo perdidos nas duas safras de estudo, verifica-se a eficiência da faixa de braquiária em reduzir as perdas, tanto de água quanto de solo, com diferenças pequenas na primeira safra. Entretanto, na segunda safra o volume de água e a massa solo perdidos por escoamento superficial foram muito elevados na parcela P2, quando a precipitação foi menor.

A elevada perda de água e solo na segunda safra pode ser devida a eventos de chuva mais intensos, quando comparada à primeira safra, na qual ocorreram vários eventos de chuva, porém com baixa intensidade, ocasionando menor perda de solo e água.

Tabela 6 - Precipitação pluviométrica, perda total de água e solo carregados das parcelas P1 (com faixa) e P2 e porcentagem de redução das duas safras do estudo

Matriz	Safra	Precipitação (mm)	P1	P2	% Redução
água	2005/2006	1361	693.539	1.033.327	33
(L ha ⁻¹)	2006/2007	1008	105.323	1.215.835	91
solo seco	2005/2006	1361	301	629	52
(kg ha ⁻¹)	2006/2007	1008	268	1.894	86

A perda de solo na parcela com faixa de vegetação foi no mínimo 52 % menor quando comparada com a parcela sem faixa, evidenciando o efeito da braquiária em reduzir transporte de solo para corpos d'água. Resultados semelhantes de redução nas perdas de solo, utilizando faixas de vegetação, foram obtidos por Liu, Zhang e Zhang (2008) e Poletika et al. (2009). No primeiro trabalho, os autores verificaram redução de 95,2 % utilizando faixa de vegetação de 10 metros de largura. No segundo, a redução na perda de solo variou entre 54,1 e 93,8 % utilizando uma faixa com largura de 4,6 metros.

Andrade et al. (1999) realizaram um estudo avaliando perdas de solo por escoamento superficial utilizando vários tratamentos em parcelas de dimensões de 20 m de comprimento por 4 m de largura. Foram avaliados sete tratamentos, dentre os quais, uma parcela com plantação de milho e estreita faixa de vegetação (capim elefante) na parte inferior da mesma e, outra parcela sem plantação e vegetação. Os autores verificaram perda de até 30 vezes superior na parcela sem vegetação (8.100 kg ha^{-1}) quando comparada com a parcela com vegetação (300 kg ha^{-1}) com precipitação em torno de 1160 mm e declividade de 7 %, condições estas semelhantes às do presente estudo. Em termos de eficiência da faixa de vegetação, os resultados obtidos pelos autores do trabalho são semelhantes aos obtidos neste estudo para a parcela com faixa de vegetação, porém na parcela sem faixa de vegetação, a perda foi 7 vezes superior.

As Figuras 12 a 15 evidenciam as perdas de água e solo e a precipitação pluviométrica acumulada em cada etapa de coleta das amostras. Os eventos de chuvas apresentaram comportamentos diferentes nas duas safras. Na primeira safra ficaram mais centrados nos meses de março e abril e os da segunda safra no mês de março, com intensidade alta, acarretando elevada perda de água e solo. A baixa intensidade dos eventos de chuva na primeira safra de estudo, provocou menores perdas de água e solo, tanto que no mês de fevereiro não foi possível realizar coleta de amostras, por não haver escoamento superficial registrado.

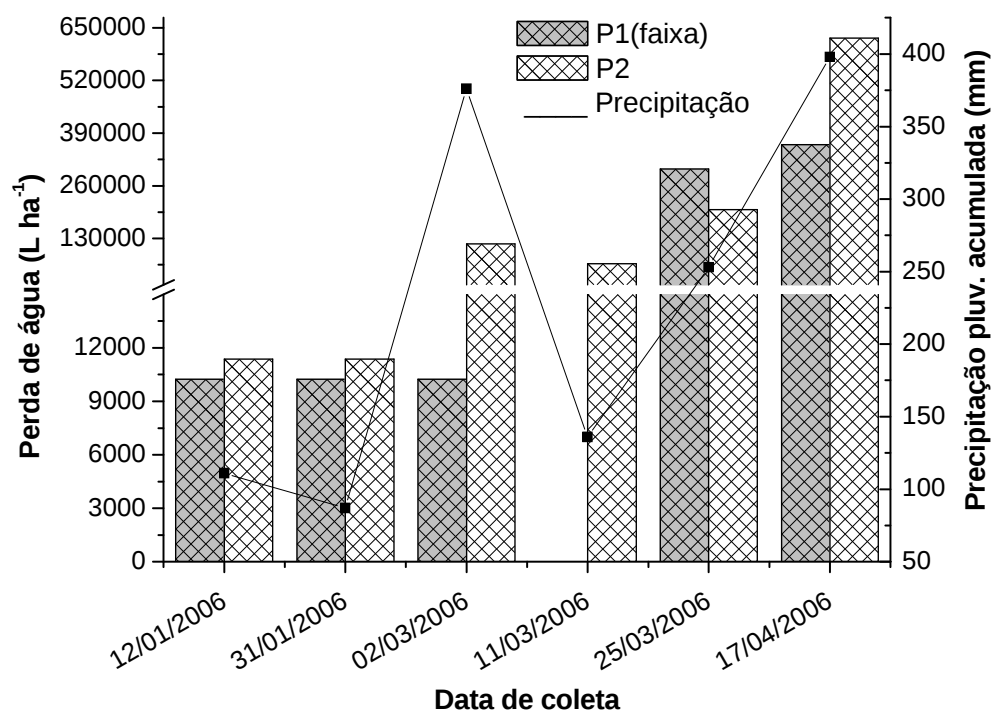


Figura 12 - Perda de água por escoamento superficial na etapa de coleta em 2006.

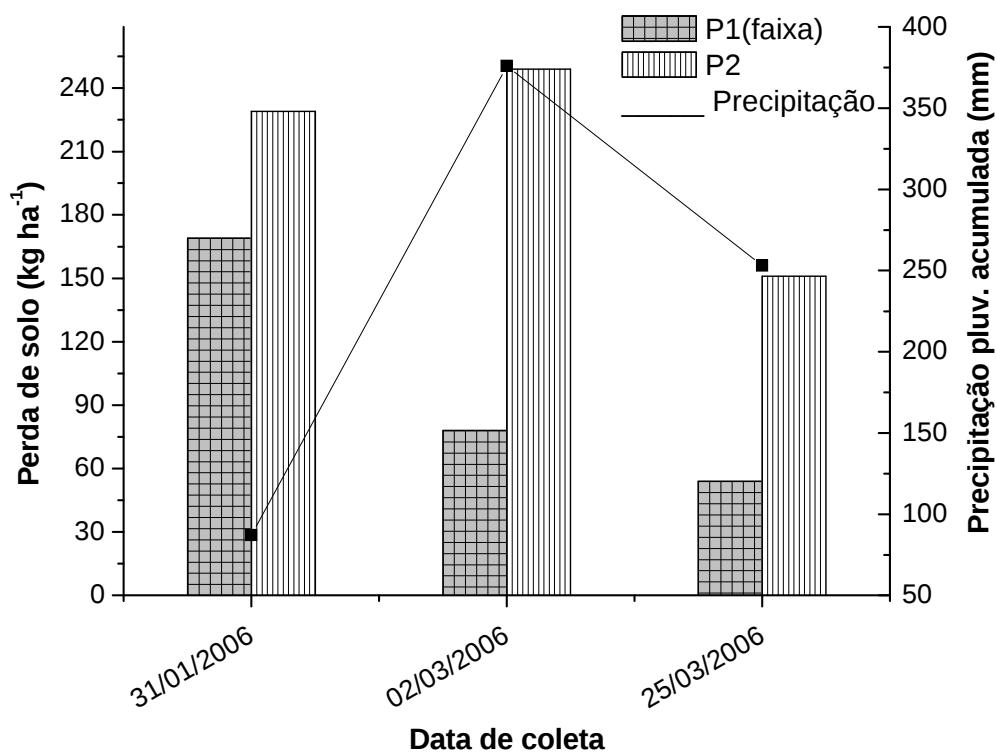


Figura 13 - Perda de solo por escoamento superficial na etapa de coleta em 2006.

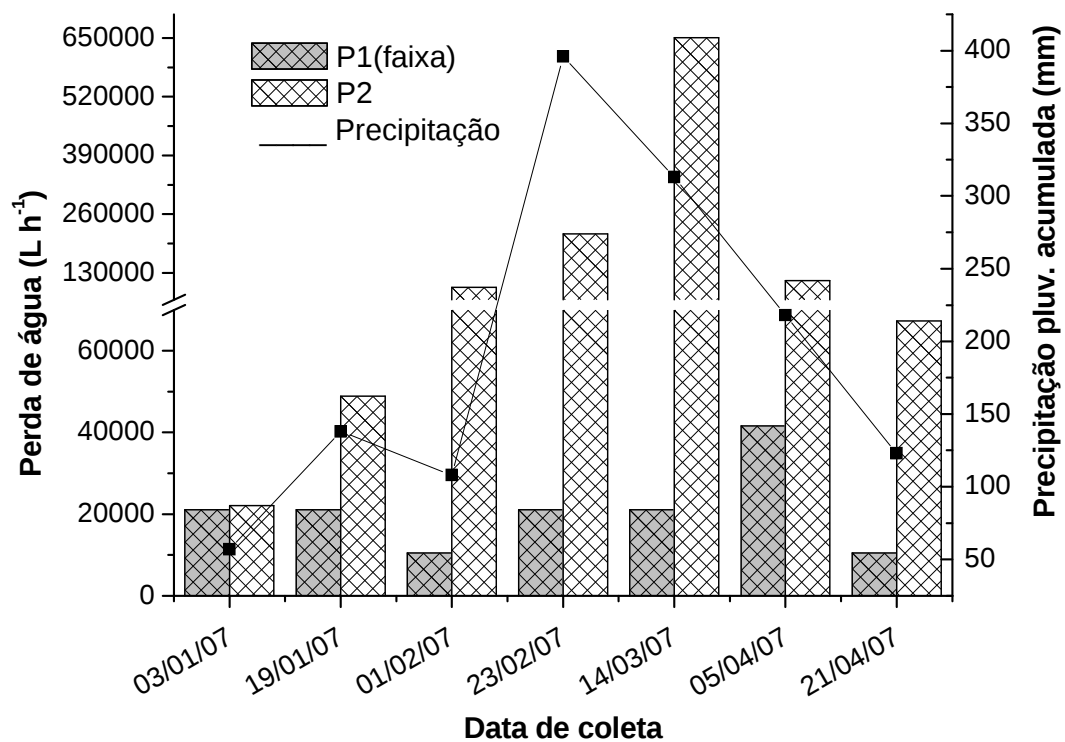


Figura 14 - Perda de água por escoamento superficial na etapa de coleta em 2007.

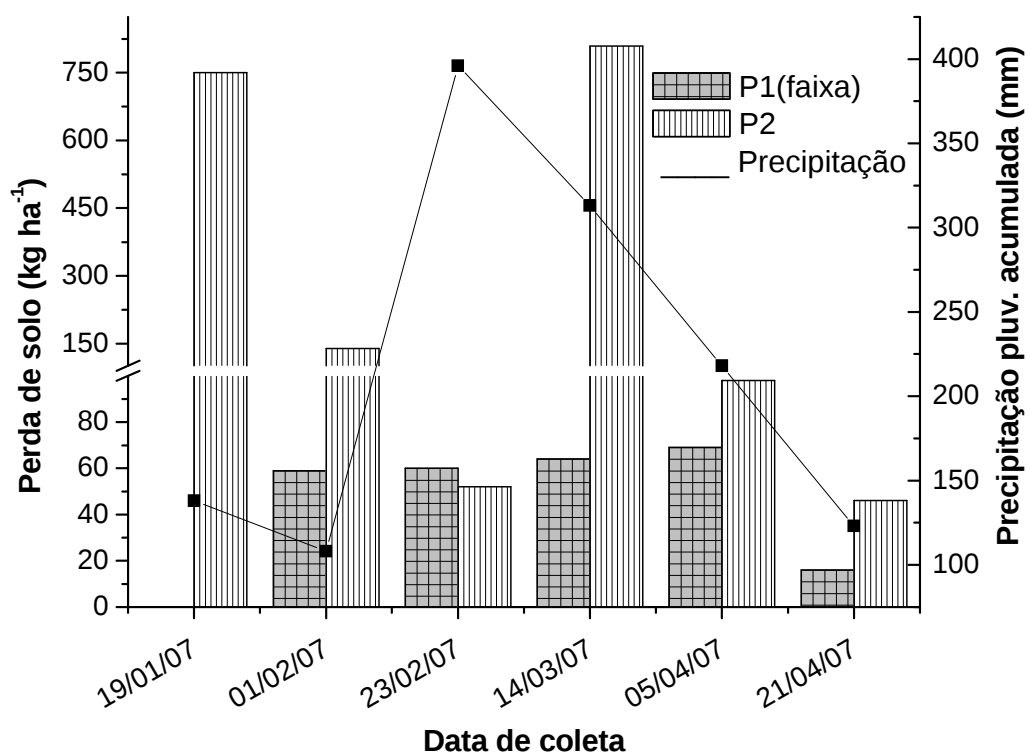


Figura 15 - Perda de solo por escoamento superficial na etapa de coleta em 2007.

De maneira geral, a quantidade de água e solo perdida por data de coleta foi acompanhada pela precipitação acumulada nas etapas de amostragem, com pequena variação na perda de solo no mês de janeiro, onde se verificou quantidade elevada, mesmo com poucos eventos de chuva, porém de altas intensidades. No entanto, como a plantação de algodão ocorre no final de dezembro, o solo ainda se apresenta descoberto no mês de janeiro, uma vez que a planta ainda se encontra no estágio inicial de crescimento, estando mais susceptível para ser carregado pela água da chuva, o que ocasionou perda mais elevada.

4.3 Propriedades físicas e químicas e critérios de GOSS dos pesticidas estudados

A Tabela 7 reúne as propriedades físicas e químicas, classes químicas e classificação quanto ao potencial de transporte, segundo os critérios de GOSS, dos pesticidas estudados.

Tabela 7 - Propriedades físicas, químicas, categoria de uso, classe química e critérios de GOSS dos pesticidas (TOMLIN, 2002)

Pesticida	metomil	carbofurano	diurom	metolacloro	malationa	endosulfam
Sol. água (mg L ⁻¹)	5,8 x 10 ⁴	3,5 x 10 ²	4,2 x 10 ¹	5,3 x 10 ²	1,5 x 10 ²	3,2 x 10 ⁻¹
t_{1/2} solo (dias)	30	50	90	90	1 - 25	50
Koc (mL g ⁻¹)	72	22	480	200	217	12400
PV (mm Hg)	5,0 x 10 ⁻⁵	6,0 x 10 ⁻⁶	6,9 x 10 ⁻⁸	3,1 x 10 ⁻⁵	3,4 x 10 ⁻⁴	1,7 x 10 ⁻⁷
t_{1/2} hidrólise (dias)	35 (pH 9)	4830 (pH 6)	estável (pH > 7)	> 200 (pH 6)	6,2 (pH 7)	20 (pH 7)
Clas. ambiental	muito perigoso (II)			perigoso (III)		altamente perigoso (I)
PTDA_a	alto	alto	alto	alto	médio	médio
PTAS_b	baixo	médio	médio	médio	baixo	alto

^a = Poder de transporte dissolvido em água; ^b = Poder de transporte associado ao sedimento

Os critérios de GOSS servem como ferramentas auxiliares para a seleção de pesticidas a serem priorizados nas atividades de monitoramento ambiental. No

presente trabalho, estes critérios foram utilizados no sentido de verificar qual a matriz preferencial na qual os pesticidas poderiam ser transportados, via escoamento superficial, para águas superficiais. Deve-se ressaltar, entretanto, que a ocorrência de pesticidas em águas superficiais não pode ser explicada somente pelo comportamento dos pesticidas no ambiente. Outros parâmetros devem ser considerados, tais como: condições de manejo, dose aplicada, índice pluviométrico, características do solo e temperatura.

A classificação quanto ao potencial de periculosidade ambiental baseia-se nos parâmetros de bioacumulação, persistência, transporte, toxicidade a diversos organismos, potencial mutagênico, teratogênico e carcinogênico.

As informações disponibilizadas na Tabela 7 demonstram que os pesticidas estudados (metomil, carbofurano, diurom, metolaclo e malationa), com exceção do endosulfam, apresentam de médio a alto potencial de serem transportados dissolvidos em água, principalmente pela alta solubilidade nessa matriz. Uma vez transportado, dissolvido em água, carbofurano, é estável nesta matriz, ocasionando perigo de contaminação para as espécies aquáticas, pois pertence à classe toxicológica I (extremamente tóxico). O diurom é estável em condições alcalinas, porém em pH menores que 7, pode ser degradado à seus principais metabólitos, tão tóxicos quanto o produto original.

Todos os pesticidas, de acordo com a classificação ambiental, são perigosos para o Meio Ambiente, principalmente o endosulfam, devido à sua elevada sorção ao solo.

Dentre os pesticidas com potencial de transporte associado ao sedimento destacam-se endosulfam e diurom, por apresentarem elevados valores de K_{oc}, principalmente o endosulfam, que possui K_{oc} 40 vezes maior do que o diurom e baixa solubilidade em água.

4.4 Determinação de resíduos de pesticidas em água e sedimento

4.4.1 Métodos de análise de resíduos de pesticidas em água e sedimento

A determinação dos pesticidas malationa, metolaclo e endosulfam em amostras de água e sedimento, segundo dados da literatura tem sido realizada por cromatografia gasosa com detectores de espectrometria de massas, por captura de

elétrons e de nitrogênio e fósforo. Entretanto para os pesticidas diurom, metomil e carbofurano, a técnica mais utilizada é a cromatografia líquida, utilizando os detectores de arranjos de diodos e espectrometria de massas. Para a análise destes pesticidas no presente estudo, foram utilizadas CG-EM e CLAE-DAD.

Para a extração dos pesticidas metomil, malationa, metolacloro, diurom, carbofurano, alfa, beta e sulfato de endosulfam, em matriz água, têm sido descritos na literatura utilizando extração líquido-líquido, extração em fase sólida e micro-extração em fase sólida (HONING et al., 1996; FATOKI; AWOFOLOU, 2003; VEGA; FRENICH; VIDAL, 2005; SIBALI; OKWONKWO; MCCRINDLE, 2008).

Os métodos de extração dos pesticidas descritos anteriormente em matriz sedimento, descritos na literatura tem empregado extração líquido-líquido, em fase sólida com posterior etapa de purificação utilizando fase sólida, agitador mecânico, por ultrassom e soxhlet (HONING et al., 1996; FATOKI; AWOFOLOU, 2003; GATIDOU et al., 2004; VEGA; FRENICH; VIDAL, 2005; SIBALI; OKWONKWO; MCCRINDLE, 2008; SHAFER et al., 2008; ASENSIO-RAMOS et al., 2009).

Para a análise dos pesticidas estudados em água foi utilizado extração em fase sólida (C₁₈ e SDVB) e nas amostras de sedimento por agitação mecânica, seguida de uma etapa de purificação e partição com diclorometano.

4.4.2 Parâmetros analíticos avaliados nos métodos de análise dos resíduos de pesticidas das amostras de água e sedimento de escoamento

Os métodos utilizados para a determinação dos resíduos de pesticidas foram avaliados quanto aos parâmetros de seletividade, linearidade, exatidão, precisão, limite de detecção e quantificação.

Para testar a seletividade dos métodos, foram analisados extratos de amostras testemunhas e das soluções padrões, não sendo observados picos de compostos endógenos da matriz, no tempo de retenção dos pesticidas.

As Figuras 16 e 17 mostram os cromatogramas de amostras testemunhas e soluções padrões de pesticidas para os quais o método foi validado para as matrizes de água e sedimento analisadas pelas técnicas de cromatografia líquida e gasosa. No presente estudo foram analisados os pesticidas metomil, carbofurano e diurom por cromatografia líquida e metolacloro, malationa, alfa, beta e sulfato de endosulfam

por cromatografia a gás. Nas figuras são apresentados outros pesticidas de análise de rotina em água e sedimento, que são realizadas pelo Laboratório de Análise de Resíduos de Pesticidas da Universidade Federal de Mato Grosso (LARP-UFMT).

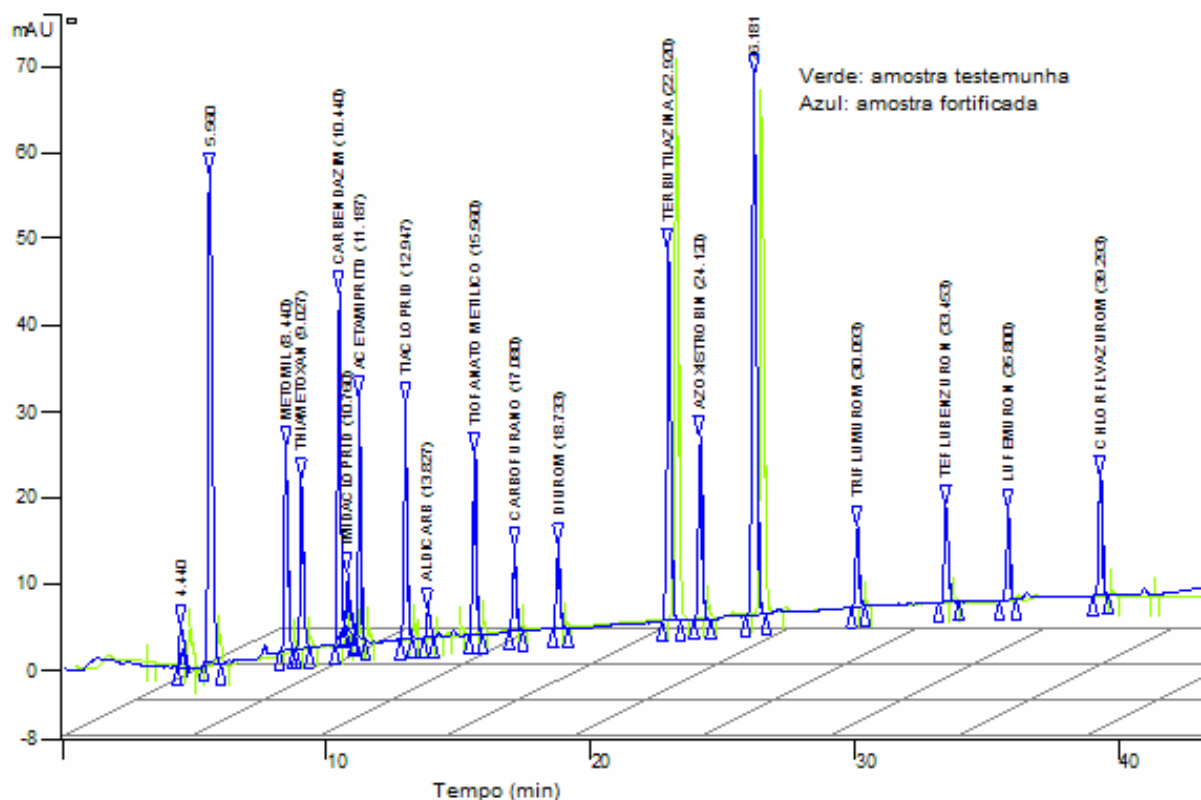


Figura 16 - Cromatogramas obtidos por CLAE/DAD, de uma amostra de água fortificada com 15 pesticidas ($C = 1,0 \mu\text{g mL}^{-1}$) e da amostra testemunha. Condições: eluição por gradiente em coluna Omnisphere $5 \mu\text{m C}_{18}$ (250 mm x 4,6 mm I.D.) nas proporções: composição inicial ACN:H₂O 18:82 v/v, ACN:H₂O 40:60 v/v até 6 min, ACN:H₂O 80:20 v/v até 35 min, ACN:H₂O 90:10 v/v até 40 min, ACN:H₂O 100:0 v/v até 45 min, mantido constante por 3 min. Volume injetado: 20 μL

A exatidão foi determinada como recuperação média (RM) e a precisão por meio do coeficiente de variação (CV) dos resultados de recuperação obtidos ($n = 6$). Valores de recuperação e CV para os pesticidas foram obtidos e variaram entre 75 e 99 % (2 – 9 %) e 77 e 103 % (4 – 11 %) para os pesticidas metolacolor, malationa, alfa, beta e sulfato de endosulfam em amostras fortificadas de água e sedimento, respectivamente, para análise por CG-EM e entre 80 e 98 % (3 – 8 %) e 84 e 102 % (4 – 12 %) para os pesticidas metomil, carbofurano e diurom em amostras fortificadas de água e sedimento, respectivamente, para análise por CLAE-DAD.

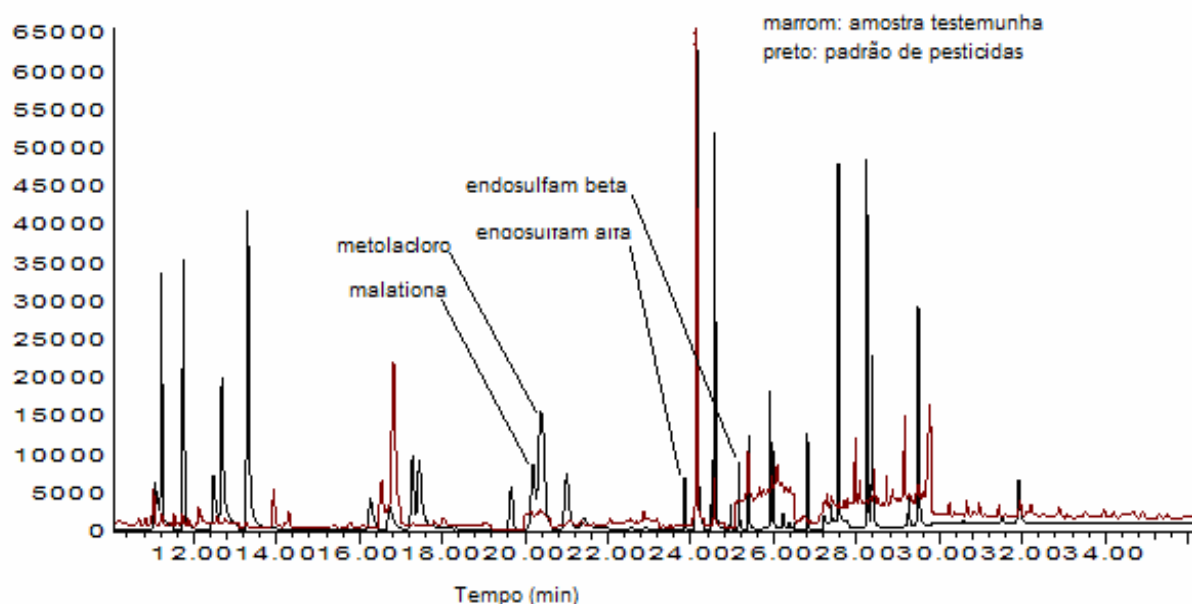


Figura 17 - Cromatogramas obtidos por CG-EM, de um padrão de pesticidas ($C = 0,5 \mu\text{g mL}^{-1}$) e da amostra testemunha de sedimento. Condições: rampa de temperatura em coluna HP 19091M – 433, fase HP-5 (5 % de fenil metil siloxano), 30,0 m x 250 μm : temperatura inicial de 70 °C mantida por 1 min., seguida de três etapas de aquecimento: 20 °C min^{-1} até 150 °C; 3 °C min^{-1} até 180 °C e 10 °C min^{-1} até 240 °C mantida por 1 min. Volume injetado: 1 μL (sem divisão), He como gás de arraste e vazão de gás de 1 mL min^{-1}

A linearidade foi avaliada por regressão linear pelo método dos mínimos quadrados e se verificou coeficientes de determinação (R^2) foi adequado, ou seja, se encontrava com valores próximos a 1, variando entre 0,98 – 0,99.

Os limites de detecção para os pesticidas estudados foram calculados como indicado por Brito et al., (2003) e Ribani et al. (2004), usando a seguinte fórmula:

$$LD = 3,3 \times s / S$$

Onde: s é o desvio padrão da resposta

S é o coeficiente angular da curva analítica.

Os limites de quantificação foram considerados como sendo o menor nível de fortificação em que houve exatidão, precisão e linearidade (RIBANI et al., 2004). Na Tabela 8 são apresentados os limites de detecção e quantificação para os pesticidas estudados.

Os limites de detecção e quantificação determinados para os pesticidas nos respectivos métodos são semelhantes, e em alguns casos, menores que os

apresentados na literatura para estes compostos nas matrizes de água e sedimento (VEGA; FRENICH; VIDAL, 2005; BRONDI; LANÇAS, 2005).

Tabela 8 - Limites de detecção (LD) e de quantificação (LQ) do método para os pesticidas estudados.

Pesticidas	água ($\mu\text{g L}^{-1}$)		sedimento ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	
	LD	LQ	LD	LQ
metomil	0,10	0,45	3,30	15,00
carbofurano	0,10	0,44	3,30	15,00
diurom	0,07	0,42	3,00	10,00
malationa	0,03	0,08	2,50	31,00
metolacloro	0,01	0,03	1,00	7,00
alfa endosulfam	0,01	0,02	1,00	5,00
beta endosulfam	0,05	0,06	5,00	6,00
sulfato de endosulfam	0,07	0,10	2,50	30,00

Para todos os pesticidas analisados, os limites de detecção encontram-se dentro do limite estabelecido pela legislação internacional ($0,1 \mu\text{g L}^{-1}$) para água potável. A legislação brasileira (Portaria MS nº 51 8/2004) não estabelece limites para a grande maioria dos pesticidas registrados no Brasil, em água, entre eles os mais utilizados na cultura do algodão (diurom, carbofurano, metomil e malationa), somente existem limites para o metolacloro ($10 \mu\text{g mL}^{-1}$) e endosulfam ($20 \mu\text{g mL}^{-1}$). Entretanto, para amostras de sedimentos, não ha legislação sobre resíduos de pesticidas.

Desta forma, a metodologia utilizada pode fornecer resultados que poderão contribuir para a necessidade de inclusão destes princípios ativos em programas de monitoramento ambiental e também, numa outra etapa, na legislação brasileira.

4.5 Resíduos de pesticidas nas amostras de água de escoamento

As perdas de pesticidas no escoamento superficial dependem, dentre outros fatores, do tempo decorrido entre a aplicação e a precipitação chuvosa e da data de coleta das amostras, que estão indicadas nas Figuras 18 e 19.

Das etapas de amostragem, não houve água suficiente para coleta em três delas, em virtude dos eventos de chuvas, em alguns períodos, não serem suficientes para provocar escoamento superficial. Procurou-se então, realizar duas coletas mensais, de modo a obter volumes de escoamento adequados para análise dos resíduos de pesticidas. Como serão discutidas posteriormente (Figuras 20 e 21), as concentrações de resíduos, da maioria dos pesticidas, não obedeceram a uma seqüência linear quando comparada à precipitação pluviométrica, como por exemplo: o metomil foi detectado somente no segundo ano de estudo e o metolacoloro, determinado somente em janeiro, na primeira safra, e, em todos os meses de coleta da segunda safra.

As concentrações dos resíduos de pesticidas nas amostras de água de escoamento nas parcelas, com e sem faixa de vegetação, nas duas safras de estudo, são apresentadas nas Figuras 20 e 21.

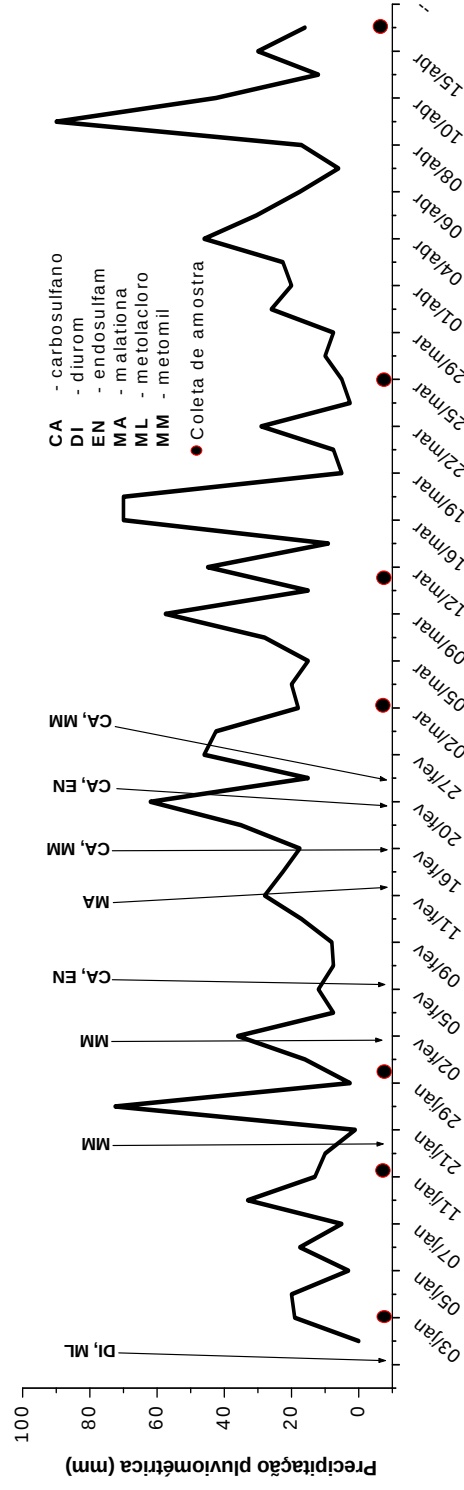


Figura 18 - Datas da precipitação pluviométrica, aplicação dos pesticidas e coleta das amostras de água e sedimento no ano de 2006

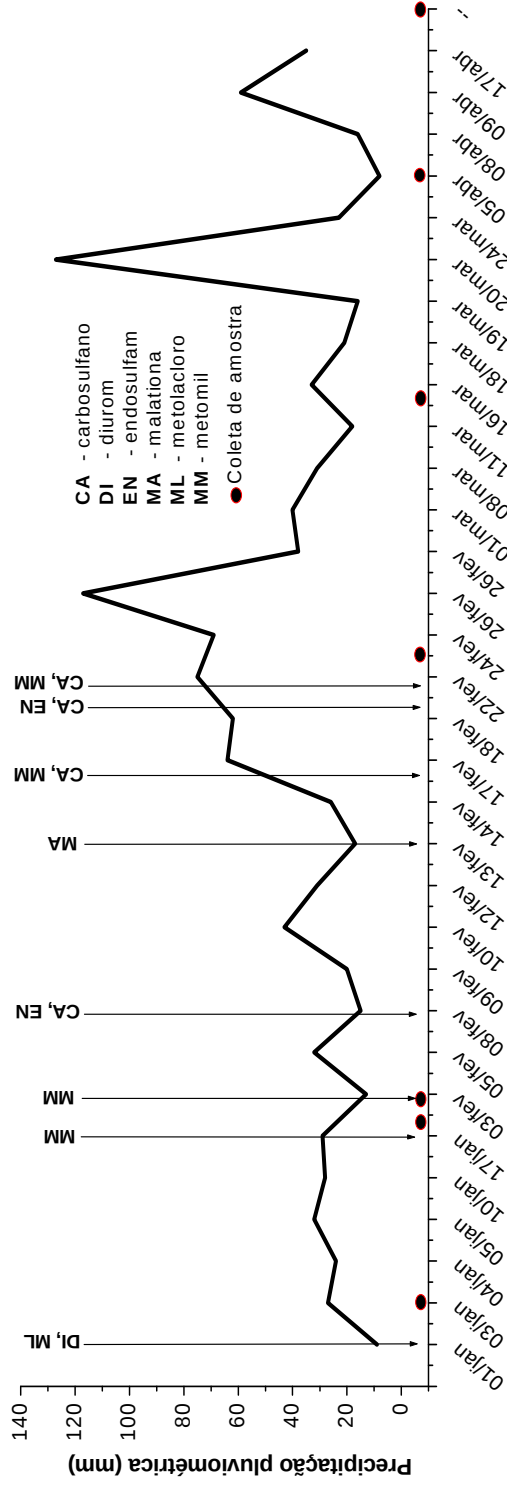


Figura 19 - Datas da precipitação pluviométrica, aplicação dos pesticidas e coleta das amostras de água e sedimento no ano de 2007

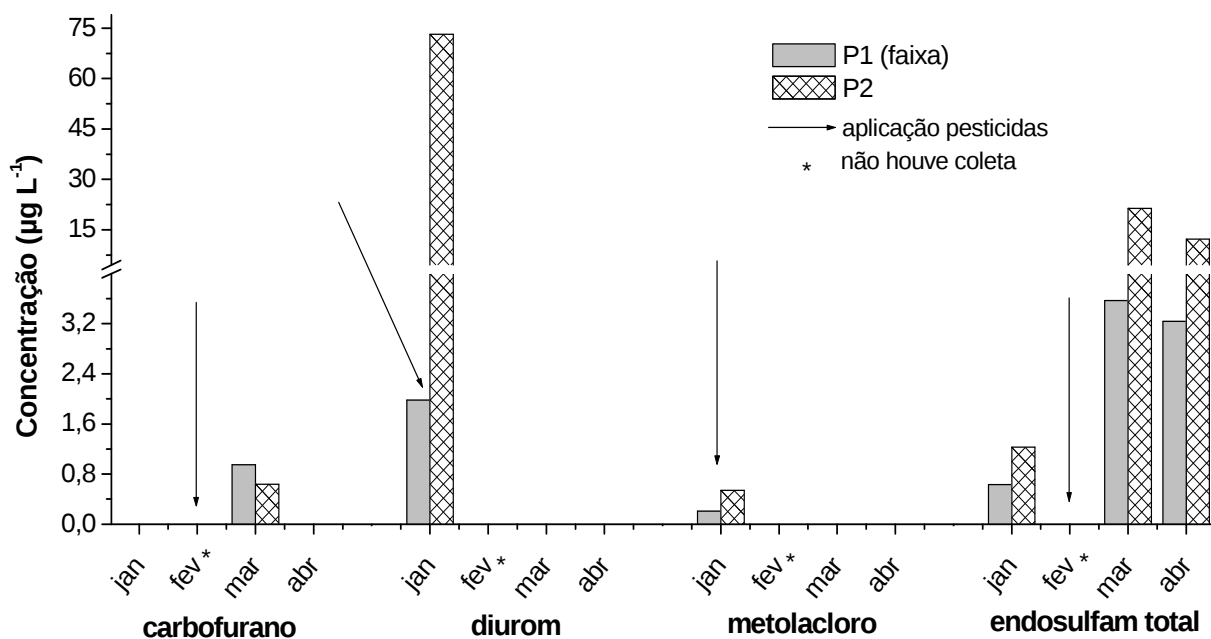


Figura 20 - Resíduos de pesticidas nas amostras de água de escoamento das parcelas P1 (com faixa) e P2 (sem faixa) na safra 2005/2006.

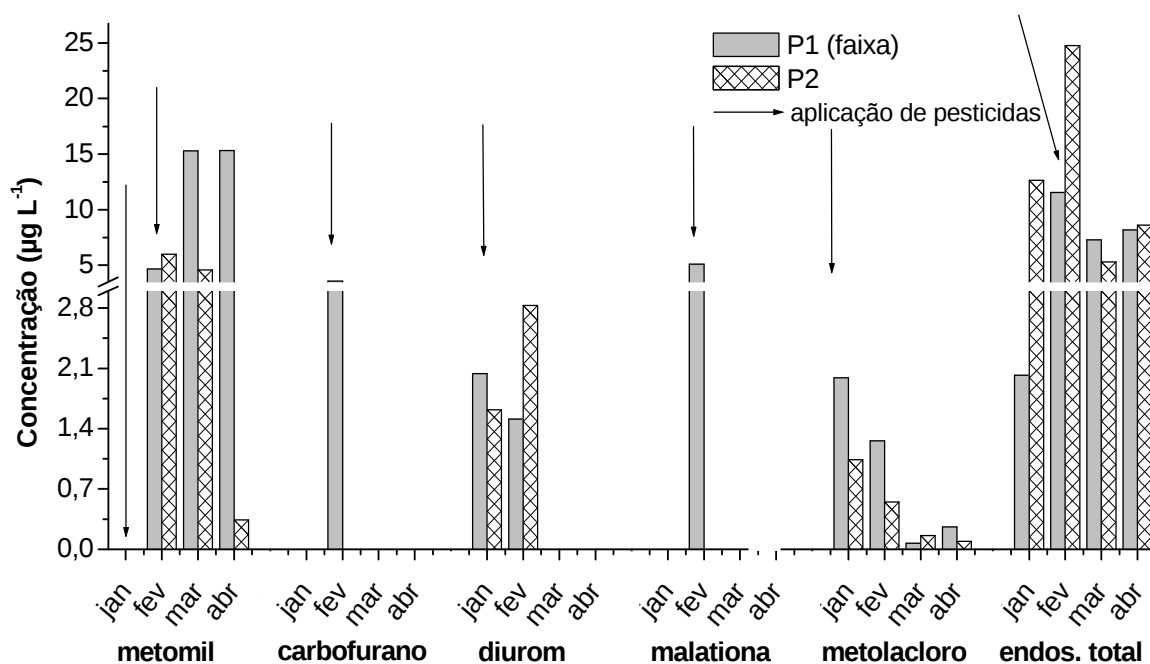


Figura 21 - Resíduos de pesticidas nas amostras de água de escoamento das parcelas P1 (com faixa) e P2 (sem faixa) na safra 2006/2007.

Dos pesticidas aplicados, com exceção do metomil e malationa, todos os demais foram detectados nas amostras de água nas duas safras de estudos. Entretanto, na primeira etapa, os pesticidas foram detectados somente em um mês, com exceção do endosulfam, que foi detectado em janeiro nas duas safras, em

concentrações menores antes de ser aplicado, e nos meses de março e abril em níveis mais elevados. A presença de concentrações baixas de endosulfam total no mês de janeiro demonstra que resíduos de safras anteriores ainda permanecem no solo.

Os resíduos de malationa, nas amostras de água da primeira etapa de coleta, foram inferiores ao limite de quantificação do método, nas duas parcelas investigadas, devido possivelmente à sua degradação, já que apresenta baixo valor de Koc (217). O tempo de meia-vida ($t_{1/2}$) deste pesticida no solo varia de 1 a 25 dias, e a primeira coleta foi realizada 17 dias após a sua aplicação (13/02/2006), uma vez que neste mês não houve escoamento suficiente para coleta de amostras. Diferentemente, na segunda safra, como houve quantidade de amostra suficiente para a coleta, a malationa foi detectada no mês de fevereiro, somente na parcela com faixa de vegetação.

A ausência de resíduos de metomil na primeira safra pode estar associada às mesmas propriedades da malationa (tempo de meia-vida e Koc baixos), tendo sido aplicado também no mês de fevereiro, mês no qual não houve coleta. Entretanto, no segundo período de estudo, concentrações elevadas foram detectadas nos meses de fevereiro a abril, principalmente na parcela com faixa, evidenciando eficiência negativa desta, para os dois pesticidas. O metomil foi detectado nas duas parcelas em concentrações elevadas (máximo de $15,30 \mu\text{g L}^{-1}$) em relação aos outros pesticidas (Figura 21), somente nas amostras de água, devido, possivelmente, à sua alta solubilidade (57800 mg L^{-1}).

A eficiência da faixa de vegetação em relação às concentrações dos resíduos de pesticidas nas amostras de água nas duas safras foi observada somente para o diurom e endosulfam, principalmente nos meses de janeiro e fevereiro (diurom) e fevereiro a abril (endosulfam). O efeito da faixa pode ter sido verificado para estes pesticidas em pelo menos dois meses de coleta, possivelmente por estes terem sido aplicados em maiores doses em relação aos outros (Tabelas 4 e 5, p. 55), e também segundo os critérios de GOSS (Tabela 7, p. 60), apresenta médio poder de transporte dissolvido em água. Outros fatores podem ter influenciado o transporte do endosulfam pela água, tais como declividade do terreno e constituintes do solo. Como o solo da região apresenta característica areno-argilosa, as argilas finas

podem não ter ficado retidas na manta de bidim, e conseqüentemente, transportado endossulfam adsorvidas a elas.

As Tabelas 9 e 10 reúnem a precipitação pluviométrica, as concentrações por datas de coleta e porcentagem de redução de transporte dos pesticidas em água, mostrando a eficiência da faixa de braquiária em reduzir o transporte destes compostos, dissolvidos em água.

O endossulfam total foi detectado em todas as datas de amostragem nas duas parcelas estudadas, em concentrações elevadas em relação aos outros pesticidas (valores entre 0,25 e 16,36 $\mu\text{g L}^{-1}$, entre as duas safras). O produto comercial aplicado na lavoura de algodão contém os isômeros alfa e beta endossulfam, e nas primeiras coletas de amostras foram detectados em concentrações elevadas. Entretanto, uma vez que o tempo de meia-vida deste pesticida é relativamente baixo (em torno de 50 dias), em coletas subseqüentes, foi detectado seu principal metabólito (sulfato de endossulfam), em maior proporção em relação ao produto original, pois apresenta menor afinidade pelo solo, podendo ser transportado pela água de escoamento. No entanto, para facilitar a comparação entre a quantidade detectada e a aplicada, as concentrações obtidas para o composto original e o metabólito foram somadas, e são apresentadas nas Tabelas 9 e 10.

Dentre os pesticidas detectados nas amostras de água das duas safras de estudos, foi verificada a eficiência da vegetação em reduzir as concentrações dos resíduos de diurom, metolaclo e endossulfam quando comparada com a parcela sem faixa, com porcentagem de redução variando entre 20 e 97 %. Foram exceções a este comportamento carbofurano e metomil.

O carbofurano foi detectado somente no mês de janeiro nas duas parcelas na primeira safra de estudo e na parcela com faixa na segunda safra, porém, não se observou eficiência da faixa de braquiária. Resultado semelhante foi obtido para o metomil, determinado somente nas amostras de água, por ser o mais solúvel em água, dentre os pesticidas analisados.

Tabela 9 - Precipitação, concentração e porcentagem de redução dos pesticidas em água de escoamento das parcelas P1 (com faixa) e P2 (sem faixa) no ano de 2006.

Datas ^a		12/01	31/01	02/03	11/03	25/03	17/04
Chuva (mm) ^b		111	87	376	136	253	398
Perda de água (L ha ⁻¹)	P1 ^c	10246	10246	10246	nc ^e	301450	361351
	P2 ^d	11377	11377	116658	67299	201417	625198
Redução (%)		10	10	91	100	- 50	42
Diurom							
Concentração (µg L ⁻¹)	P1	nd ^f	1,98	nd	nc	nd	nd
	P2	59,57	13,62	nd	nd	nd	nd
Redução (%)		100	85	nd	-	nd	nd
Metolacoloro							
Concentração (µg L ⁻¹)	P1	0,21	nd	nd	nc	nd	nd
	P2	0,29	0,25	nd	nd	nd	nd
Redução (%)		28	100	nd	-	nd	nd
Endosulfam total^g							
Concentração (µg L ⁻¹)	P1	0,25	0,38	1,48	nc	2,09	3,24
	P2	0,30	0,93	4,33	4,21	12,86	12,19
Redução (%)		17	59	66	100	84	73

^a Não houve água e sedimento para a coleta na data de 10/02; ^b Precipitação acumulada a partir do dia 01/01 entre cada data de coleta; ^c Parcela com faixa de braquiaria; ^d Parcela sem faixa de braquiaria; ^e não coletado; ^f não detectado, nd < LD; ^g soma do alfa e beta endosulfam e do metabólito sulfato de endosulfam.

Tabela 10 - Precipitação, concentração e porcentagem de redução dos pesticidas em água de escoamento das parcelas P1 (com faixa) e P2 (sem faixa) no ano de 2007.

Datas		03/01	19/01	01/02	23/02	14/03	05/04	21/04
Chuva (mm) ^a		57	138	108	396	313	218	123
Perda de água (L ha ⁻¹)	P1 ^b	21064	21064	10532	21064	21064	41620	10532
	P2 ^c	21064	48887	97413	216554	650567	113015	67306
Redução (%)		0	57	89	90	97	63	84
Diurom								
Concentração (µg L ⁻¹)	P1	0,87	1,17	1,19	0,32	nd ^d	nd	nd
	P2	0,71	0,91	2,50	0,33	nd	nd	nd
Redução (%)		- 23	- 29	52	3	nd	nd	nd
Metolacoloro								
Concentração (µg L ⁻¹)	P1	1,08	0,91	1,09	0,17	0,07	0,20	0,06
	P2	0,87	0,17	0,45	0,10	0,16	0,03	0,06
Redução (%)		- 24	- 435	- 142	- 70	63	- 566	0
Endosulfam total^e								
Concentração (µg L ⁻¹)	P1	0,66	1,36	5,62	5,94	7,29	4,37	3,80
	P2	11,58	1,06	8,41	16,36	5,29	4,25	4,35
Redução (%)		94	- 28	33	45	- 38	- 3	13

^a Precipitação acumulada a partir do dia 01/01 entre cada data de coleta; ^b Parcela com faixa de braquiaria; ^c Parcela sem faixa de braquiaria; ^d não detectado, nd < LD; ^e soma do alfa e beta endosulfam e do metabólito sulfato de endosulfam.

Os valores das concentrações de metolacloro (Tabela 9) foram semelhantes entre as duas parcelas na safra de 2005/2006 (detectado somente no mês de janeiro, quando ocorreu a aplicação), porém, quando se compara as duas parcelas, verificou-se redução de 56 % na concentração deste pesticida na parcela com faixa de braquiária. Resultado praticamente igual foi obtido por Vianello et al. (2005), com redução média de metolacloro em torno de 55 %. No entanto, as concentrações dos resíduos deste pesticida foram superiores, na maioria das datas de amostragem, na segunda etapa do estudo (Tabela 10). Estes resultados permitem inferir que, possivelmente, devido ao volume de perda de água ser maior na parcela sem faixa de vegetação (Tabela 6, p. 56), ocorreu diluição do pesticida na água de escoamento, conforme demonstrado por Ludovice, Roston e Teixeira Filho (2003), em estudo com e sem faixas de vegetação na mitigação de atrazina.

Variações nas concentrações de diuron e endosulfam foram observadas nas duas safras, conforme demonstrado nas Tabelas 9 e 10. A eficiência da faixa foi observada nos dois períodos de estudos, porém, com perdas maiores dos dois pesticidas no segundo ano de coleta. Essas variações são normais quando se compara resultados entre dois períodos de safras, pois, mesmo que sejam seguidos procedimentos semelhantes no preparo do solo e aplicação de pesticidas, fatores climáticos tais como quantidade e intensidade de precipitação podem influenciar fortemente nas concentrações de resíduos destes compostos em amostras de água. Vianello et al. (2005); Patzold, Klein, Brummer (2007) observaram variações nas concentrações de pesticidas em amostras de água, quando compararam dois períodos de estudos.

Diferenças pequenas nas concentrações de pesticidas têm sido relatadas na literatura quando se investiga a avaliação de eficiência de faixa de vegetação, em reduzir concentrações de resíduos de pesticidas em amostras de água, em condições de simulação de escoamento superficial, uma vez que se tem um maior controle das condições do estudo, conforme demonstrado por Syversen e Bechmann (2004); Moore et al. (2006); Moore et al. (2008); Poletika et al. (2009). Alguns destes trabalhos apresentam além das concentrações por data de amostragem, média e desvio padrão, fornecendo resultados satisfatórios. Entretanto, para concentrações de pesticidas em experimentos com condições de campos, por não se ter controle no volume e intensidade das chuvas, quando são realizados os cálculos de média e desvio padrão, não fornecem resultados satisfatórios.

4.6 Resíduos de pesticidas nas amostras de sedimento carregados

As Figuras 22 e 23 mostram os resultados dos resíduos de pesticidas nas amostras de sedimentos carregados nas parcelas com e sem faixa, nos dois períodos de estudo. Nas Tabelas 11 e 12 são apresentadas as concentrações por data de coleta e a porcentagem de redução de perda destes compostos comparando as duas parcelas. Com exceção do metomil, os pesticidas detectados nas amostras de sedimento foram os mesmos das amostras de água, porém, houve diferença nas concentrações entre as parcelas nas duas safras, tendo-se obtidos valores médios mais elevados na parcela sem faixa de contenção, entre 1,38 e 4335,12 $\mu\text{g kg}^{-1}$.

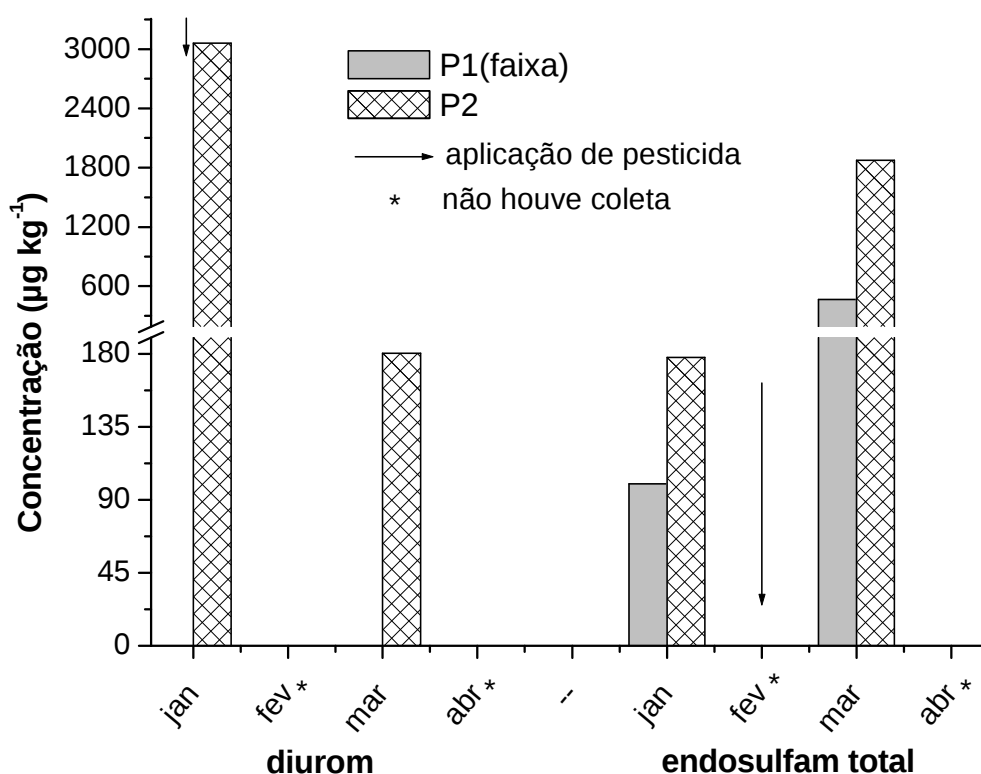


Figura 22 - Resíduos de pesticidas nas amostras de sedimentos de escoamento das parcelas P1 (com faixa) e P2 (sem faixa) na safra 2005/2006

Com exceção de metolacoloro, endosulfam e malationa, os outros pesticidas foram detectados somente nas amostras de sedimento da parcela 2 (sem faixa de vegetação) em concentrações elevadas, evidenciando a eficiência da faixa de braquiária em reter os sedimentos e, conseqüentemente, os pesticidas,

principalmente devido às suas propriedades físicas e químicas, dentre elas, tempo de meia-vida e Koc merecem destaque.

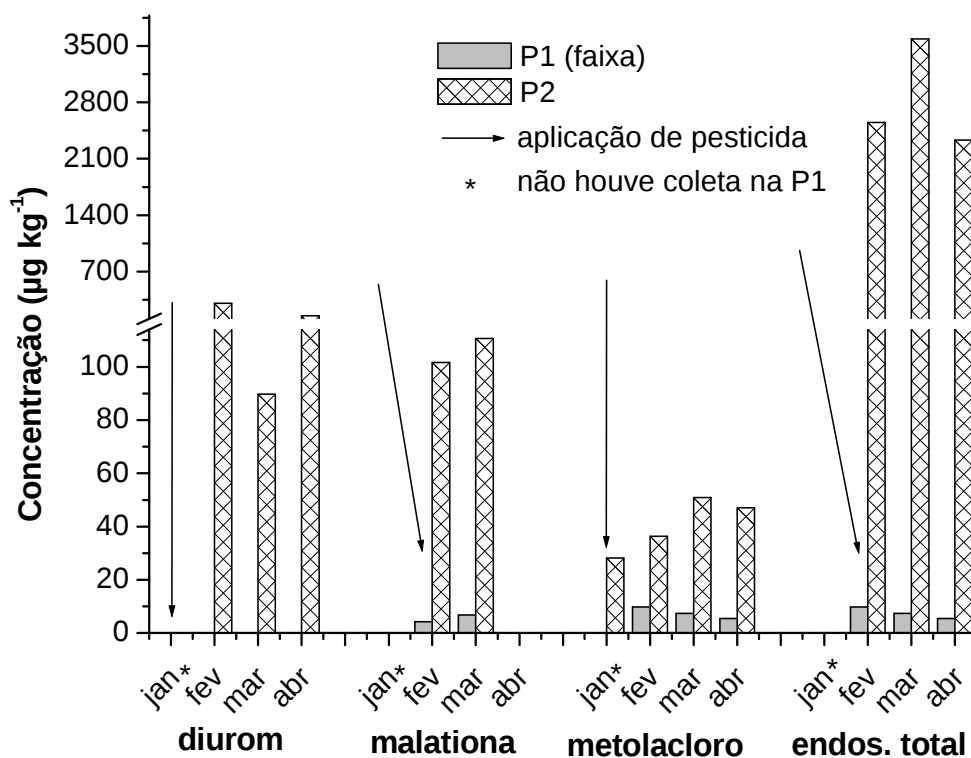


Figura 23 - Resíduos de pesticidas nas amostras de sedimentos de escoamento das parcelas P1 (com faixa) e P2 (sem faixa) na safra 2006/2007

O metolacloro foi detectado na safra 2005/2006 nos meses de janeiro e março, porém, em concentrações inferiores ao limite de detecção do método. Entretanto, na segunda safra, foi determinado em todas as datas de coleta, em concentrações maiores na parcela sem faixa de brankiária, valores entre 10,13 e 50,86 $\mu\text{g kg}^{-1}$. Patzold, Klein e Brummer (2007) investigaram a eficiência de mitigação de metolacloro utilizando diferentes larguras de faixa de vegetação (6 e 12 metros, uma em cada parcela com dimensões de 40 x 3 m), uma parcela sem vegetação contemplando plantação de milho e outra sem vegetação e plantação, em três anos de estudo. Os autores observaram diferenças entre as concentrações do pesticida nos três períodos (1997, 1998 e 1999), e somente no de 1998, foi detectado metolacloro em todas as parcelas, com valores menores nas parcelas que continha faixa de vegetação. Entretanto, as concentrações determinadas pelos autores (valores entre 114 e 2.294 $\mu\text{g kg}^{-1}$) foram superiores quando comparadas às do presente estudo na parcela sem faixa de vegetação. A diferença entre as

concentrações de resíduos de metolocloro nas amostras de sedimento pode ser devido à quantidade utilizada em cada parcela, uma vez que no trabalho citado, foi aplicado 1500 g ha⁻¹ de metolacloro, três vezes superior à do presente estudo.

Tabela 11 - Precipitação, concentração e porcentagem de redução dos pesticidas em sedimentos de escoamento das parcelas P1 (com faixa) e P2 (sem faixa) no ano de 2006

Datas^a		31/01	02/03	25/03
Chuva (mm) ^b		87	376	253
Perda de solo (kg ha ⁻¹)	P1 ^c	169	78	54
	P2 ^d	229	249	151
Redução (%)		26	69	64
Diuron				
Concentração (µg kg ⁻¹)	P1	nd ^e	nd	nd
	P2	3063,09	132,91	47,47
Redução (%)		100	100	100
Endosulfam total^f				
Concentração (µg kg ⁻¹)	P1	99,85	218,22	249,71
	P2	177,90	696,93	3713,66
Redução (%)		44	69	93

^a Não houve sedimento para a coleta nas datas de 12/01, 10/02, 11/03 e 17/04 ^b Precipitação acumulada a partir do dia 01/01 entre cada data de coleta; ^c Parcela com faixa de braquiária; ^d Parcela sem faixa de braquiária; ^e não detectado; ^f soma do alfa e beta endosulfam e do metabólito sulfato de endosulfam.

O pesticida malationa foi detectado no ano de 2007 nas duas parcelas, porém em concentração inferior ao de limite de quantificação do método na parcela com faixa de braquiária e em algumas datas de coleta, na parcela sem faixa (Tabela 12). A detecção deste pesticida somente na parcela P2, pode ser devido à maior perda de solo quando comparada à P1, sendo transportado aderido às partículas sólidas, uma vez que sua sorção é relativamente elevada (Koc de aproximadamente 217).

O diuron e o endosulfam apresentam tempo de meia-vida entre 90 e 50 dias e Koc de 480 e 12400, respectivamente. De acordo com o critério de Goss (Tabela 7, pag. 58), estes pesticidas podem ser transportados por escoamento superficial, apresentando mais afinidade pelo sedimento, justificando as elevadas concentrações nas amostras de sedimentos. A sorção destes pesticidas ao sedimento está relacionada principalmente pelo teor de carbono orgânico (2,0 %), uma vez que é o principal fator de interação destes compostos com os constituintes do solo.

Tabela 12 - Precipitação, concentração e porcentagem de redução dos pesticidas em sedimentos de escoamento das parcelas P1 (com faixa) e P2 (sem faixa) no ano de 2007

Datas^a		19/01	01/02	23/02	14/03	05/04	21/04
Chuva (mm) ^b		138	108	396	313	218	123
Perda de solo (kg ha ⁻¹)	P1 ^c	nc ^e	59	60	64	69	16
	P2 ^d	750	139	52	809	98	46
Redução (%)		100	58	- 15	92	30	65
Diurom							
Concentração (µg kg ⁻¹)	P1	nc	nd ^f	nd	nd	nd	nd
	P2	nd	250,00	56,17	89,80	150,00	nd
Redução (%)		-	100	100	100	100	nd
Malationa							
Concentração (µg kg ⁻¹)	P1	nc	nd	< LQ ^g	< LQ	< LQ	< LQ
	P2	nd	nd	101,71	110,61	< LQ	< LQ
Redução (%)		-	nd	100	100	-	-
Metolaclo-ro							
Concentração (µg kg ⁻¹)	P1	nc	< LQ	< LQ	7,38	< LQ	< LQ
	P2	28,18	24,62	11,69	50,86	36,95	10,13
Redução (%)		100	100	100	85	100	100
Endosulfam total^h							
Concentração (µg kg ⁻¹)	P1	nc	1819,89	730,46	3588,68	1878,52	452,93
	P2	3899,79	4452,52	5503,46	5187,19	5560,16	1407,57
Redução (%)		100	59	87	31	66	68

^a Não houve sedimento para a coleta na data de 03/01; ^b Precipitação acumulada a partir do dia 01/01 entre cada data de coleta; ^c Parcela com faixa de braquiária; ^d Parcela sem faixa de braquiária; ^e não coletado; ^f não detectado; ^g menor que o limite de quantificação do método; ^h soma do alfa e beta endosulfam e do metabólito sulfato de endosulfam.

O transporte de endosulfam associado às perdas de sedimentos foi superior em relação à perda em água, devido principalmente ao elevado valor de Koc (12400) e baixa solubilidade em água. Rice et al. (2001) avaliando sistemas de manejo em cultura de tomate (sem uso de faixa de vegetação), observaram concentrações maiores de endosulfam total (alfa e beta) em amostras de sedimento em relação às amostras de água, valores médios entre 36.940 e 50.070 µg kg⁻¹ nas amostras de sedimento, bem superiores aos determinados na parcela sem faixa de vegetação do presente estudo (em torno de 10 %). No entanto, Dabrowski et al. (2002) determinaram concentração máxima em torno de 30 % menores avaliando a perda de endosulfam total em parcelas utilizando vários tipos de culturas (sem faixa de contenção), com valores entre 9,7 e 273 µg kg⁻¹.

Analizando estes e outros resultados da literatura, em relação à contaminação de águas superficiais por endosulfam, via escoamento superficial, pode-se verificar

que o uso deste pesticida na agricultura acarreta malefícios ao meio ambiente e à população mundial, e seu uso deveria ser proibido, por ser um produto altamente tóxico ao ambiente aquático. Entretanto, como a proibição do uso na agricultura ainda é um processo complicado frente aos benefícios econômicos que este pesticida traz à agricultura, medidas podem ser adotadas de forma a minimizar o impacto causado ao ambiente aquático, conforme demonstrado pelo presente estudo, utilizando faixas vegetativas próximas às margens de rios e córregos.

A eficiência da faixa de braquiária foi verificada para os pesticidas, diurom, malationa, metolacoloro e endosulfam, com redução dos valores das concentrações nas amostras de sedimento de escoamento, variando entre 61 e 100 %, comparando as duas safras de estudo.

4.7 Perdas de pesticidas em água e sedimento por escoamento superficial

Verificou-se que a perda total dos pesticidas por escoamento superficial, em relação ao que foi aplicado, foi pequena, variando de 0,0006 a 0,8420 % na safra 2005/2006 e de 0,0071 a 1,2538 % na safra 2006/2007 (Tabelas 13 e 14). Entretanto, perdas maiores foram observadas na segunda safra, devido possivelmente a eventos de chuvas mais intensos em curto espaço de tempo poucos dias após a aplicação destes compostos, principalmente para o endosulfam (aplicado em maior quantidade), para o qual foi observada maior perda por escoamento superficial.

Tabela 13 - Porcentagem de perda de pesticidas em água e solo em relação à quantidade aplicada em cada parcela na safra 2005/2006

Pesticidas	Perda (%)				Perda total (%)	
	água		solo		P1	P2
	P1	P2	P1	P2		
carbofurano	0,0750	0,0200	- ^a	-	0,0750	0,0200
diurom	0,0020	0,0950	-	0,0840	0,0020	0,1790
metolacoloro	0,0004	0,0011	0,0002	0,0002	0,0006	0,0012
endosulfam	0,1300	0,7870	0,0030	0,0550	0,1340	0,8420

^a = não foram detectados resíduos de pesticidas nas amostras.

Com exceção do carbofurano, a perda dos pesticidas por escoamento foi maior na parcela sem faixa de braquiária, principalmente para o endosulfam: quinze vezes superior à massa perdida na parcela com faixa.

Tabela 14 - Porcentagem de perda de pesticidas em água e solo em relação à quantidade aplicada em cada parcela na safra 2006/2007

Pesticidas	Perda (%)				Perda total (%)	
	água		solo		P1	P2
	P1	P2	P1	P2		
metomil	0,1656	0,7702	-	-	0,1656	0,7702
carbofurano	0,0198	- ^a	-	0,0176	0,0198	0,0176
diurom	0,0071	0,0426	-	0,0142	0,0071	0,0569
malationa	0,0222	-	0,0046	0,0238	0,0267	0,0238
metolacoloro	0,0117	0,0356	0,0002	0,0123	0,0119	0,0479
endosulfam	0,0430	0,6346	0,0307	0,6192	0,0737	1,2538

^a = não foram detectados resíduos de pesticidas nas amostras.

A quantidade de metolacoloro transportada em água e solo, em relação à aplicada, variou entre 0,0006 e 0,0479 % nas duas safras e parcelas investigadas. Perdas elevadas deste pesticida foram verificadas por alguns trabalhos da literatura. Leu et al. (2004) avaliaram o transporte de pesticidas por escoamento superficial em uma pequena área de agricultura em Zurich, e obtiveram perda de até 0,41 % de metolacoloro em relação ao que foi aplicado. Resultados semelhantes foram obtidos por Vianello et al. (2005) e Patzold, Klein e Brummer (2007) avaliando parcelas com e sem faixas de vegetação na mitigação de pesticidas, dentre eles, metolacoloro, observando perdas máximas de 0,50 e 0,30 %, respectivamente, em relação à quantidade aplicada. As maiores perdas de metolacoloro nos trabalhos citados pode ser devida ao fato que estes experimentos foram conduzidos sob chuva e escoamento simulados, onde se tem um maior controle da intensidade, fluxo e velocidade do escoamento, enquanto no presente estudo, o escoamento superficial foi obtido por meio de chuva natural, em que estes eventos podem ocorrer alguns dias após a aplicação dos pesticidas, condições nas quais, outros processos podem influenciar a dissipação destes compostos, tais como volatilização e fotodegradação.

As perdas em massa dos pesticidas em água e sedimento de escoamento nas parcelas com e sem faixa de braquiária, nos períodos de estudos são apresentados nas Figuras 24 a 27.

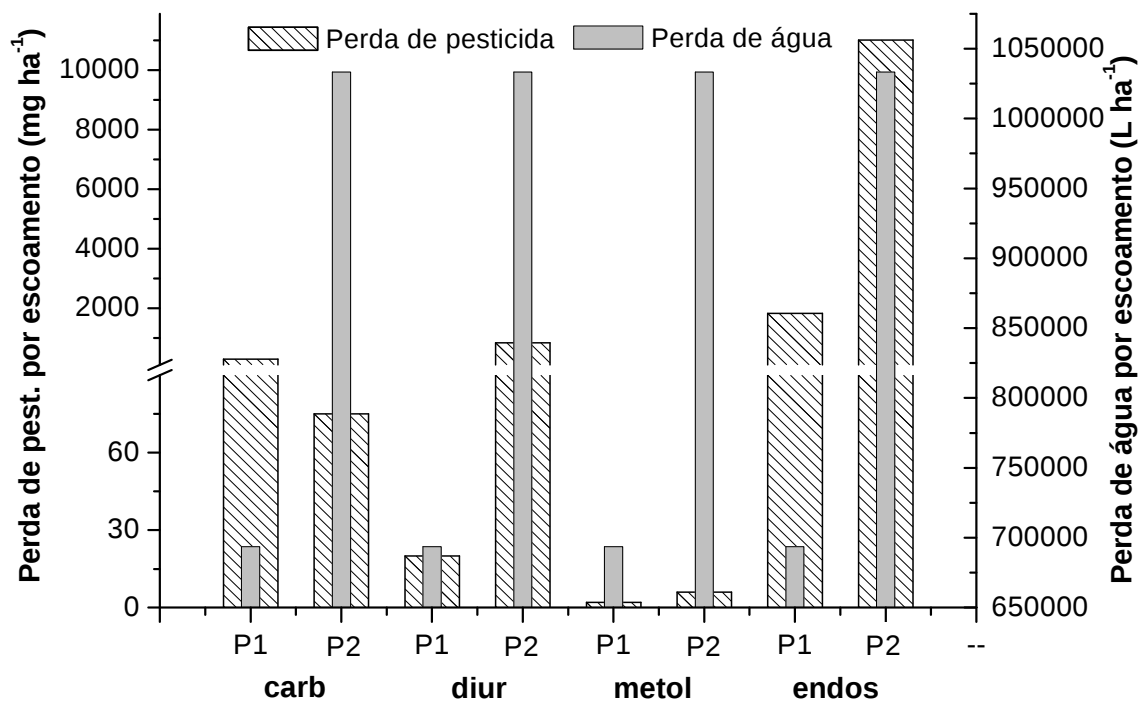


Figura 24 - Perda de pesticidas em água de escoamento superficial da safra 2005/2006.

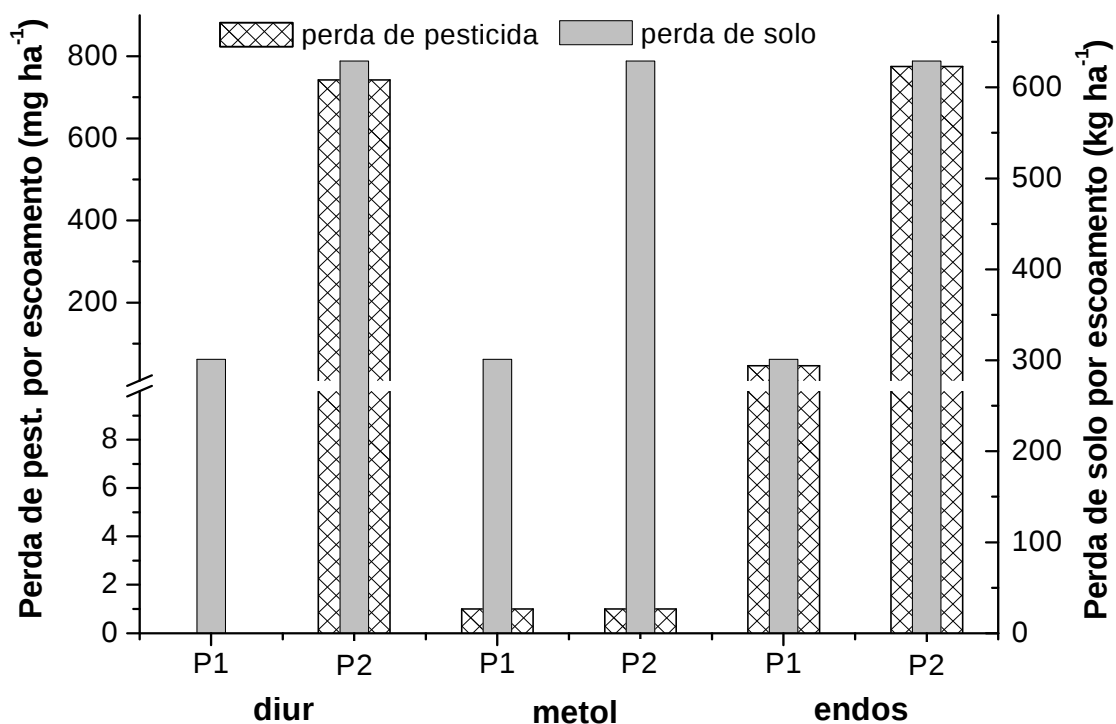


Figura 25 - Perda de pesticidas em sedimento de escoamento superficial da safra 2005/2006.

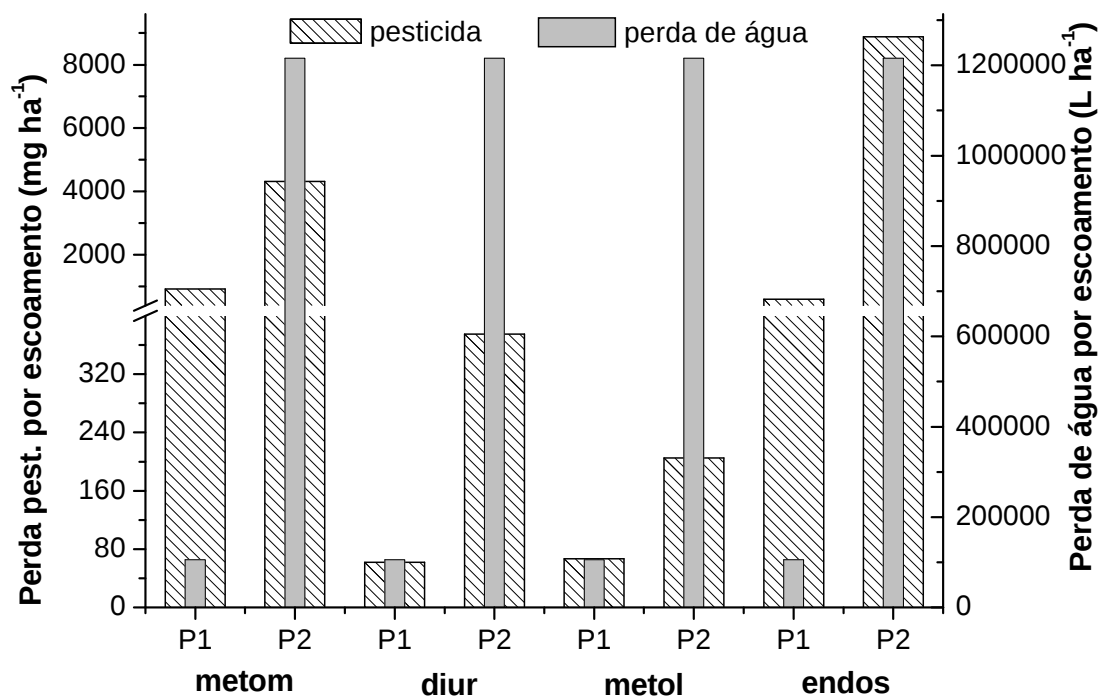


Figura 26 - Perda de pesticidas em água de escoamento superficial da safra 2006/2007.

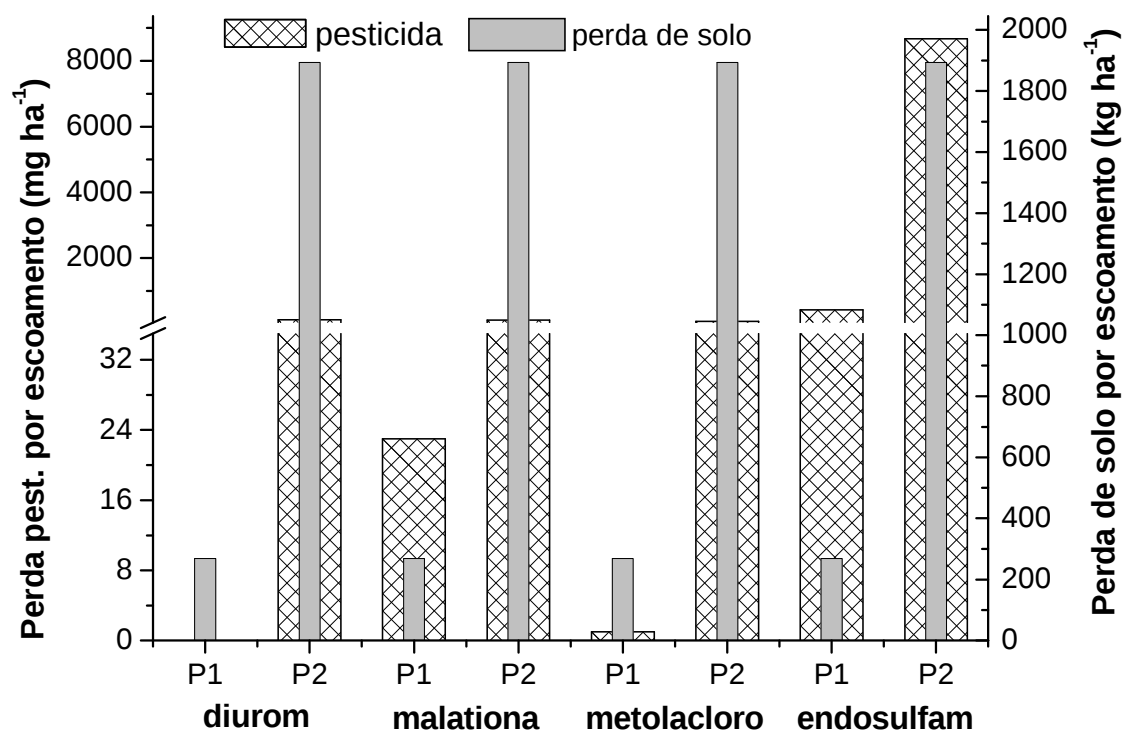


Figura 27 - Perda de pesticidas em sedimento de escoamento superficial da safra 2006/2007.

O diurom e o endosulfam foram os pesticidas mais transportados em água e sedimento. Vários fatores podem influenciar a perda destes pesticidas por

escoamento, principalmente tempo de meia-vida (persistentes no solo), que segundo os critérios de GOSS, classificam-nos como de alto a médio potencial de transporte dissolvido em água e também as características do solo. A perda do endossulfam total foi maior em água, uma vez que apresenta baixa solubilidade nesta matriz, este pesticida pode ter adsorvido às partículas do solo que permanecem em suspensão, sendo transportado pela água de escoamento, como observado por Rose et al. (2008), e, desta forma, ser um potencial contaminante de águas superficiais.

Dos pesticidas analisados, foram observadas perdas somente em uma etapa de amostragem (safra 2006/2007), para o metomil e malationa, o primeiro em água e o segundo em solo (Figuras 26 e 27). Esse fato pode ser devido a eventos de chuva mais intensos e em datas próximas às de aplicação destes pesticidas, no ano de 2007. O metomil foi transportado somente em água, por apresentar alta solubilidade e a malationa, em solo, por ter mais afinidade por esta matriz (Koc 217).

As concentrações detectadas para o metomil foram maiores na parcela com faixa de braquiária conforme demonstrado na Figura 21 (p. 68), entretanto, quando se compara em termos de massa perdida (Figura 26), foram observadas perdas mais elevadas na parcela sem faixa, devido à grande diferença no volume de perda de água, aproximadamente 12 % maior em P2 ($1.215.835 \text{ L ha}^{-1}$). Ludovice, Roston e Teixeira Filho (2003) observaram a mesma situação para a atrazina, em algumas coletas: concentrações maiores em parcelas com faixa de braquiária, mas perda total (massa), maior na parcela sem faixa. Pesticidas muito solúveis em água, ao serem aplicado sobre a planta, podem ser arrastados pela água da chuva, principalmente quando esta acontece pouco tempo após a aplicação.

As quantidades totais em massa perdida de pesticidas por escoamento superficial nas datas amostradas e as porcentagens de redução destes compostos quando se compara a eficiência da faixa de braquiária são apresentadas nas Tabelas 15 e 16. Com exceção do carbofurano, para todos os pesticidas (diurom, malationa, metomil e endossulfam total) foram observados redução nas perdas, quando se compara com a parcela com faixa de braquiária, com porcentagens de redução entre 65 e 100 % (Tabela 17).

Tabela 15 - Perda de pesticidas nas parcelas com e sem faixa e porcentagem de redução, durante o ano de 2006

Datas ^a		12/01 ^b	31/01	02/03	11/03	25/03	17/04
Diurom							
Perda (mg ha ⁻¹)							
água	P1 ^c	0 ^e	20,29	0	- ^f	0	0
	P2 ^d	677,73	154,96	0	0	0	0
Redução (%)		100	87	0	-	0	0
solo	P1	-	0	0	-	-	-
	P2	-	701,45	33,09	-	7,17	-
Redução (%)		-	100	100	-	-	-
Metolacoloro							
Perda (mg ha ⁻¹)							
água	P1	2,15	0	0	-	0	0
	P2	3,30	2,84	0	0	0	0
Redução (%)		35	100	0	-	0	0
Endosulfam total^g							
Perda (mg ha ⁻¹)							
água	P1	2,56	3,89	15,16	-	630,03	1170,78
	P2	3,51	10,58	505,13	283,33	2590,23	7621,17
Redução (%)		27	63	97	100	75	85
solo	P1	-	16,87	17,02	-	13,48	-
	P2	-	40,74	173,56	-	560,70	-
Redução (%)		-	59	90	-	98	-

^a Não houve água e sedimento para a coleta na data de 10/02; ^b Precipitação acumulada a partir do dia 01/01 entre cada data de coleta; ^c Parcela com faixa de braquiária; ^d Parcela sem faixa de braquiária; ^e não ocorreu perda de pesticida; ^f não coletado; ^g soma do alfa, beta e sulfato de endosulfam.

Porcentagens médias de redução nas perdas do metolacoloro foram obtidas entre 58 e 99 %, evidenciando a eficácia da faixa de braquiária em reter este pesticida, favorecendo a sorção às partículas de solo e posterior degradação, conforme demonstrado por Krutz et al. (2004). Resultados de redução semelhantes foram obtidos por Tingle et al. (1998); Vianello et al. (2005); Popov, Cornish e Sun (2006) e Patzold, Klein e Brummer (2007), todos com escoamento e chuva simulados. Os valores de redução determinados por esses autores foram de 92 - 98; 86 - 100; 44 - 85; 88 - 100 %, respectivamente. Estes resultados demonstram que os valores de redução obtidos para o metolacoloro, no presente estudo, estão na faixa dos apresentados na literatura, que são desenvolvidos em condições simuladas, onde se tem um maior controle das condições experimentais.

Tabela 16 - Perda de pesticidas nas parcelas com e sem faixa e porcentagem de redução, durante o ano de 2007.

Datas		03/01 ^a	19/01	01/02	23/02	14/03	05/04	21/04
Metomil								
Perda (mg ha ⁻¹)								
água	P1 ^b	0 ^d	0	0	97,95	322,29	462,39	44,45
	P2 ^c	0	0	0	1299,32	2986,10	- ^e	-
Redução (%)		0	0	0	92	89	- 100	- 100
Diurom								
Perda (mg ha ⁻¹)								
água	P1	18,36	24,65	12,53	6,74	0	0	0
	P2	15,69	44,49	243,53	71,46	0	0	0
Redução (%)		- 17	45	95	91	0	0	0
solo	P1	-	-	0	0	0	0	0
	P2	-	0	34,79	2,93	72,66	14,76	0
Redução (%)		-	-	100	100	100	100	0
Metolacoloro								
Perda (mg ha ⁻¹)								
água	P1	22,75	19,17	11,48	3,58	1,47	8,32	0,63
	P2	19,22	8,31	43,84	21,66	104,09	3,39	4,04
Redução (%)		- 18	- 130	74	83	98	- 145	93
solo	P1	-	-	0	0	0,47	0	0
	P2	-	21,12	3,43	0,61	41,15	3,64	0,46
Redução (%)		-	100	100	100	99	100	100
Malationa								
Perda (mg ha ⁻¹)								
solo	P1	-	- ^c	0	0	0	0	0
	P2	-	0 ^b	0	5,30	89,50	0	0
Redução (%)		-	-	0	100	100	0	-
Endosulfam total^f								
Perda (mg ha ⁻¹)								
água	P1	13,90	28,65	59,19	125,12	153,56	181,88	40,02
	P2	255,84	51,82	819,24	3542,82	3441,50	480,31	292,78
Redução (%)		95	45	93	95	96	62	86
solo	P1	-	-	107,43	44,06	142,14	128,97	7,42
	P2	-	2923,04	619,56	286,60	4197,32	547,15	64,23
Redução (%)			100	83	85	97	76	88

^a Precipitação acumulada a partir do dia 01/01 entre cada data de coleta; ^b Parcela com faixa de braquiaria; ^c Parcela sem faixa de braquiaria; ^d não ocorreu perda de pesticida; ^e não detectado; ^f soma do alfa e beta endosulfam e do metabólito sulfato de endosulfam.

Os resultados obtidos em condições de campo fornecem dados sobre o comportamento real do metolacoloro e de outros pesticidas, com propriedades físicas

e químicas semelhantes: alto transporte por escoamento superficial e, conseqüentemente, baixo potencial de contaminação de águas superficiais.

Tabela 17 - Porcentagens de redução de pesticidas em água e sedimento utilizando faixa de braquiária

Pesticidas	Redução (%)			
	2006		2007	
	água	sedimento	água	sedimento
metomil	--	--	85	--
diurom	97	100	83	100
malationa	--	--	--	100
metolacoloro	58	--	67	99
endosulfam	80	94	93	94

As porcentagens médias de redução de perda de metomil e malationa foram de 85 e 100 %, respectivamente. Entretanto, não ha relatos na literatura sobre mitigação desses dois pesticidas, principalmente para o metomil, que se mostrou altamente transportado por água de escoamento, em quantidades de até 4.285,42 mg ha⁻¹ (P2), podendo acarretar contaminação do ambiente aquático.

O diurom e o endosulfam foram os únicos pesticidas em que foram observadas perdas em água e sedimento nas duas safras de estudo nas parcelas com e sem faixa de vegetação. Para o diurom, a redução variou entre 83 e 100 % e para o endosulfam entre 80 e 94 %, evidenciando a eficiência da faixa de braquiária em diminuir a velocidade do escoamento e conseqüente deposição das partículas nele contidos.

A eficiência da faixa de vegetação em reduzir a quantidade transportada de pesticidas depende principalmente do tempo e intensidade dos eventos de chuvas, que podem provocar um volume elevado de escoamento, e, reduzir a retenção destas substâncias pela vegetação, como ocorreu em algumas etapas de coletas na safra de 2006/2007. Mersie et al. (2003) estudando parcelas com e sem vegetação, simularam dois tipos de fluxo de escoamento simulado com o endosulfam (2,7 e 6,0 L ha⁻¹), verificando redução entre 60 e 80 % para fluxo menor e entre 27 e 39 % para o fluxo maior, comprovando os resultados obtidos nas etapas de coletas descritos anteriormente.

Rice et al. (2007) verificaram redução na perda de endosulfam de até 79 % comparando diversas formas de manejo em plantações de frutas e vegetais, com eventos de chuva simulada. A redução foi menor em relação ao presente estudo, uma vez que não foi utilizada faixa de vegetação, mas procedimentos de plantação e misturas de culturas, tais como: semeadura em covas, fileiras, misturas de dois tipos de culturas, entre outros.

A redução na perda de diurom e endosulfam demonstrados por Rose et al. (2006) foram inferiores aos verificados com faixa de braquiária. Os autores avaliaram a mitigação dos pesticidas em parcelas com e sem faixa de vegetação, onde a aplicação ocorreu em tanque de distribuição, juntamente com água e sedimento, e escoado sobre as parcelas. As reduções variaram entre 37 e 62 % para o endosulfam e entre 27 e 55 % para o diurom.

Trabalhos utilizando faixas de vegetação para mitigar a entrada de pesticidas em águas superficiais vêm sendo descritos na literatura. Porém, o número de pesticidas contemplado ainda é reduzido, e a maioria das investigações avalia o comportamento de um só composto. Além do mais, em grande parte dos trabalhos, os pesticidas são aplicados juntamente com água e sedimentos diretamente na parcela com faixa, em outros, são utilizados chuvas simuladas e, poucos, utilizam chuva natural.

Dos pesticidas avaliados neste trabalho, encontraram-se estudos similares na literatura para o endosulfam e metolaclo, e para o diurom, somente o estudo realizado por Rose et al. (2006). Desta forma, os resultados obtidos no presente estudo para estes pesticidas e para a malationa, metomil e carbofurano, fornecem parâmetros para o entendimento de como as práticas de manejo conservacionistas (manutenção de faixa vegetativa próximas às margens dos rios) podem reduzir as perdas de pesticidas via escoamento superficial.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Dentre os estados brasileiros, Mato Grosso se destaca na atividade agrícola, principalmente nas áreas de cerrados, onde se desenvolve uma agricultura altamente mecanizada, com intenso uso de pesticidas. Poucos estudos têm sido desenvolvidos na região para avaliar a contribuição do potencial de contaminação de águas por pesticidas, resumindo-se aos realizados por Laabs et al. (1999), Dores (2003) e Carbo et al. (2008). No trabalho de Dores (2003) foi observado que a contaminação de águas superficiais ocorre principalmente pelo transporte de pesticidas, via escoamento superficial, uma vez que, a vegetação próxima às margens de rios quase não existe, acarretando além da contaminação, o assoreamento dos corpos d'água próximos às plantações.

Neste cenário, práticas de manejo conservacionistas, tais como: preservação de matar ciliar e plantação de faixas vegetativas (gramíneas) devem ser utilizadas no sentido de reduzir a velocidade do escoamento superficial e reter produtos químicos a ele transportados, dentre as quais, se destacam os pesticidas.

Conjugando a realidade da agricultura do Estado de Mato Grosso com o número reduzido de trabalhos desenvolvidos no Brasil, que avaliam a mitigação de pesticidas pelo emprego de faixas vegetativas, os resultados deste estudo fornecem dados gerados em condições de campo, para pesticidas ainda não investigados, contribuindo para a compreensão dos processos que podem oferecer alternativas para proteção dos ambientes aquáticos e, em consequência, para o estado da arte deste tema.

Um resumo destes resultados, que atendem os objetivos propostos estão apresentados a seguir.

❖ Os pesticidas aplicados entre os meses de janeiro e fevereiro nas parcelas das duas safras foram os mesmos, nas mesmas concentrações para a malationa, metolaclo e endosulfam e mais elevadas para o metomil, diuron e carbosulfano, na segunda safra (2006/2007). O estudo de eficiência da faixa de vegetação é eficiente em duas safras, pois possibilita uma melhor barreira de retenção, aumentando o teor de nutrientes de carbono orgânico, e consequentemente, a atividade microbiana.

❖ As perdas de solo e água foram maiores na parcela sem faixa de braquiária, efeito observado em maior proporção na segunda safra de estudo. A eficiência da faixa em reduzir as perdas de escoamento, foi mais evidenciada para os sedimentos, com porcentagem variando entre 86 e 91 %.

❖ As concentrações dos resíduos de diurom e endosulfam total nas amostras de água foram superiores na parcela sem faixa de braquiária nas duas safras de estudos. Os valores médios para o diurom nas duas safras foram 0,40 e 0,51 $\mu\text{g L}^{-1}$ (P1 – com faixa), 0,64 e 12,20 $\mu\text{g L}^{-1}$ (P2 – sem faixa) e, para o endosulfam, 1,49 e 4,15 $\mu\text{g L}^{-1}$ (P1), 5,80 e 7,33 $\mu\text{g L}^{-1}$ (P2).

❖ As concentrações dos resíduos de pesticidas nas amostras de sedimentos foram diferentes nas parcelas com e sem faixa, com valores superiores na parcela sem braquiária. Dos pesticidas investigados, foram detectados diurom (90,99 e 1081,16 $\mu\text{g kg}^{-1}$), endosulfam (189,26 e 4335,12 $\mu\text{g kg}^{-1}$), metolacoloro (27,07 $\mu\text{g kg}^{-1}$) e malationa (35,38 $\mu\text{g kg}^{-1}$); estes dois últimos foram determinados, somente na safra de 2006/2007, na qual volumes de escoamento superficial foram suficientes para realizar maior número de coletas, devido aos eventos de chuvas mais intensos e melhores distribuídos ao longo do período, provocando escoamento suficiente para o transporte de sedimentos e consequentemente, de pesticidas.

❖ Concentrações menores nas amostras de água e sedimentos das primeiras coletas que aumentaram ao longo das etapas de amostragem, como verificado para alguns pesticidas (metolacoloro e endosulfam), podem ser devidas ao efeito chamado *sponge-like*. Estes compostos permanecem aderidos à faixa de vegetação nos primeiros escoamentos e com chuvas posteriores são transportados pela água e sedimentos, dependendo de suas propriedades físicas e químicas. Outros podem ser degradados ou metabolizados, uma vez que, a atividade microbiana na faixa é elevada.

❖ Em relação à quantidade aplicada, a porcentagem de perda dos pesticidas variaram entre 0,0002 e 1,25 %. Dentre os pesticidas, perdas mais elevadas foram observadas para o metomil (0,77 %), diurom (0,18 %) e endosulfam total (1,25 %), visto que foram os aplicados em maiores concentrações e também segundo os critérios de GOSS, apresenta de médio a alto potencial de transporte dissolvido na água. Com exceção do carbofurano, todos os outros pesticidas foram transportados em maior quantidade na parcela sem faixa de braquiária.

❖ As reduções nas perdas de água e solo, na parcela com faixa de vegetação, foram satisfatórias, com valores médios entre 33 e 91 % para água e 52 e 86 % para o solo. A diferença entre os valores da primeira e segunda safras, pode ser devida ao alastramento da gramínea, formando uma barreira mais eficiente em diminuir a velocidade do escoamento, favorecendo a deposição das partículas em suspensão, aumentando a infiltração da água e sorção e posterior degradação dos pesticidas.

❖ Com exceção do metolaclo-ro em solo na primeira etapa de amostragem, para todos os outros pesticidas (diurom, malationa, metomil e endosulfam total) foram observados redução nas perdas, quando comparada com a parcela com faixa de braquiária, com porcentagens de redução entre 65 e 100 %.

❖ A considerável diminuição do escoamento superficial observada neste estudo indica que a faixa vegetada propicia tanto a proteção dos recursos hídricos como também, a preservação dos solos, evitando a sua perda por erosão.

❖ Tendo em vista a eficiência da faixa de braquiária em reduzir a velocidade do escoamento superficial e conseqüentemente a contaminação de águas na região de Primavera do Leste – MT, os resultados dessa pesquisa vêm trazer subsídios para que as autoridades locais promovam a conscientização dos agricultores para o uso racional dos pesticidas empregados na cultura do algodão, e, principalmente, a implantação de faixas vegetativas enquanto ocorre a recuperação de matas ciliares, minimizando a contaminação dos recursos hídricos, garantindo a exploração sustentável desses recursos.

6 CONCLUSÃO

A análise global dos resultados dos resíduos de pesticidas em água e sedimento indica que o filtro vegetativo (*Brachiaria decumbens*) mostrou-se eficiente na retenção dos pesticidas estudados em condições reais de campo (aplicação de pesticidas em lavoura de algodão, escoamento superficial provocado por chuva natural). Esses dados, além de contribuírem para a implantação de uma técnica simples e econômica na prevenção de contaminação de recursos hídricos, representam os primeiros resultados descritos na literatura, em um país de clima tropical, na avaliação conjunta de pesticidas efetivamente usados na agricultura.

7 CONTRIBUIÇÕES DO TRABALHO

- Técnica simples e econômica para preservação dos recursos hídricos superficiais e preservação dos solos.
- Primeiro trabalho sobre mitigação de pesticidas utilizando somente condições de campo.
- Conscientização dos produtores sobre a preservação dos recursos hídricos, mantendo uma faixa de vegetação próximo a rios e córregos.
- Normativa do INDEA-MT (200 metros próximo à margem de rios sem plantação, sendo 50 m de uma vegetação).
- Projeto de recuperação de nascentes do Rio São Lourenço, em Campo Verde - MT (GTHidro/CNPq).

8 DIFICULDADES ENCONTRADAS E SUGESTÕES

Estudos que avaliam o efeito de faixa vegetativa na mitigação de pesticidas aplicados na agricultura, dentre as culturas, destaca-se a de algodão, em condições de campo, evidenciam a realidade do entendimento da dinâmica destes compostos, no sentido de prevenir a erosão dos solos, assoreamento de rios e contaminação de recursos hídricos superficiais. Porém, existem algumas variáveis difíceis de serem controlados, tais como volume e intensidade da precipitação, distância entre a área experimental e o laboratório onde as análises são processadas, que geram um custo elevado no transporte, e dificuldade, algumas vezes, em obter dados de aplicação de pesticidas. Entretanto, os resultados obtidos nessa pesquisa evidenciam os benefícios advindos no uso de uma faixa de vegetação em reduzir a contaminação de águas superficiais por pesticidas, via escoamento superficial, fornecendo a realidade do comportamento destes compostos em condições de campo.

Desta forma, esta técnica de mitigação poderá ser utilizada:

- Para pesticidas aplicados em outras culturas em destaque no estado de Mato Grosso, tais como soja, arroz e milho;
- Na avaliação das reduções nas perdas de nutrientes do solo via escoamento superficial.

Para melhor entendimento desta técnica, recomendam-se ensaios de sorção e degradação de pesticidas em solos da faixa de vegetação, para predizer o comportamento destes compostos, uma vez retidos na faixa.

REFERÊNCIAS

ABU-ZREIG, M. Factors affecting sediment trapping in vegetated filter strips: simulation study using VFSSMOD. **Hydrological Processes**, v. 15, n. 8, p. 1447-1488, 2001.

ANDRADE, A. P.; SILVA, I. F.; DINIZ, E. J.; SANTIAGO, R. D.; OLIVEIRA, P. K. B. Perdas de solo e água por erosão num Latossolo Vermelho Amarelo, submetido a diferentes práticas agrícolas. **Agropecuária Técnica**, v. 19, n. 1, p. 14-19, 1999.

AORA, K.; MICKELSON, S. K.; BAKER, J. L. Effectiveness of vegetated buffer strips in reducing pesticide transport in simulated runoff. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, v. 46, n. 3, p. 635-644. 2003.

ARMAS, E. D.; MONTEIRO, R. T. R. Uso de agrotóxicos em cana-de-açúcar na Bacia do Rio Corumbataí e o risco de poluição hídrica. **Química Nova**, v. 28, n. 6, p. 975-982, 2005.

ASENSIO-RAMOS, M.; HERNÁNDEZ-BORGES, J.; BORGES-MIQUEL, T. M.; RODRÍGUEZ-DELGADO, M. A. Evaluation of multi-walled carbon nanotubes as solid-phase extraction adsorbents of pesticides from agricultural, ornamental and forestal soils. **Analytica Chimica Acta**, v. 647, n. 2, p. 167-176, 2009.

BAHIA, V. G.; CURI, N.; CARMO, D. N. Fundamentos de erosão do solo (tipos, formas, mecanismos, fatores determinantes e controle). **Informe Agropecuário**, v. 176, n. 16, p. 25-31, 1992.

BARFIELD, B. J.; BLEVINS, R. L.; FOGLE, A. W.; MADISON, C. E.; INAMDAR, S.; CAREY, D. I.; EVANGELOU, V. P. Water Quality impacts of natural filter strips in karst areas. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, v. 41, n. 3, p. 371-381, 1998.

BAYER, C.; MIELNICUZUK, J. Características químicas do solo afetadas por métodos de preparo e sistemas de cultura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 21, p. 105-112, dez. 1997.

BENOIT, P.; BARRIUSO, E.; VIDON, P.; REAL, B. Isoproturon sorption and degradation in a soil from grassed buffer strip. **Journal of Environmental Quality**, v. 28, n. 1, p. 121-129, 1999.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. Piracicaba: Livroceres, 1990. 392 p.

BLANCO-CANQUI, H.; GANTZER, C. J.; ANDERSON, S. H.; ALBERTS, E. E. Grass barriers for reduced concentrated flow induced soil and nutrient loss. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, n. 6, p. 1963-1972, 2004.

BORIN, M.; VIANELLO, M.; MORARI, F.; ZANIN, G. Effectiveness of buffer strips in removing pollutants in runoff from a cultivated field in North-East Italy. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 105, n. 1-2, p. 101-114, 2005.

BOYD, P. M.; BAKER, J. L.; MICKELSON, S. M.; AHMED, S. I. Pesticide transport with surface runoff and subsurface drainage through a vegetative filter strip. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, v. 46, n. 3, p. 675-684, 2003.

BRITO, M. N.; AMARANTE JÚNIOR, O. P.; POLESE, L.; RIBEIRO, M. L. Validação de métodos analíticos: estratégia e discussão. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 13, p. 129-146, 2003.

BRONDI, S. H. G.; LANÇAS, F. M. Development and validation of a multi-residue analytical methodology to determine the presence of selected pesticides in water through liquid chromatography. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 16, n. 3B, p. 650-653, 2005.

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

CABRERA, L.; COSTA, F. P.; PRIMEL, E. G. Estimativa de risco de contaminação das águas por pesticidas na região sul do estado do RS. **Química Nova**, v. 31, n. 8, p. 1982-1986, 2008.

CARBO, L. **Avaliação do comportamento de pesticidas em solos de lavouras de algodão na região de Primavera do Leste, Mato Grosso**. 2003. 137 f. Dissertação (Mestrado em Saúde e Ambiente)-Instituto de Saúde Coletiva, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2003.

CARBO, L.; SOUZA, V.; DORES, E. F. G. C.; RIBEIRO, M. L. Determination of pesticides multiresidues in shallow groundwater in a cotton-growing region of Mato Grosso, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 19, n. 6, p. 1111-1119, 2008.

CHEN, B. Water pollution simulation and health risk assessment through a refined contaminant transport model. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 200, n. 1-4, p. 323-339, 2009.

CORRELL, D. L. Buffer zones and water quality protection: general principles. In: HAYCOCK, N. E.; BURT, T. P.; GOULDING, K. W. T.; PINAY, G. (Ed.). **Buffer Zones: their processes and potential in water protection**. Disponível em: <<http://www.riparianbuffers.umd.edu/manuals/correl.htm>>. Acesso em: 20 jan. 2009.

COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPINDOLA, E. L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, v. 31, n. 7, p. 1820-1830, 2008.

DABROWSKI, J. M.; BENNETT, E. R.; BOLLEN, A.; SCHULZ, R. Mitigation of azinphos-methyl in a vegetated stream: comparison of runoff- and spray-drift. **Chemosphere**, v. 62, n. 2, p. 204-212, 2006.

DABROWSKI, J. M.; PEALL, S. K. C.; REINECKE, A. J.; LIESS, M.; SCHULZ, R. runoff-related pesticide input into the lourens river, south africa: basic data for exposure assessment and risk mitigation at the catchment scale. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 135, n. 1-4, p. 265-283, 2002.

DILLAHA, T. A.; RENEAU, R. B; MOSTAGHIMI, S.; LEE, D. Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. **Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v. 2, n. 32, p. 513-519, 1989.

DOMAGALSKY, J. Pesticides and pesticide degradation products in stormwater runoff: Sacramento River Basin, California. **Water Resource Bulletin**, v. 32, n. 5, p. 953-964, 1997.

DORES, E. F. G. C. (Coord.). **Estudo da contaminação de pesticidas no ambiente e seu monitoramento em águas superficiais, subterrâneas e pluviais em regiões cotonícolas do estado de Mato Grosso** 2003. 146 p. (Relatório final de projeto de pesquisa)-Departamento de Química, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2003.

DORES, E. F. G. C. **Contaminação de águas superficiais e subterrâneas por pesticidas em Primavera do Leste, Mato Grosso**. 2004. 281 f. Tese (Doutorado em Química) – Instituto de Química, Universidade Estadual Paulista, Araraquara, 2004.

DORES, E. F. G. C.; SPADOTTO, C. A.; WEBER, O. L. S.; CARBO, L.; VECCHIATO, A. B.; PINTO, A. A. Environmental behaviour of metolachlor and diuron in a tropical soil in the central region of Brazil. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 197, n. 1-4, p. 175-183, 2009.

FATOKI, O. S.; AWOFOLO, R. O. Methods for selective determination of persistent organochlorine pesticide residues in water and sediments by capillary gas chromatography and electron-capture detection. **Journal of Chromatography A**, v. 988, n. 1-2, p. 225-236, 2003.

FAY, E. F.; SILVA, C. M. M. S. Comportamento e destino de agrotóxicos no ambiente solo-água. In: SILVA, C. M. M. S.; FAY, E. F. (Ed.). **Agrotóxicos e ambiente**. Brasília, DF: EMBRAPA, 2004. Cap. 3, p. 107-413.

GATIDOU, G.; KOTRIKLA, A.; THOMAIDIS, N. S.; LEKKAS, T. D. Determination of two antifouling booster biocides and their degradation products in marine sediments by high performance liquid chromatography-diode array detection. **Analytica Chimica Acta**, v. 505, n. 1, p. 153-159, 2004.

GAYNOR, J. D.; TAN, C. F.; DRURY, T. W.; WELACKY, H. Y. F.; REYNOLDS, W. D. Runoff and drainage losses of atrazine, metribuzin, and metolachlor in three water management systems. **Journal of Environmental Quality**, v. 31, n. 1, p. 300-308, 2002.

GRISMER, M. E.; O'GEEN, A. T.; LEWIS, D. Vegetative filter strips for nonpoint source pollution control in agriculture. **Publication 8195**. Califórnia, University of California. Disponível em: <<http://anrcatalog.ucdavis.edu>>. Acesso em: 29 jun. 2009.

HAITH, D. A.; ROSSI, F. S. Ecological risk assessment of pesticide runoff from turf. **Journal of Environmental Quality**, v. 32, n. 2, p. 447-455, 2003.

HOLT, M. S. Sources of chemical contaminants and routes into the freshwater environment. **Food and Chemical Toxicology**, v. 38, s. 1, p. 21-27, 2000.

HOLVOET, K. M. A.; SEUNTJENS, P.; VANROLLEGHEM, P. A. Monitoring and modeling pesticide fate in surface waters at the catchment scale. **Ecological Modelling**, v. 209, n. 1, p. 53-64, 2007.

HONING, M.; RIU, J.; BARCELO, D.; VAN BAAR, B. L. M.; BRINKMAN, U. A. T. Determination of ten carbamate pesticides in aquatic and sediment samples by liquid chromatography-ion spray and thermospray mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, v. 733, n. 1-2, p. 283-294, 1996.

JERGENTZ, S.; MUGNI, H.; BONETTO, C.; SCHULZ, R. Assessment of insecticide in runoff and stream water of small agricultural streams in the main soybean area of Argentina. **Chemosphere**, v. 61, n. 6, p. 817-826, 2005.

KARTHIKEYAN, R.; DAVIS, L. C.; ERICKSON, L. E.; AL-KHATIB, K.; KULAKOW, P. A.; BARNES, P. L.; HUTCHINSON, S. L.; NURZHANOVA, A. A. Potential for plant-based remediation of pesticide-contaminated soil and water using nontarget plants such as trees, shrubs and grasses. **Critical Reviews in Plant Sciences**, v. 23, n. 1, p. 91-101, 2004.

KLOPPEL, H.; KORDEL, W.; STEIN, B. Herbicide transport by surface runoff and herbicide retention in a filter strip rainfall and runoff simulation studies. **Chemosphere**, v. 35, n. 1-2, p. 129-141, 1997.

KRUTZ, L. J.; SENSEMAN, S. A.; ZABLOTOWICZ, R. M.; MATOCHA, M. A. Reducing herbicide runoff from agricultural fields with vegetative filter strips: a review. **Weed Science**, v. 53, n. 3, p. 353-367, 2005.

KRUTZ, L. J.; GENTRY, T. J.; SENSEMAN, S. A.; PEPPER, I. L.; TIERNEY, D. P. Mineralisation of atrazine, metolachlor and their respective metabolites in vegetated filter strip and cultivated soil. **Pest Management Science**, v. 62, n. 6, p. 505-514, 2006.

KRUTZ, L. J.; SENSEMAN, S. A.; DOZIER, M. C.; HOFFMAN, D. W.; TIERNEY, D. P. Infiltration and adsorption of dissolved atrazine and atrazine metabolites in buffalograss filter strips. **Journal of Environmental Quality**, v. 32, n. 6, p. 2319-2324, 2003.

KRUTZ, L. J.; SENSEMAN, S. A.; McINNES, K. J.; HOFFMAN, D. W.; TIERNEY, D. P. Adsorption and desorption of metolachlor and metolachlor metabolites in vegetated filter strip and cultivated soil. **Journal of Environmental Quality**, v. 33, n. 3, p. 939-945, 2004.

LAABS, V.; AMELUNG, W.; PINTO, A. A.; ALTSTAEDT, A.; ZECH, W. Leaching and degradation of corn and soybean pesticides in an Oxisol of the Brazilian Cerrados. **Chemosphere**, v. 41, n. 9, p. 1441-1449, 2000.

LAABS, V.; AMELUNG, W.; ZECH, W. Multi-residue analysis of corn and soybean pesticides in Brazilian oxisols using gas chromatography and mass selective detection. **Journal of Environmental Quality**, v. 28, n. 6, p. 1778-1786, 1999.

LEU, C.; SINGER, H.; STAMM, C.; MULLER, S. R.; SCHWARZENBACH, R. P. Simultaneous assessment of sources, processes, and factors influencing herbicide losses to surface waters in a small agricultural catchment. **Environmental Science Technology**, v. 38, n. 14, p. 3827-3834, 2004.

LEVY, D. B.; REDENTE, E. F.; UPHOFF, G. D. Evaluating the phytotoxicity of Pb-Zn tailings to big bluestem (*Andropogon gerardii* Vitman) and Switchgrass (*Panicum virgatum* L.). **Soil Science**, v. 164, n. 6, p. 363-375, 1999.

LIU, X.; ZHANG, X.; ZHANG, M. Major factors influencing the efficacy of vegetated buffers on sediment trapping: a review and analysis. **Journal of Environmental Quality**, v. 37, n. 5, p. 1667-1674, 2008.

LUDOVICE, M. T. F.; ROSTON, D. M.; TEIXEIRA FILHO, J. Efeito da faixa-filtro na retenção de atrazina em escoamento superficial. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 7, n. 2, p. 323-328, 2003.

MACEK, T.; MACKOVÁ, M.; KÁ, J. Exploitation of plants for the removal of organics in environmental remediation. **Biotechnology Advances**, v. 18, n. 1, p. 23-24, 2000.

MADRIGAL, I.; BENOIT, P.; BARRIUSO, E.; REAL, B.; DUTERTRE, A.; MOQUET, M.; TREJO, M.; ORTIZ, L. Pesticide degradation in vegetative buffer strips: grassed and tree barriers: case of isoproturon. **Agrociencia**, v. 41, n. 2, p. 205-217, 2007.

MAGETTE, W. L.; BRINSFIELD, R. B.; PALMER, R. E.; WOOD, J. D. Nutrient and sediments removal by vegetated filter strips. **Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v. 2, n. 32, p. 663-667, 1989.

MALTBY, L.; HILLS, L. Spray drift of pesticides and stream macroinvertebrates: experimental evidence of impacts and effectiveness of mitigation measures. **Environmental Pollution**, v. 156, n. 3, p. 1112-1120, 2008.

MARIA, I. C.; CHAVES, M. O.; DECHEN, S. C. F. Comparação dos resultados do modelo WEPP com os obtidos em condições de chuva natural, durante sete anos, em um Latossolo Vermelho distroférico típico em Campinas, SP. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE CONTROLE DE EROÇÃO, 7., 2001. **Anais...** Goiânia: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia, 2001. v. 1, p. 1-9.

MEAGHER, R. B. Phytoremediation of toxic elemental and organic pollutants. **Current Opinion in Plant Biology**, v. 3, n. 2, p. 153-162, 2000.

MERSIE, W.; SEYBOLD, C.; TSEGAYE, T. Movement, adsorption, and mineralization of atrazine in two soils with and without switchgrass (*Panicum virgatum*) roots. **European Journal of Soil Science**, v. 50, n. 2, p. 343-349, 1999.

MERSIE, W.; SEYBOLD, C. A.; McNAMEE, C.; HUANG, J. Effectiveness of switchgrass filter strips in removing dissolved atrazine and metolachlor from runoff. **Journal of Environmental Quality**, v. 28, n. 3, p. 816-821, 1999.

MERSIE, W.; SEYBOLD, C. A.; McNAMEE, C.; LAWSON, M. A. Abating endosulfan from runoff using vegetative filter strips: the importance of plant species and flow rate. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 97, n. 1-3, p. 215-223, 2003.

MEYER, L. D.; DABNEY, S. M.; HARMON, W. C. Sediment-trapping effectiveness of stiff-grass hedges. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, v. 35, n. 6, p. 809-815, 1995.

MICKELSON, S. K.; BAKER, J. L.; AHMED, S. I. Vegetative filter strips for reducing atrazine and sediment runoff transport. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 58, n. 6, p. 359-367, 2003.

MOORE, M. T.; BENNET, B. R.; COOPER, C. M.; FARRIS, J. L.; DROUILLARD, K. G.; SCHULZ, R. Influence of vegetation in mitigation of methyl parathion runoff. **Environmental Pollution**, v. 142, n. 2, p. 288-294, 2006.

MOORE, M. T.; COOPER, C. M.; SMITH, S. Jr.; CULLUM, R. F.; KNIGHT, S. S.; LOCKE, M. A.; BENNET, B. R. Diazinon mitigation in constructed wetlands: influence of vegetation. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 184, n. 1, p. 313-321, 2007.

MOORE, M. T.; COOPER, C. M.; SMITH, S. Jr.; CULLUM, R. F.; KNIGHT, S. S.; LOCKE, M. A.; BENNET, B. R. Mitigation of two pyrethroid insecticides in a Mississippi Delta constructed wetland. **Environmental Pollution**, v. 157, n. 2, p. 250-256, 2009.

MOORE, M. T.; DENTON, D. L.; COOPER, C. M.; WRYSINSKI, J.; MILLER, J. L.; REECE, K.; CRANE, D.; ROBINS, P. Mitigation assessment of vegetated drainage ditches for collecting irrigation runoff in California. **Journal of Environmental Quality**, v. 37, n. 2, p. 486-493, 2008.

MOORE, M. T.; SCHULZ, R.; COOPER, C. M.; SMITH Jr., S.; RODGERS, J. H. Jr. Mitigation of chlorpyrifos runoff using constructed wetlands. **Chemosphere**, v. 46, n. 6, p. 827-835, Feb. 2002.

NTOW, W. J.; DRECHSEL, P.; BOTWE, B. O.; KELDERMAN, P.; GIJZEN, H. J. The impact of agricultural runoff on the quality of two streams in vegetable farm areas in Ghana. **Journal of Environmental Quality**, v. 37, n. 2, p. 696-703, 2008.

PARKER, D. B.; MICHEL, T. G.; SMITH, J. L. Compaction and water velocity effects on soil in shallow flow. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 121, n. 2, p. 170-178, 1995.

PATZOLD, S.; KLEIN, C.; BRUMMER, G. W. Run-off transport of herbicides during natural and simulated rainfall and its reduction by vegetated filter strips. **Soil Use and Management**, v. 23, n. 3, p. 294-305, 2007.

PINHO, A. P.; MATOS, A. T.; COSTA, L. M.; MORRIS, L. A.; MARTINEZ, M. A. Modelagem da retenção de herbicidas em zonas ripárias. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 896-902, 2006.

POLETIKA, N. N.; COODY, P. N.; FOX, G. A.; SABBAGH, G. J.; DOLDER, S. C.; WHITE, J. Chlorpyrifos and Atrazine removal from runoff by vegetated filter strips: experiments and predictive modeling. **Journal of Environmental Quality**, v. 38, n. 3, p. 1042-1052, 2009.

POPOV, V. H.; CORNISH, P. S.; SUN, H. Vegetated biofilters: the relative importance of infiltration and adsorption in reducing loads of water-soluble herbicides in agricultural runoff. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 114, n. 2-4, p. 351-359, 2006.

RANKINS, A. Jr.; SHAW, D. R.; BOYETTE, M. Perennial grass filter strips for reducing herbicide losses in runoff. **Weed Science**, v. 49, n. 5, p. 647-651, 2001.

REICHENBERGER, S.; BACH, M.; SKITSCHAK, A.; FREDE, H. G. Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness: a review. **Science of the Total Environment**, v. 384, n. 1-3, p. 1-35, 2007.

REUNGSANG, A.; MOORMAN, T. B.; KANWAR, R. S. Transport and fate of atrazine in Midwestern riparian buffer strips. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 37, n. 6, p. 1681-1692, 2001.

RIBANI, M.; BOTTOLI, C. B. G.; COLLINS, C. H.; JARDIM, I. C. S. F.; MELO, L. F. C. Validação em métodos cromatográficos e eletroférricos. **Química Nova**, v. 27, n. 5, p. 771-780, 2004.

RICE, P. J.; McCONNELL, L. L.; HEIGHTON, L. P.; SADEGHI, A. M.; ISENSEE, A. R.; TEASDALE, J. R.; ABDUL-BAKI, A. A.; HARMAN-FETCHO, J. A.; HAPEMAN, C. J. Runoff loss of pesticides and soil: a comparison between vegetative mulch and plastic mulch in vegetable production systems. **Journal of Environmental Quality**, v. 30, n. 5, p. 1808-1830, 2001.

RICE, P. J.; HARMAN-FETCHO, J. A.; TEASDALE, J. R.; SADEGHI, A. M.; McCONNELL, L. L.; COFFMAN, C. B.; HERBERT, R. R.; HEIGHTON, L. P.; HAPEMAN, C. J. Use of vegetative furrows to mitigate copper loads and soil loss in runoff from polyethylene (plastic) mulch vegetable production systems. **Environmental Toxicology Chemistry**, v. 23, n. 3, p. 719-725, 2004.

RICE, P. J.; HARMAN-FETCHO, J. A.; SADEGHI, A. M.; McCONNELL, L. L.; COFFMAN, C. B.; TEASDALE, J. R.; ABDUL-BAKI, A.; STARR, J. L.; McCARTY, G. W.; HERBERT, R. R.; HAPEMAN, C. J. Reducing insecticide and fungicide loads in runoff from plastic mulch with vegetative-covered furrows. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 55, n. 4, p. 1377-1384, 2007.

ROGERS, M. R.; STRINGFELLOW, W. T. Partitioning of chlorpyrifos to soil and plants in vegetated agricultural drainage ditches. **Chemosphere**, v. 75, n. 1, p. 109-114, 2009.

ROSE, C. W.; HOGARTH, W. L.; GHADIRI, H.; PARLANGE, J. Y.; OKOM, A. Overland flow to and through a segment of uniform resistance. **Journal of Hydrology**, v. 255, n. 1-4, p. 134-150, 2002.

ROSE, M. T.; CROSSAN, A. N.; KENNEDY, I. R. The effect of vegetation on pesticide dissipation from ponded treatment wetlands: quantification using a simple model. **Chemosphere**, v. 72, n. 7, p. 999-1005, 2006.

SABBAGH, G. J.; FOX, G. A.; KAMANZI, A.; ROEPKE, B.; TANG, J. Z. Effectiveness of vegetative filter strips in reducing pesticide loading: quantifying pesticide trapping efficiency. **Journal of Environmental Quality**, v. 38, n. 2, p. 762-771, 2009.

SCHÄFER, R. B.; MUELLER, R.; BRACK, W.; WENZEL, K. D.; STRECK, G.; RUCK, W.; LIESS, M. Determination of 10 particle-associated multiclass polar and semi-polar pesticides from small streams using accelerated solvent extraction. **Chemosphere**, v. 70, n. 11, p. 1952-1960, 2008.

SEYBOLD, C.; MERSIE, W.; DELOREM, D. Removal and degradation of atrazine and metolachlor by vegetative filter strips on clay loam soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 32, n. 5-6, p. 723-737, 2001.

SIBALI, L. L.; OKWONKWO, J. O.; McCRINDLE, R. I. Determination of selected organochlorine pesticide (OCP) compounds from the Jukskei River catchment area in Gauteng, South Africa. **Water SA**, v. 34, n. 5, p. 611-621, 2008.

SILVA, A. M.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; LIMA, J. M.; AVANZI, J. C.; FERREIRA, M. M. Perdas de solo, água, nutrientes e carbono orgânico em Cambissolo e Latossolo sob chuva natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, n. 12, p. 1223-1230, 2005a.

SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F.; SCHAEFER, C. E. G. R.; AMORIM, R. S. S.; PAIVA, K. W. N. Efeito da cobertura nas perdas de solo em um Argissolo Vermelho Amarelo utilizando simulador de chuva. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 2, p. 409-419, 2005b.

SILVA, R. V. Estimativa de largura de faixa vegetativa para zonas ripárias: uma revisão. In: SEMINÁRIO DE HIDROLOGIA FLORESTAL, ZONAS RIPÁRIAS, 1., 2003, Alfredo Wagner. **Anais...** Alfredo Wagner, 2003.

SMITH, K. E.; PUTNAM, R. A.; PHANEUF, C.; LANZA, G. R.; DHANKHER, O. P.; CLARK, J. M. Selection of plants for optimization of vegetative filter strips treating runoff from Turfgrass. **Journal of Environmental Quality**, v. 37, n. 5, p. 1855-1861, 2008.

SMITH, M. Vegetative filter strips for improved surface water quality. **Water Quality - Management Systems Evaluation Areas**. 1999. Disponível em: <<http://www.extension.iastate.edu/Publications/PM1507.pdf>> Acesso em: 15 jan. 2009.

SNOO, G. R.; WIT, P. J. Buffer zones for reducing pesticide drift to ditches and risks to aquatic organisms. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 41, n. 1, p. 112-118, p. 1998.

STADDON, W. J.; LOCKE, M. A.; ZABLOTOWICZ, R. M. Microbiological characteristics of a vegetative buffer strip soil and degradation and sorption of metolachlor. **Soil Science Society of America Journal**, v. 65, n. 4, p. 1136-1142, 2001.

STROHMEIER, K. **Vegetative filter strips**: water quality protection tips for farmer. Kentucky, University of Kentucky. Disponível em: <<http://www.ca.uky.edu/county/Owen/home/vegetative%20filter%20strips.htm>> Acesso em: 20 ago. 2008.

SYVERSEN, N. Effect of a cold-climate buffer zone on minimising diffuse pollution from agriculture. **Water Science and Technology**, v. 9, n. 45, p. 69-76, 2002.

SYVERSEN, N.; BECHMANN, M. Vegetative buffer zones as pesticide filters for simulated surface runoff. **Ecological Engineering**, v. 22, n. 3, p. 175-184, 2004.

TINGLE, C. H.; SHAW, D. R.; BOYETTE, M.; MURPHEY, G. P. Metolachlor and metribuzin losses in runoff as affected by width of vegetative filter strips. **Weed Science**, v. 46, n. 4, p. 475-479, 1998.

TOMITA, R. Y.; BEYRUTH, Z. Toxicologia de agrotóxicos em ambiente aquático. **Biológico**, v. 64, n. 2, p. 135-142, 2002.

TOMLIN, C. D. S. (Ed.). **The e-Pesticide Manual**. 12th ed. Farnham: British Crop Protection, 2001-2002. Version 2.1. 1 CD-Rom.

VEGA, A. B.; FRENICH, A. G.; VIDAL, J. L. M. Monitoring of pesticides in agricultural water and soil samples from Andalusia by liquid chromatography coupled to mass spectrometry. **Analytica Chimica Acta**, v. 538, n. 1-2, p. 117-127, 2005.

VELLIDIS, G.; LOWRANCE, R.; GAY, P.; WAUCHOPE, R. D. Herbicide transport in a restored riparian forest buffer system. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, v. 45, p. 89-87, 2002.

VIANELLO, M.; VISCHETTI, C.; SCARPONI, L.; ZANIN, G. Herbicide losses in runoff events from a field with a low slope: role of a vegetative filter strip. **Chemosphere**, v. 61, n. 5, p. 717-725, 2005.

VIEIRA, V. F. Estimativa de perdas de solo por erosão hídrica em uma sub-bacia hidrográfica. **Geografia**, v. 17, n. 1, p. 73-81, 2008.

VILELA, H. Série gramínea tropical – gênero *Brachiaria* (*Brachiaria Decumbes* – capim). **Portal Agronomia** – o portal da ciência e tecnologia. Disponível em: <http://www.agronomia.com.br/conteudo/artigos/artigos_gramineas_tropicais_brachia_aria_decumbens.htm>. Acesso em: 25 ago. 2008.

VOLK, L. B. S.; COGO, N. P.; STRECK, E. V. Erosão hídrica influenciada por condições físicas de superfície e subsuperfície do solo resultantes do seu manejo, na ausência de cobertura vegetal. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 4, p. 763-774, 2004.

WEBSTER, E. P.; SHAW, D. R. Impact of vegetative filter strips on herbicide loss in runoff from soybean (*Glycine max*). **Weed Science**, v. 44, n. 6, p. 662-671, 1998.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. Rainfall energy and its relationship to soil loss. **Transactions of the American Geophysical Union**, v. 39, n. 2, p. 285-291, 1958.