



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
INSTITUTO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA TERRA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM FÍSICA AMBIENTAL

**SIG E REGRESSÃO LOGÍSTICA PARA ANÁLISE DA POLUIÇÃO DIFUSA POR
PESTICIDAS EM ÁGUAS SUPERFICIAIS NA BACIA DO ALTO RIO DAS MORTES -MT**

IVANI MATOS DE OLIVEIRA

PETER ZEILHOFER

Cuiabá – MT
Setembro de 2008



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
INSTITUTO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA TERRA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM FÍSICA AMBIENTAL

**SIG E REGRESSÃO LOGÍSTICA PARA ANÁLISE DA POLUIÇÃO DIFUSA POR
PESTICIDAS EM ÁGUAS SUPERFICIAIS NA BACIA DO ALTO RIO DAS MORTES -MT**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Física Ambiental da Universidade Federal de Mato Grosso como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Física e Meio Ambiente, sob orientação do Professor Dr. Peter Zeilhofer.

PETER ZEILHOFER

Cuiabá – MT
Setembro de 2008

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
INSTITUTO DE FÍSICA
Programa de Pós-Graduação em Física Ambiental

FOLHA DE APROVAÇÃO

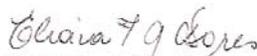
TÍTULO: SISTEMA DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA E
REGRESSÃO LOGÍSTICA PARA ANÁLISE DA
POLUIÇÃO DIFUSA POR PESTICIDAS EM ÁGUAS
SUPERFICIAIS NA BACIA DO ALTO RIO DAS
MORTES - MT

AUTORA: IVANI MATOS DE OLIVEIRA

Dissertação de Mestrado defendida e aprovada em 23 de setembro de 2008, pela
comissão julgadora:



Prof. Dr. Peter Zeilhofer - Orientador
Instituto de Ciências Humanas e Sociais/UFMT



Profa. Dra. Eliana Freire Gaspar de Carvalho Dorez - Examinadora Externa
Instituto de Ciências Exatas e da Terra/UFMT



Prof. Dr. Shozo Shiraiwa - Examinador Interno
Instituto de Física/UFMT

DEDICATÓRIA

“A minha mãe, que sempre me apoiou em minhas decisões, e me ensinou desde cedo a importância do conhecimento”.

AGRADECIMENTOS

Ao prof. Dr. Peter Zeilhofer pela amizade, paciência, orientação e por sempre acreditar no meu esforço.

À banca examinadora Prof. Dr. Shozo Shiraiwa pela oportunidade, amizade e ensinamentos; e Prof.^a Dr.^a Eliana Freire Gaspar de Carvalho Dores por sempre estar disposta a me ajudar e a conversar sobre meu trabalho.

Ao amigo Osvaldo Borges Pinto pelo companheirismo.

Aos professores Drs. Fernando Ximenes de Tavares Salomão e Alterêdo Oliveira Cutrim, pela contribuição teórica no trabalho.

Aos pesquisadores do Grupo de Pesquisa em Poluentes Ambientais da UFMT, pela contribuição e disponibilidade de dados.

À CAPES pelo apoio financeiro durante o mestrado.

Ao Programa de Pós Graduação em Física Ambiental pela oportunidade de cursar o mestrado, em especial ao Prof. Dr José de Souza Nogueira (Paraná) pelos ensinamentos não só acadêmicos como também da vida.

Aos colegas de curso, pelo companheirismo e os bons momentos vividos juntos.

A secretária Soilce pela ajuda durante o curso.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	iii
LISTA DE TABELAS	iv
RESUMO	v
ABSTRACT	vi
1. Introdução	1
2. Revisão de literatura	4
2.1 Qualidade da água e suas alterações.....	4
2.2 Poluição difusa por pesticidas em áreas agrícolas.....	5
2.3 Geoprocessamento como ferramenta para modelagem espacial da qualidade de água ...	9
3. Área de estudo	12
3.1 Caracterização física e climática	12
4. Materiais e métodos.....	14
4.1 Visão geral.....	14
4.2 Monitoramento de pesticidas nos mananciais	14
4.2.1 Seleção dos Pesticidas para o estudo	16
4.3 Dados de precipitação.....	17
4.4 Dados espaciais e pré-processamento.....	17
4.4.1 Modelo Numérico do Terreno	18
4.4.2 Layers temáticos do Zoneamento Sócio Econômico Ecológico do Estado de Mato Grosso.....	18
4.4.3 Mapa Pedológico	19
4.4.4 Mapa de Aptidão Agrícola	20
4.5 Mapeamento de uso e ocupação da terra por imagens de satélite	21
4.6 Camadas da Distância para a rede hidrográfica, os mananciais e suas Relações.....	21
4.7 Regressão logística	22
4.8 Modelação espacial de risco	23

5. Resultados e Discussões	25
5.1 Análise exploratória das análises de resíduos de pesticidas de água.....	25
5.2 Variáveis independentes	26
5.2.1 Altitude	26
5.2.2 Declividade.....	28
5.2.3 Mapa Pedológico	30
5.2.4 Aptidão Agrícola	32
5.2.5 Uso e Ocupação da terra	35
5.2.6 Distâncias para a rede hidrográfica e largura das matas ciliares	37
5.3 Modelos preditivos	39
5.3.1 Pré-processamento das variáveis	39
5.3.2 Cruzamento dos Planos de Informação	48
6. Conclusões.....	52
7. Referências Bibliográficas.....	53

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Área de estudo	13
Figura 2- Localização das sub-bacias amostradas.....	15
Figura 3 - Porcentagem de casos de detecção de inseticidas nas sub-bacias amostradas	25
Figura 4 - Porcentagem de casos de detecção de herbicidas nas sub-bacias amostradas.....	26
Figura 5 - Modelo numérico do Terreno (MNT) da bacia hidrográfica do Alto Rio das Mortes extraído do site: http://srtm.usgs.gov em 2007.....	27
Figura 6 - Plano de informação da declividade do terreno na bacia do Alto Rio das Mortes. .	29
Figura 7 - Mapa de pedologia da bacia do Alto rio das Mortes.	31
Figura 8 - Mapa de aptidão agrícola na bacia do Alto Rio das Mortes. Fonte: SEPLAN (2000).	34
Figura 9 -Mapa de vegetação e uso da terra na bacia do Alto Rio Das Mortes. Fonte: SEPLAN (2000).	36
Figura 10 - Mapa diferença da distância para os mananciais.	38
Figura 11 - Tabulação cruzada da RL para modelação espacial do risco de contaminação por Endosulfan. (“Overall Percentage”: Qualidade geral do modelo).....	40
Figura 12 - Principais indicadores estatísticos do modelo de RL (“backward conditional”) para mapeamento de risco de contaminação por Endosulfan.....	41
Figura 13 - Tabulação cruzada da RL para modelação espacial do risco de contaminação por Metil_Paration. (“Overall Percentage”: Qualidade geral do modelo).....	41
Figura 14 - Principais indicadores estatísticos do modelo de RL (“backward conditional”) para mapeamento de risco de contaminação por Metil_Paration.	42
Figura 15 - Principais indicadores estatísticos do modelo de RL (“backward conditional”) para mapeamento de risco de contaminação por Triazofós.....	43
Figura 16 - Principais indicadores estatísticos do modelo de RL (“backward conditional”) para mapeamento de risco de contaminação por Triazofós.....	44
Figura 17 - Tabulação cruzada da RL para modelação espacial do risco de contaminação por Inseticidas Total. (“Overall Percentage”: Qualidade geral do modelo).	45
Figura 18 - Principais indicadores estatísticos do modelo de RL (“backward conditional”) para mapeamento de risco de contaminação por Inseticidas Total.	46
Figura 19 - Tabulação cruzada da RL para modelação espacial do risco de contaminação por Pesticidas Total Binarizados. (“Overall Percentage”: Qualidade geral do modelo).	47
Figura 20 - Principais indicadores estatísticos do modelo de RL (“backward conditional”) para mapeamento de risco de contaminação por Pesticidas Total Binarizados	48
Figura 21 - Mapa de distribuição da probabilidade média de presença de pesticidas da variável dependente Triazofós.....	49
Figura 22 - Mapa de distribuição da probabilidade média de presença de pesticidas da variável dependente inseticidas total.	51

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Classificação dos pesticidas conforme o método de GOSS (1992).	16
Tabela 2 - Estações pluviométricas no Alto Rio das Mortes.....	17
Tabela 3 - Classes de relevo e declividade conforme SEPLAN (2000).....	28
Tabela 4 - Classes de solos com suas respectivas codificações ordinais.....	30
Tabela 5 - Classes de Aptidão Agrícola conforme SEPLAN (2000), e seus pesos.....	32
Tabela 6 - Classes de uso e ocupação da terra com suas respectivas codificações.	35
Tabela 7 - Organização das variáveis dependentes e explanatórias para entrada na RL.....	39
Tabela 8 - Tabela demonstrativa da organização de variáveis dependentes (presença – ausência de pesticidas – binarizado) e independentes (quantificação dos respectivos atributos por sub-bacia) para desenvolvimento dos modelos de RL.....	39

RESUMO

O presente trabalho tem como objetivo geral avaliar o uso de Sistema de Informação Geográfica (SIG) e da Técnica estatística de Regressão Logística para a análise da poluição difusa na bacia do Alto Rio das Mortes na região de Campo Verde e primavera do Leste/MT. A metodologia consistiu em preparar um conjunto de dados pertinentes para a análise do transporte de pesticidas para as águas superficiais levando-se em conta as peculiaridades da bacia em estudo. Desta forma, para a entrada no modelo de RL os dados foram organizados em variáveis dependentes (presença\ausência de pesticidas) e variáveis independentes (declividade, pedologia, uso da terra, aptidão agrícola, precipitação, e distância de cada célula da bacia até o manancial e mata ciliar mais próximos). Essa bacia foi selecionada para o estudo por se tratar de uma das principais regiões do Estado de Mato Grosso com predomínio da monocultura do algodão com produção em extensas áreas e altamente mecanizada. Nesse contexto, constatou-se que as técnicas de geoprocessamento são, na área de estudo, uma ferramenta importante para a parametrização de bacias de contribuição, visando uma avaliação preliminar da presença de pesticidas nos mananciais superficiais. No entanto, as principais saídas dos modelos de Regressão Logística dos fatores independentes Triazofós e Inseticidas Total, indicou as variáveis Aptidão Agrícola e Chuva como fatores explanatórios significativos para o risco de contaminação das águas superficiais.

Palavras-chave: Bacia do Alto Rio das Mortes. Poluição Difusa. Regressão Logística. Sistema de Informação Geográfica.

ABSTRACT

The broad objective of this present study was to assess the use of Geographic Information System (GIS) and the statistical technique of Logistic Regression for the analysis of diffuse pollution in the upper river Rio das Mortes drainage basin, in the regions of Campo Verde and Primavera do Leste, Mato Grosso state, Brazil. The methodology consisted of preparing a set of data relevant to the analysis of the carriage of pesticides to the superficial waters, taking the particularities of the studied basin into account. Hence, to feed in the Logistic Regression model, the data were organised into dependent variables (presence/absence of pesticides) and independent variables (terrain, pedology, land use, agricultural potential, precipitation and distance from each drainage basin cell to the nearest water source and riparian forest. This basin was selected for the study because of its importance as one of the main regions of Mato Grosso state, where extensive and highly mechanised cotton monoculture predominates. In such context, it was established that the geoprocessing techniques are, in the studied region, an important tool for the parameterization of contribution basins, aiming at a preliminary to the presence of pesticides on superficial waters. The main output from the Logistic Regression models of the independent factors Triazofos and Total Insecticides indicated the variables Agricultural Potential and Rain as significant explanatory factors for the risk of superficial waters contamination.

Keywords: Upper Rio das Mortes basin. Diffuse Pollution. Logistic Regression. Geographic Information System.

1. Introdução

Desde a antiguidade, quando o homem deu início às atividades agrícolas cultivando plantas de uma mesma espécie ao seu entorno, começou a enfrentar problemas com pragas e doenças. A partir desse momento, a preocupação com o controle dessas pragas, fez com que a utilização de substâncias tóxicas se tornasse cada vez mais crescente. Inicialmente, os produtos químicos utilizados eram basicamente de ocorrência natural como exemplo o enxofre e extrato de nicotina. Posteriormente, passaram a ser utilizados os pesticidas sintéticos como o DDT.

Atualmente, os pesticidas são amplamente utilizados na agricultura visando principalmente, obter maior produtividade, boa qualidade dos produtos e redução de custos, porém, o uso indiscriminado desses produtos está trazendo conseqüências negativas ao meio ambiente e à qualidade de vida do ser humano.

De uma forma geral, a pesada aplicação de pesticidas na agricultura resulta em problemas ambientais diretamente relacionados à destruição da cobertura vegetal e à conseqüente degradação do ar, do solo, das águas superficiais e subterrâneas, além dos danos à saúde dos trabalhadores e consumidores de alimentos contaminados com substâncias tóxicas.

Esse processo de degradação ambiental, com especial atenção aos recursos hídricos, carece de estudos que contemplem a necessidade de se prevenir ou minimizar impactos considerados negativos aos ambientes a serem explorados.

O Brasil apesar de ser um grande usuário de pesticidas ainda possui poucos trabalhos sobre a dinâmica desses produtos no meio ambiente. Segundo Gaspar *et al.* (2005), no Brasil a utilização de pesticidas no combate a pragas, doenças e ervas daninhas, é uma prática muito comum, e vem se acentuando a cada ano. O autor ainda coloca que a atual situação requer o controle e estudos que possibilitem o monitoramento de possíveis contaminações do meio ambiente.

A Região Centro-Oeste e, particularmente Mato Grosso, vem passando por um intenso crescimento no setor agrícola, com a expansão da área plantada e da produção, destacando-se as monoculturas de soja e algodão.

No estado de Mato Grosso, inicialmente, o algodão era apenas uma alternativa para rotação com a soja nos cerrados, no entanto, hoje é uma cultura principal, respondendo por cerca de 53% da produção nacional, com cultivo altamente mecanizado de extensas áreas, uso pesado de insumos e garantia de alta produtividade (INDEA/MT, 2005).

Na microrregião de Primavera do Leste, que compreende os municípios de Campo Verde e Primavera do Leste, ocorre o predomínio desse tipo de uso com uma produção de algodão em grande escala. No entanto, a cultura do algodão, em especial na região do cerrado, por ser suscetível a uma grande quantidade de pragas, necessita de uma intensiva aplicação de diferentes pesticidas, durante todo o seu ciclo, para o controle das mesmas (sendo, importante enfatizar, que esses compostos são altamente poluidores podendo provocar a contaminação dos corpos d'água).

Dentro desse cenário, está localizada a bacia do Alto Rio das Mortes, onde atualmente, sua cobertura encontra-se bastante diferente da vegetação primária devido a intensa dinâmica do uso da terra que transformou grande parte da cobertura vegetal representada por cerrado em extensas plantações de soja, algodão, milho e arroz além de pequenas áreas de plantio de uva e tomate.

Sob esta perspectiva, o presente estudo tem como objetivo geral:

-Avaliar a aplicabilidade conjunta de Sistema de Informação Geográfica e a técnica estatística de Regressão Logística para o mapeamento de potencial de contaminação por pesticidas nas águas superficiais na bacia do Alto Rio das Mortes na região de Campo Verde e Primavera do Leste – MT. Como objetivos específicos têm-se:

-Criar uma metodologia adaptada às características geoambientais e às peculiaridades da região;

-Quantificar as relações entre o fator dependente (presença/ausência de pesticidas) e os fatores independentes (características sócio-ambientais das bacias de contribuição);

-Criar mapa de risco de contaminação por pesticidas na área de estudo.

Um fator relevante para esse estudo é se ter conhecimento do impacto potencial dessa cultura sobre a qualidade da água a partir de metodologia adequada á realidade da região, ou seja, que estuda essa relação das atividades agrícolas com a qualidade da água levando-se em consideração as características (geológicas e climatológicas entre outras) específicas da região do cerrado.

Outra questão é que a gestão dos recursos hídricos é realizada considerando a bacia como um todo, por isso, uma possível contaminação da água tende a prejudicar os interesses e usos múltiplos (como irrigação e abastecimento público) da água. Por esse motivo, é importante espacializar os possíveis riscos de contaminação pela poluição difusa visando identificar, impedir ou diminuir a poluição difusa e contribuir para o planejamento e gerenciamento da área da bacia.

E ainda, outro fator importante para a pesquisa consiste na avaliação da disponibilidade de metodologias adequadas para a quantificação das relações entre as concentrações de pesticidas nos mananciais e as características sócio ambientais das suas áreas de contribuição. Somando-se a tudo isso a importância da validação de técnicas de análise espacial para extrapolação geográfica de riscos de contaminação, considerando aspectos da escala e consistência de dados espaciais (Zoneamento Sócio Econômico Ecológico do Estado de Mato Grosso, imagens de satélite, Modelo Numérico do Terreno entre outros).

2. Revisão de literatura

2.1 Qualidade da água e suas alterações

Embora a água esteja distribuída de maneira não uniforme, é a substância mais abundante ao longo da superfície terrestre, e apresenta papel fundamental no ambiente e na vida humana, pois, sem ela a vida não pode existir (Donadio *et al*, 2005).

Monitorar os parâmetros de qualidade e quantidade de água em bacias hidrográficas é importante, pois, permite detectar eventuais alterações que possam comprometer a sua destinação final, o que é fundamental quando se trata de águas destinadas ao abastecimento público (Cruz *et al*, 2002).

Entre os principais fatores que afetam a qualidade e quantidade de água no planeta estão a poluição por esgotos domésticos, os efluentes industriais, o desmatamento e o uso de pesticidas na agricultura (Parreira *et al*, 2001).

As características das áreas naturais como clima, geologia, fisiografia, solos e vegetação da bacia hidrográfica exercem influência na qualidade da água dos rios. E ainda, locais onde ocorrem as atividades antrópicas, como a agricultura, o uso do solo também contribui com as características físicas, químicas e biológicas da água (Arcova e Cicco, 1999).

Fatores como o clima, características físicas e biológicas dos ecossistemas de uma bacia hidrográfica, determinam a quantidade e qualidade dos recursos hídricos, que escoam pelo canal principal em condições naturais (Baldissera, 2005).

A qualidade da água representa o indicador mais sensível dos impactos causados pelas atividades agropecuárias, pois, um manejo inadequado resultará em conseqüências negativas sobre as águas, seja no ambiente sobre o qual se desenvolve a atividade produtiva, seja no seu entorno (Rodrigues *et al*, 2003).

De modo geral, a qualidade da água é definida por sua composição física, química, biológica e radioativa e, conseqüentemente, pelos efeitos que seus constituintes podem causar ao ambiente (Brito *et al*, 2005).

Quando uma massa de poluentes é introduzida no ambiente aquático, uma série de processos agem, diminuindo sua concentração, tais como dispersão, difusão, transformações químicas e microbiológicas. Contudo, o poluente lançado na água nem sempre é detectado, podendo vir a acumular-se nos sedimentos e no material biológico (Benetti e Bidone, 2004).

Trabalhos indicam que a presença de herbicidas no ambiente aquático pode interferir também na qualidade da água para diferentes usos (Pessoa *et al*, 2006).

Segundo Bilich e Lacerda (2005), o termo qualidade da água não se restringe apenas a sua pureza, como também às suas características desejadas para seus diversos usos.

Além da carência de informações sobre os impactos de longo prazo que modificações nos cursos d'água trazem sobre quantidade da água, há também falta de conhecimento sobre a qualidade das águas superficiais em grande parte do território nacional (Novo, 2007).

Em função de seus usos e características, várias entidades estabeleceram limites de concentração de pesticidas em águas potáveis (Brito *et al*, 2005).

No Brasil, as normas de qualidade de água para consumo humano são regidas pelo Ministério da Saúde, que as delibera para instituições competentes, por meio da Portaria no. 518, de 25 de março de 2004 (Brasil, 2004).

2.2 Poluição difusa por pesticidas em áreas agrícolas

Estudos sobre a susceptibilidade dos recursos hídricos à poluição por fontes difusas, especialmente na agricultura, vem se tornando cada vez mais frequentes.

Conforme Dores e De-Lamonica-Freire (2001), a crescente preocupação com a contaminação de ambientes aquáticos ocorre principalmente quando a água é usada para o consumo humano.

Muitas vezes, a alteração nas características químicas, físicas e biológicas da água é causada pela poluição, que pode ter diversas origens (Bilich e Lacerda, 2005).

As cargas difusas de nutrientes são aquelas geradas em áreas extensas e que, associadas às precipitações pluviométricas, chegam às águas superficiais de forma intermitente, em especial a partir de áreas rurais. A poluição por cargas difusas de nutrientes pode ter natureza urbana, rural ou atmosférica (Mansor, 2006).

O desenvolvimento de métodos para melhor avaliar o impacto do uso do solo rural é fundamental para subsidiar a prática agrícola, o controle da erosão e da contaminação dos rios por pesticidas (Tucci *et al*, 2001).

Apenas uma pequena concentração de produtos utilizados na agricultura chegam aos ecossistemas aquáticos, porém, alguns pesticidas que tem grande mobilidade no ambiente já são encontrados nesses ecossistemas comprometendo a qualidade da água. Conforme Ongley *apud* LIBOS (2002), a agricultura, enquanto maior usuário de água doce em escala mundial é o principal fator de contaminação dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos decorrente da utilização de pesticidas e fertilizantes químicos nas diferentes práticas agrícolas.

A falta de conhecimento do agricultor em relação ao meio físico e aos produtos químicos utilizados o faz muitas vezes, lançar mão de uma quantidade do produto maior que a necessária para o controle de pragas e/ou correção do solo (Vitte e Guerra, 2004).

O destino de um pesticida usado na agricultura depende da forma de aplicação. As formas mais usadas são a aplicação direta no solo, a pulverização através de trator, pulverizadores manuais ou por avião, sendo a aplicação por pulverizadores o meio mais comum (Hassett e Lee, 1975). Entretanto, um dos grandes problemas da aplicação do produto por pulverização consiste na deriva, ou seja, no movimento dos jatos de pesticidas para fora do alvo (Dores, 2004). Em alguns casos, menos de 0,1% da quantidade de pesticidas aplicados alcançam o alvo, enquanto o restante (99,9%) tem potencial para se mover para outros compartimentos ambientais como as águas superficiais e subterrâneas (Younos, *apud* SABIK *et al*, 2000).

O estudo da contaminação por pesticidas é complexo, pois, a fonte é difusa e a dinâmica destas substâncias depende de diversos fatores, muito variáveis e nem sempre facilmente identificáveis. Após a aplicação nas culturas, os pesticidas sofrem alterações (transformações) e distribuição, sendo os recursos hídricos um dos receptores de resíduos destas substâncias (Vecchiato e Dores, 2006; Ferraz, 1996).

Segundo Weber *et al* (1993) *apud* Fontes *et al*, 2002), a mobilidade e a persistência de um herbicida no solo são importantes indicadores de seu potencial para contaminação de cursos de água e do lençol freático.

O pesticida pode chegar ao meio aquático, principalmente, pela aplicação direta nas proximidades dos corpos d'água, deriva, escoamento superficial (ou "run-off") de partículas do solo ou da água de chuva contendo os produtos aplicados e por volatilização, entre outros (Pessoa *et al*, 2006).

Além de aspectos como carreamento pela ação dos ventos com posterior precipitação, a entrada de agrotóxicos no sistema aquático provenientes da agricultura depende em grande parte da dinâmica destes compostos no solo (Isensee, 1991).

As características do local em que os produtos são aplicados possibilitam avaliar a tendência natural de transporte dos agrotóxicos, subsidiando informações imprescindíveis ao planejamento ambiental local. As avaliações dessas tendências devem priorizar aspectos que possibilitem visualizar sua inter-relação com outros fatores do ambiente. Entre esses, citam-se os aspectos geológicos e pedológicos como essenciais para caracterizar, avaliar e efetuar prognósticos de áreas agrícolas. Nesse contexto, maior ênfase vem sendo dada ao estudo da

cobertura pedológica relativamente profunda nas regiões tropicais por tratar-se do local em que as atividades humanas estão sendo efetivamente desenvolvidas (GUERRA *et al* 1999).

O uso de uma faixa de vegetação disposta transversalmente ao sentido do escoamento superficial tem-se mostrado uma alternativa efetiva para filtrar o escoamento em áreas agrícolas e, conseqüentemente reduzir a contaminação de águas superficiais por produtos químicos carreados. Esse processo de retenção se dá principalmente pela barreira física que a faixa de vegetação proporciona ao processo de escoamento, promovendo uma redução brusca da velocidade de escoamento e conseqüentemente favorecendo o processo de deposição ou sedimentação das partículas de solo e substâncias químicas (N, P, K, pesticidas entre outras) associadas ao solo (Syversen, 2002).

Estudos comprovam que as plantas podem promover uma maior degradação de poluentes orgânicos, adsorver ou absorver os pesticidas, processo este denominado de fitorremediação (MEAGHER, 2000, MACEK *et al.*, 2000, HANSEN, 2002 Bicalho *et al*, 2005).

A avaliação da poluição difusa em águas superficiais, sub-superficiais e subterrâneas envolve as propriedades dos agentes químicos e as variáveis ambientais tais como tipos de solo, clima e declividade (Somasundaram e Coats, 1991 *apud* Filizola *et al* 2002).

O teor de matéria orgânica, a textura e a estrutura são características importantes do solo na determinação do comportamento dos agentes contaminantes no ambiente (Khan, 1980).

A umidade do solo é também um fator importante na sorção de um pesticida a suas partículas, uma vez que, quando seus poros se preenchem com água, esta pode facilitar a migração da molécula de pesticida para fora do poro, permitindo sua solubilização na água do solo, podendo, então, ser mais facilmente carreada (Valsaraj e Thibodeaux, 1992).

Uma vez no solo, o pesticida pode ter diferentes destinos: ser adsorvido às partículas do solo, permanecer dissolvido na água presente no solo, volatilizar-se, ser absorvido pelas raízes das plantas ou por organismos vivos, ser percolado ou carreado pela água das chuvas ou sofrer decomposição química ou biológica (Dores, 2004). Dentre os principais processos que favorecem o transporte de agrotóxicos estão volatilização, lixiviação, escoamento superficial (ou “run-off”) e evaporação (Cheng, 1990).

O movimento superficial ocorre quando a água da chuva excede a taxa de infiltração e o carreamento superficial pode ocorrer com o pesticida dissolvido na água, associado ao material em suspensão na água ou ambos (Leonard, 1989). Contudo, conforme Wauchope

(1996), quando ocorre o carreamento superficial poucos dias após a aplicação dos pesticidas, é removido em torno de 1% da quantidade dos compostos presentes no solo.

Segundo Vitte e Guerra (2004), grande parte dos problemas de erosão, assoreamento, volume e qualidade da água nas bacias hidrográficas seriam solucionadas se a taxa de infiltração nos solos fosse maior.

Contudo, raramente ocorre perda de pesticida por escoamento superficial e lixiviação em solos orgânicos, e pesticidas com Koc acima de 300 mL g⁻¹ são fortemente adsorvidos pela matéria orgânica. O potencial de perda de pesticidas por escoamento superficial e lixiviação depende das características do pesticida, do solo, do clima e fatores de manejo (Goss, 1992).

A solubilidade em água associada ao coeficiente de sorção indica a tendência de um pesticida de ser carreado superficialmente no solo por águas de chuva ou de irrigação e atingir águas superficiais (Dores, 2004).

A longa persistência de diversos pesticidas no ambiente em que são aplicados têm demandado estudos de impacto ambiental no campo, principalmente em áreas agrícolas sobre mananciais utilizados para o consumo humano (Ueta *et al*, 1999).

O impacto ambiental proveniente do uso de um pesticida depende da sua toxicidade ao ser humano e da sua ecotoxicidade (a outros organismos), assim como, das suas concentrações nos diferentes compartimentos ambientais (níveis de contaminação) (Dores, 2003). Devido ao potencial de contaminação de águas superficiais e subterrâneas avaliam-se, preliminarmente, as características físicas e químicas dos compostos aplicados, bem como as propriedades do solo. Tal análise pode sugerir a necessidade de monitoramento (Sanchez *et al*, 2003). Para isso, estudos visando avaliar o risco potencial dos pesticidas atingirem as águas superficiais foram realizados utilizando-se o método de Goss que têm sido amplamente utilizado para esse tipo de aplicação (Ferracini *et al*, 2001; Vecchiato e Dores (2006); Dores, 2004). Em resumo, os critérios propostos por Goss (1992) para avaliação do potencial de contaminação de águas superficiais são:

- Alto potencial de transporte associado ao sedimento

DT50 (meia-vida no solo e na água) no solo ≥ 40 dias e Koc = 1000, ou DT50 no solo > 40 dias, Koc > 500 e solubilidade em água (S) = 0,5 mg/L.

- Baixo potencial de transporte associado ao sedimento

DT50 no solo < 1 dia, ou DT50 < 40 dias, Koc < 500 e S $> 0,5$ mg/L, ou DT50 no solo < 40 dias, Koc < 900 e S > 2 mg/L, DT50 no solo < 2 dias e Koc < 500 , ou DT50 no solo < 4 dias, Koc < 900 e S $> 0,5$ mg/L.

- *Alto potencial de transporte dissolvido em água*

DT50 no solo > 35 dias, Koc < 1.000.000 e S > 1 mg/L, ou DT50 no solo > 35 dias, Koc < 700 e $10 < S < 100$ mg/L.

- *Baixo potencial de transporte dissolvido em água*

Koc > 1.000.000, ou DT50 no solo < 1 dia e Koc < 100, ou DT50 no solo < 35 dias e S < 0,5 mg/L.

- As substâncias que não se enquadram em nenhum dos critérios acima são consideradas como tendo potencial médio para contaminarem águas superficiais.

Goss (1992) classifica o potencial de contaminação em alto, médio e baixo em função do transporte de pesticidas em sedimentos e dissolvidos em água, onde segundo Vecchiato e Dores, (2006) um potencial alto significa que os agrotóxicos pertencentes a esta classe apresentam elevada possibilidade de atingirem as águas superficiais. O potencial médio significa que os pesticidas desta classe podem ou não atingir as águas superficiais dependendo principalmente das características de solo, relevo e clima do local que foram utilizados. Os agrotóxicos classificados como potencial baixo possuem baixa probabilidade de serem encontrados em águas superficiais.

2.3 Geoprocessamento como ferramenta para modelagem espacial da qualidade de água

A correlação de informações acerca da qualidade de água pode ser realizada utilizando-se Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) na implementação e interpretação de informações para um diagnóstico ambiental mais preciso, mais rápido e de menor custo (Bilich e Lacerda, 2005).

De acordo com Barros e Rocha (2000), o geoprocessamento, envolvendo tanto os Sistemas de Informação Geográfica como o Sensoriamento Remoto, facilita os estudos relacionados a recursos hídricos, por permitir uma abordagem integrada de todo o meio físico, associando-o aos aspectos sociais, econômicos e políticos. O autor ainda coloca que, a complexidade dos processos na gestão de recursos hídricos, aliada à necessidade de trabalhar-se com muitos dados, faz do Sistema de Informação Geográfica (SIG) uma ferramenta essencial no gerenciamento dos recursos hídricos.

Problemas complexos e interdisciplinares requerem muitas vezes a combinação de diferentes níveis de informações advindas de distintas fontes e estrutura de dados, para que possam ser solucionados (Anjos e Silva-Junior, 2005).

A tecnologia SIG tem sido usada por vários setores que tratam da questão ambiental como importante ferramenta para o planejamento ambiental, pois a avaliação integrada de um grande número de variáveis se torna possível e simplificada com o uso deste sistema; permite a rápida geração de informações intermediárias e finais, além da inclusão de variáveis anteriormente não pensadas, visto que possibilita novas interações a qualquer momento (Donha *et al*, 2006).

O uso dos Sistemas de Informações Geográficas é crescente devido à capacidade que apresentam de considerar, de forma integrada, a variabilidade taxonômica, a expressão territorial e as alterações temporais verificáveis em uma base de dados georreferenciada (Silva, 2007).

A aplicação do geoprocessamento na gestão de bacias enfoca, em grande parte, as operações de consulta e manipulação de dados geográficos. Essas funções utilizam os atributos espaciais e não espaciais dos objetos georreferenciados armazenados na base de dados, objetivando não apenas a espacialização, como também a elaboração de tendências e criação de modelos sobre os fenômenos do mundo real (Teixeira e Cruz, 2005).

Diversas características sócio-ambientais podem influenciar na qualidade da água, neste sentido, são utilizadas técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento para o mapeamento do uso e ocupação da terra e na parametrização das bacias de contribuição. Para estudos sobre poluição não pontual, Munafó *et al* (2005) desenvolveram uma ferramenta chamada de Índice Potencial de Poluição Difusa (*PNPI*), que avalia a pressão total exercida nos corpos d'água pelos diferentes tipos de uso da terra. Este índice utiliza como dados de entrada mapas de uso da terra, mapas geológicos e modelos digitais de elevação (DEM). Zeilhofer *et al* (2006), aplicaram técnicas de geoprocessamento tais como análise de MNTs, classificação de imagens Landsat ETM e buscas espaciais para estudos dos padrões geográficos da qualidade da água superficial na Bacia do Rio Cuiabá.

Várias técnicas uni-e multivariadas foram propostas para estudos das relações entre características sócio-ambientais de bacias, extraídas por técnicas de geoprocessamento e parâmetros de qualidade de água. Devido à característica multidimensional de dados físico-químicos de qualidade de água, técnicas de ordenação, tais como análise de componentes principais (ACP), possuem vasta aplicação (Wunderlin *et al*, 2001, Bengraïne e Marhaba 2003). Outra técnica multivariada, a análise de covariância (ANCOVA) foi utilizada por

Donohue *et al.*, (2005) para avaliação dos padrões espaço-temporais de frações de nitrogênio e fósforo em mananciais superficiais da bacia do rio Lough Mask, Irlanda.

A técnica de Regressão Logística (RL) é utilizada para modelações espaciais quando a variável resposta tem duas possibilidades, para estimativas da probabilidade de um evento (ex.: presença de um poluente, concentração de um poluente acima de uma determinada concentração). RLs foram amplamente utilizadas para modelação espacial de risco de poluição de águas subterrâneas (Greene *et al.*, 2004). Estudos de casos para avaliação da ausência/presença de agrotóxicos em mananciais superficiais foram apresentados por Battaglin e Goolsby, (1998) e Battaglin *et al.*, (2003).

3. Área de estudo

A Bacia do Alto Rio das Mortes está inserida na Bacia Hidrográfica dos rios Tocantins e Araguaia, abrangendo os municípios de Campo Verde, Primavera do Leste e Dom Aquino na região sudeste mato-grossense (Figura 1). Está localizada entre os paralelos 15° 53'39" e 14°44'42" S e meridianos 55°26'36" e 53° 47'48" W.

Na região vem ocorrendo a substituição de uma alta taxa da cobertura vegetal, decorrente da utilização da agricultura extensiva, o que torna essa área interessante para este estudo.

3.1 Caracterização física e climática

Está inserida na unidade natural da região de Blocos planálticos do sudeste, na Unidade Natural correspondente à Chapada dos Guimarães, no domínio savânico sob clima tropical continental. Apresenta clima Tropical Úmido, com temperaturas mais amenas conforme o aumento das altitudes (Moreira e Vasconcelos, 2007). Possui temperaturas médias mensais entre 23 e 27 °C e precipitação média anual de cerca de 1660 mm (1981 a 1998) (Dores e De-Lamonica-Freire, 2001), com trimestre chuvoso entre dezembro e fevereiro e período seco de 3 a 7 meses (abril/outubro).

Na região predominam relevos com topos planos e altitudes entre 450 e 850 metros. Compreende um conjunto de blocos planálticos e depressões, esculpidos sobre coberturas sedimentares paleomesozóicas, com predomínio de rochas arenosas até as mais recentes, como as coberturas detrito-lateríticas e aluviões (Moreno e Higa, 2005).

A Savana Arbórea Aberta e ocorrências de Contato Savana/ Floresta Estacional, de Floresta Aluvial e Savana Arbórea Densa, encontram-se muito alteradas e foram substituídas, em sua maior parte, por áreas de intenso uso agrícola com altos níveis de mecanização, para produção de comodites, tais como soja e algodão. É uma unidade rica em fontes minerais e sua rede de drenagem é comandada principalmente por afluentes da bacia do Rio das Mortes (Moreira e Vasconcelos, 2007).

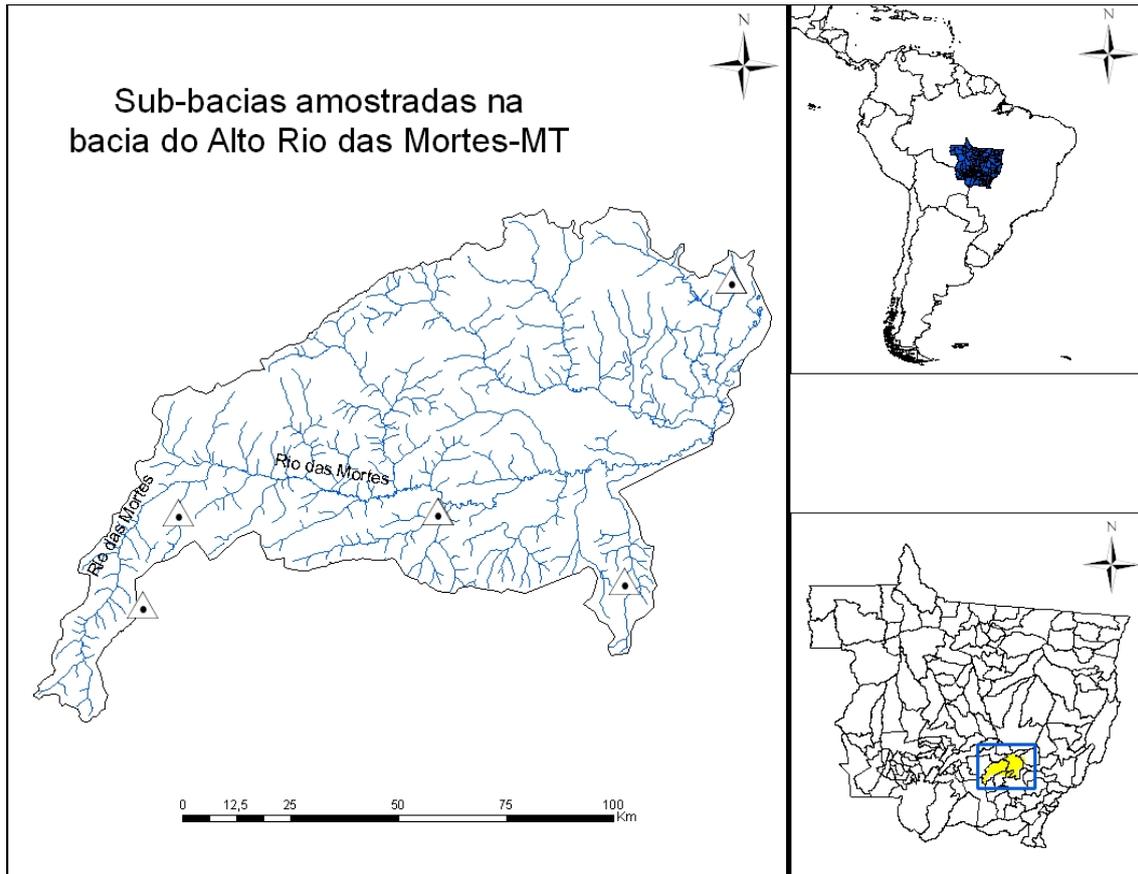


Figura 1 - Área de estudo

4. Materiais e métodos

4.1 Visão geral

Inicialmente, para o desenvolvimento do trabalho, foi necessário o preparo de um conjunto de dados pertinentes para o andamento das etapas do projeto. Desta forma, foram identificados como parâmetros e procedimentos necessários para a construção do modelo: definição dos pesticidas para o estudo; aquisição e análise de dados pluviométricos, processamento e análise de Modelo Numérico do Terreno; recorte e projeção de mapas pedológicos e da Aptidão Agrícola; classificação de uso da terra a partir de imagens do sensor ETM/ Landsat dos anos 2002 e 2003 (225/70, 225/71, 226/70, 226/71); cálculo estatístico de Regressão Logística.

Para a entrada no modelo estatístico de Regressão Logística, foi necessário codificar para escala ordinal os Planos de Informações (PI's) aptidão agrícola, pedologia e uso da terra que estavam em escala nominal. Já os Planos de Informações declividade, distância para os mananciais e dados pluviométricos, não foram classificados por já possuem informações numéricas. O detalhamento das etapas do trabalho está exposto nos itens que se seguem.

4.2 Monitoramento de pesticidas nos mananciais

Após visitas à região compreendida pelos municípios de Campo Verde e Primavera do Leste, foram selecionadas seis áreas em sub-bacias contribuintes do Alto Rio das Mortes para o monitoramento de resíduo de pesticidas em amostras de água e sedimentos. As amostras foram coletadas entre janeiro de 2002 e março de 2003. As áreas cotonícolas foram escolhidas levando-se em conta sua vulnerabilidade à contaminação tanto pela proximidade com cursos d'água como pelo conjunto de características do local como, por exemplo, declividade e permeabilidade (Dores, 2003). Os pontos de coleta estão agrupados em cinco sub-bacias (Figura 2) onde ocorreram as coletas de amostras de água superficial: 1) Córrego Chico Nunes (CN) com 3 pontos de coleta, 2) Córrego Engano (EN) com 3 pontos de coleta, 3) Córrego Lajes (LA) com 1 ponto de coleta, 4) Córrego São Lourenço (SL) com 3 pontos de coleta, 5) Córrego Sapé (SA) com 1 ponto de coleta.

O trabalho de campo e as análises de pesticidas foram efetuadas junto ao Departamento de Química da UFMT, pelo Grupo de Estudos de Poluentes Ambientais no

projeto de pesquisa desenvolvido em parceria com a Associação Mato-grossense dos Produtores de Algodão (Dores, 2003).

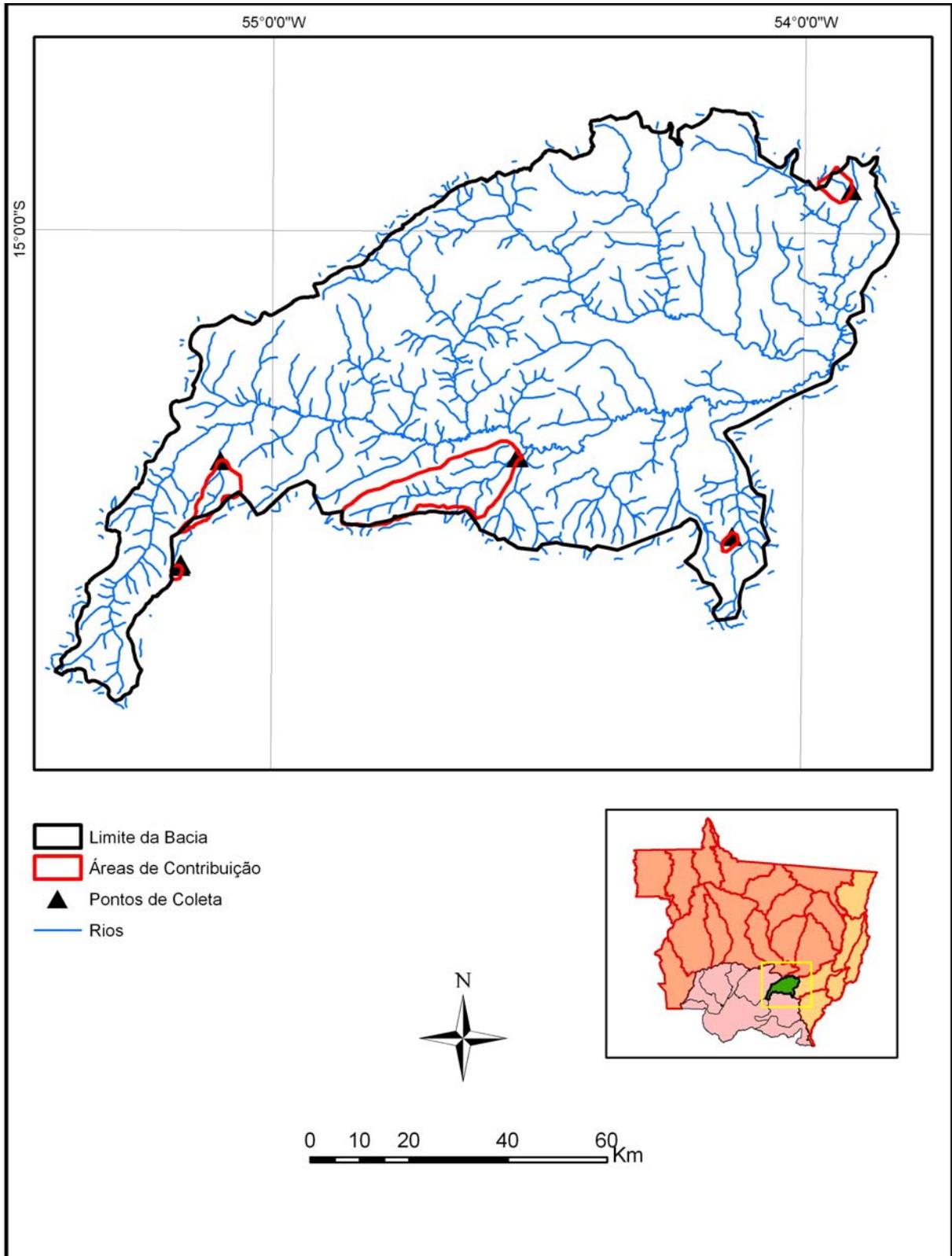


Figura 2- Localização das sub-bacias amostradas.

4.2.1 Seleção dos Pesticidas para o estudo

Os pesticidas utilizados para o estudo foram selecionados seguindo os critérios de GOSS, que representam uma análise preliminar do risco potencial de determinado pesticida em atingir águas superficiais (GOSS, 1992). A tabela 1 apresenta a relação das substâncias encontradas no Alto Rio das Mortes os quais são classificados como alto e médio conforme seu potencial de contaminar águas superficiais.

No método de GOSS os compostos são classificados em dois grupos: os que podem ser transportados dissolvidos em água e aqueles que são transportados associados ao sedimento em suspensão. Como foram coletados dados de sedimentos em apenas 2 sub-bacias, optou-se para o presente estudo apenas os dissolvidos em água.

Tabela 1- Classificação dos pesticidas conforme o método de GOSS (1992).

Alto potencial de contaminação de águas superficiais	
Dissolvidos em água	Classe de acordo com o organismo alvo
Atrazina	
Carbofuran	
Clorpirifós	
Diuron	
Lambda Cialotrina	
Metil-paration	
Metolaclor	
Metomil	
Triazofós	
Potencial médio de contaminação de águas superficiais	
Dissolvidos em água	
Endosulfan total	
Monocrotofós	

Para avaliação por regressão logística foi efetuada, para cada coleta, contagem da presença/ausência dos 11 principais pesticidas utilizadas na região. Para binarização foram utilizados valores de corte 0 e 1 conforme a presença ou não nas amostras de água.

4.3 Dados de precipitação

Para avaliar a relação entre o transporte de pesticidas e as chuvas, foram utilizados dados mensais das estações pluviométricas ANA (2000) com séries históricas de 2002 e 2003.

Os dados de precipitação foram obtidos através do servidor Hidroweb da Agência Nacional de Águas – ANA. Da consulta obteve-se dados de duas estações pluviométricas (Tabela 2) localizadas dentro da bacia hidrográfica do Alto Rio das Mortes.

Tabela 2 - Estações pluviométricas no Alto Rio das Mortes.

Estações	Código	Latitude	Longitude	município
Rio das Mortes	1554005	15°18`53" s	54°10`33" w	Primavera do Leste
São José da Serra	1555005	15°50`13" s	55°19`23" w	Cuiabá

Foram utilizadas as médias dos cinco últimos dias anteriores a cada coleta, e posteriormente realizou-se a soma dos totais de chuva dos últimos 5 dias.

4.4 Dados espaciais e pré-processamento

Para o desenvolvimento da pesquisa, foram gerados cinco PIs temáticos visando a análise da vulnerabilidade da água superficial à contaminação por pesticidas, em função das características ambientais da bacia consideradas importantes para a avaliação da suposta contaminação. Destaca-se ainda que, a técnica de geoprocessamento permitiu todo o tratamento e análise dos dados, para isso, todas as operações de SIG foram realizadas nos softwares ArcGis versão 9.2 e ArcView (ESRI, Redlands) que apresentam várias ferramentas de interesse para a análise ambiental. Na análise de Regressão Logística foi empregado o software estatístico SPSS versão 13.0.

Cabe ressaltar, que para tornar possível a integração dos mapas, foi necessário fazer a sua padronização, para que ficassem em uma mesma escala de valores. Desta forma, para cada classe das variáveis pedologia e aptidão agrícola foram atribuídos valores numéricos conforme sua vulnerabilidade á contaminação os corpos d`água. Para representar a espacialização da variável “Período sazonal”, criou-se um PI (Plano de Informação) com o valor 1 que significa o período de chuvas.

4.4.1 Modelo Numérico do Terreno

As características topográficas são importantes para as análises ambientais em bacias hidrográficas, sendo os produtos SRTM (Shuttle Radar Topographic Mission) recursos importantes para extração de dados topográficos, suprimindo a carência de alguns mapeamentos. Conforme Steinke e Campana *apud* Gouvêa et al. (2005), os MNT's (Modelos Numéricos do Terreno) são de grande valia para quantificar grandezas relacionadas as características físicas da bacia.

As imagens SRTM foram obtidas da USGS (United States Geological Survey) (<http://srtm.usgs.gov> (Acesso em 2006)) com resolução espacial de 90 m.

Os limites da bacia e das sub-bacias foram delimitados através de digitalização sobre a imagem de altitude (SRTM). Após a delimitação da bacia foi realizado um Buffer de 2.000 metros para incluir os três pontos de coleta da microbacia do córrego São Lourenço que estavam fora da bacia.

A variável declividade foi calculada a partir do SRTM, através do comando "Slope" do ArcGis 9.2, e em seguida, calculou-se a média aritmética da declividade, por sub-bacia para entrada no cálculo de RL. A declividade de um plano de informação matricial é calculada a partir da divisão da mudança da elevação entre duas células e a distância horizontal entre os pontos centrais das células em questão, valor que corresponde a resolução geométrica do "Grid". O mapa resultante representa, portanto o ângulo de inclinação da superfície em relação ao plano horizontal (Araújo, 2006).

4.4.2 Layers temáticos do Zoneamento Sócio Econômico Ecológico do Estado de Mato Grosso

Para subsidiar a pesquisa, foram utilizados dois mapas temáticos (mapa pedológico e aptidão agrícola), com informações básicas para introdução no modelo de RL, produzidos para o Zoneamento Sócio Econômico Ecológico do Estado de Mato Grosso (SEPLAN, 2000) na escala 1:250.000.

4.4.3 Mapa Pedológico

O solo representa um dos elementos importantes para a análise da dinâmica dos pesticidas no ambiente. Para tanto, foi criado um Plano de Informação com o mapa pedológico da Bacia do Alto Rio das Mortes, e com base nas suas características naturais cada classe foi ordenada de acordo com sua relevância para o impacto na qualidade da água. Assim, para a escolha dos pesos de cada classe quanto ao risco potencial de contaminação das águas superficiais, levou-se em consideração o comportamento do solo frente à água de escoamento superficial, sub-superficial e de infiltração obtendo-se 3 categorias (1 Alta; 2 Moderada; 3 Baixa) quanto a potencialidade dos solos frente ao escoamento superficial. Sendo assim, os solos classificados como categorias 1 apresentam alta possibilidade de escoamento superficial. Solos classificados como categoria 2 apresentam moderada possibilidade de escoamento superficial. Solos classificados como categoria 3 apresentam baixa possibilidade de escoamento superficial. A seguir serão descritas as principais classes de solos que ocorrem nessa região conforme o levantamento pedológico da SEPLAN (2000).

-Neossolos Quartzarênicos (areias quartzosas):

Solos normalmente profundos ou muito profundos, essencialmente arenoso, poroso e permeável.

-Cambissolo (Cambissolo):

Em razão da sua grande diversidade de propriedades e de relevo, não é conveniente generalizar o uso e as limitações destes solos. De um modo geral, são bastante susceptíveis à erosão.

-Latosolos (Latosolo Vermelho-Amarelo e Latossolo Vermelho):

Solos profundos ou muito profundos, bem drenados e independente da textura a água infiltra com facilidade.

-Plintossolo (Plintossolo, Solos Concrecionários Cambicos):

São solos imperfeitamente ou mal drenados, de baixa permeabilidade sendo normalmente argiloso. Tem como característica principal a presença de horizonte plíntico em sub-superfície, com volumes de concentração de ferro não endurecido.

-Argissolos (Podzólico Vermelho-Amarelo):

Solos com horizonte superficial mais arenoso e horizonte sub-superficial mais argiloso com baixa permeabilidade. São profundos a pouco profundos, com porosidade total baixa a média e argila de atividade baixa.

-Neossolo Litólico (Solos Litólicos):

Solos minerais, não hidromórficos, pouco desenvolvidos, muito rasos ou rasos, por isso, a água praticamente não infiltra.

-Organossolo (Solos Orgânicos):

Solo com horizonte superficial relativamente profundo e rico em matéria orgânica e naturalmente em áreas alagáveis, com baixa possibilidade de infiltração.

4.4.4 Mapa de Aptidão Agrícola

A capacidade produtiva do setor agrícola depende da disponibilidade e da qualidade da terra, o que torna o conhecimento de suas diversas aptidões um fator importante para sua utilização racional na agricultura (SEPLAN, 2000).

Em relação à aptidão agrícola da Bacia do Alto Rio das Mortes as classes consideradas foram retiradas em SEPLAN (2000) e expressam a aptidão agrícola das terras para um tipo de utilização. Abaixo estão as classes de aptidão agrícola e suas respectivas definições conforme SEPLAN, 2000.

-Classe boa - Terras sem limitações significativas para a produção sustentada de um determinado tipo de utilização, nas condições do manejo considerado. Há um mínimo de restrições que não reduzem a produtividade ou os benefícios de modo expressivo e não aumentam os insumos acima de um nível aceitável.

-Classe regular - Terras que apresentam limitações moderadas para a produção sustentada de um determinado tipo de utilização, nas condições do manejo considerado. As limitações reduzem a produtividade ou os benefícios, elevando a necessidade de insumos de forma a aumentar as vantagens globais a serem obtidas do uso. Ainda que atrativas, essas vantagens são sensivelmente inferiores àquelas auferidas das terras da Classe Boa.

-Classe restrita - Terras que apresentam limitações fortes para a produção sustentada de um determinado tipo de utilização, nas condições do manejo considerado. Essas limitações reduzem a produtividade ou os benefícios, ou então aumentam os insumos necessários de tal maneira que os custos só seriam justificados marginalmente.

-Classe inapta - Terras apresentando condições que parecem excluir a produção sustentada do tipo de utilização em questão.

Abaixo estão os níveis de adoção de tecnologia conforme SEPLAN (2000) estes, visam diagnosticar o comportamento das terras em diferentes níveis tecnológicos :

-Nível de Manejo A (primitivo): Baseado em práticas agrícolas que refletem um baixo nível tecnológico e cultural. Praticamente não há aplicação de capital para manejo, melhoramento e conservação das condições das terras e das lavouras. As práticas agrícolas dependem do trabalho braçal, podendo ser utilizada alguma tração animal, com implementos agrícolas simples.

-Nível de Manejo B (pouco desenvolvido): Baseado em práticas agrícolas que refletem um nível tecnológico e cultural médio. Caracteriza-se pela modesta aplicação de capital e de resultados de pesquisas para manejo, melhoramento e conservação das condições das terras e das lavouras. As práticas agrícolas estão condicionadas principalmente à tração animal.

-Nível de Manejo C (desenvolvido): Baseado em práticas agrícolas que refletem um alto nível tecnológico e cultural. Caracteriza-se pela aplicação intensiva de capital e de resultados de pesquisa para manejo, melhoramento e conservação das condições das terras e das lavouras. A moto mecanização está presente nas diversas fases da operação agrícola.

4.5 Mapeamento de uso e ocupação da terra por imagens de satélite

Dados sobre o uso e ocupação das terras são essenciais para o gerenciamento dos recursos hídricos (Luna e Pereira, 2003).

O procedimento de mapeamento de uso e ocupação da terra adotado consistiu de uma classificação visual com o objetivo de mapear áreas da bacia com características similares. Neste sentido, para o levantamento do uso da terra foram utilizadas as imagens multitemporais do sistema sensor ETM/Landsat dos anos de 2002 e 2003 das órbitas/ponto 225/70, 225/71, 226/70 e 226/71. As classes de uso e ocupação da terra foram definidas através da interpretação visual das imagens a partir da composição das bandas 3, 4 e 5 e dos pontos adquiridos em campo. Posteriormente as amostras foram delimitadas sobre a composição colorida das imagens de satélite através da edição vetorial na forma de polígonos no software ArcGis 9.2.

4.6 Camadas da Distância para a rede hidrográfica, os mananciais e suas Relações

O potencial de um local com aplicação de pesticidas contribuir de fato na contaminação de um manancial superficial depende da sua distância para a rede hidrográfica (Colin *et al.* 2000). Assim, quanto maior a distância entre uma área cultivada e um manancial, supostamente, maior será a retenção e os processos de degradação do agente. De acordo com

Syversen (2002), estes processos são mais intensos nas matas ciliares que agem como zonas tampão da poluição difusa.

Para avaliar a interferência destes fatores na presença dos pesticidas nos mananciais, foram gerados quatro planos de informação matricial: um PI da distância de cada célula da grade para o próximo manancial, um PI da distância de cada célula para a mata ciliar, como também os PIs da diferença e da razão entre ambas as distâncias. No cálculo foi considerada a distância ao longo do declive do terreno e não a distância em linha reta (euclidiana), representando desta forma uma estimativa do transporte mais próximo da realidade, e evitando que sejam calculadas, de forma errônea, as distâncias de um local para um manancial ou mata ciliar fora da sub-bacia de drenagem. Foi aplicado o módulo “FlowDistance” que utiliza como entrada o PI da direção do fluxo, camada que informa para cada célula a direção do fluxo de acordo com o declive máximo nas oito células adjacentes. A divisão e subtração dos layers de distância foram efetuadas com o módulo “Map Calculator”.

Para o cálculo dos PIs matriciais de distância foram utilizados os PIs da rede hidrográfica e dos poligonais das matas ciliares obtidas pela interpretação das imagens de satélite (4.5).

4.7 Regressão logística

Os modelos de risco foram desenvolvidos a partir de Regressões Logísticas. Essa técnica foi utilizada para estudar a relação existente entre as variáveis explanatórias (características sócio-ambientais da bacia) e os níveis de ocorrência de pesticidas nas águas superficiais. Desta forma, para a entrada no modelo de RL fez-se necessário re-codificar os dados explanatórios Pedologia, Aptidão Agrícola, Uso da terra da escala nominal em escala ordinal, conferindo a estes, valores numéricos conforme a suposta intensidade potencial de contaminação das águas superficiais. Já para os layers declividade do terreno e distância para o manancial mais próximo foram calculadas as médias aritméticas por sub-bacia. Para cada pesticida selecionado foi realizada a contagem da presença/ausência atribuindo-lhes valores binários de corte 0 e 1 quanto a sua presença nas amostras de qualidade da água.

Os modelos de risco para presença dos pesticidas foram desenvolvidos a partir de Regressões Logísticas (RL) (Hosmer e Lemeshow, 1989). Aplica-se RL na modelação de dados dependentes de natureza dicotômica ou binária. A RL estima a probabilidade da ocorrência de um evento e pode ser definida, de forma geral, como:

$$g(P_i) = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_i x_i$$

onde:

$g(P_i)$ = função de ligação

P_i = probabilidade de resposta para o i -ésimo fator (ou co-variante)

β_i = constantes

x_i = variáveis independentes

Na função de ligação do tipo *logit* com distribuição logística, $g(P_i)$ é dado por $\ln(P_i)/(1-P_i)$. É chamada “*odds ratio*” a razão $P_i / 1-P_i$ que pode ser interpretada como probabilidade de um evento ocorrer. Para avaliação da confiabilidade dos modelos, foi utilizada a estimativa do nível de significância dos coeficientes determinados. A tabela de classificação, na qual se obtém a taxa dos casos que são classificados corretamente pelo modelo e o coeficiente de Cox & Snell, compara as probabilidades do modelo com as de um modelo reduzido baseado somente na constante determinada.

Os modelos de RL foram desenvolvidos a partir do software SPSS, versão 10. O módulo de RL gera duas saídas principais para avaliação da qualidade do modelo: a matriz de erro e uma tabela com os coeficientes do modelo.

A matriz de erro apresenta uma tabulação cruzada dos casos positivos e negativos como observados e como simulados pelo modelo RL. Os valores na diagonal principal representam as classificações corretas, e expõe também, as porcentagens de classificação correta dos casos e não casos como também o percentual de acerto geral do modelo.

A tabela dos coeficientes expõe os próprios coeficientes B do modelo, seus erros padrão (S.E.), a estatística Qui-Quadrado de Wald (Wald), os Graus de liberdade (df), os valores p da significância dos coeficientes e o “odds ratio” ($\text{Exp}(B)$).

4.8 Modelação espacial de risco

Para a geração dos mapas de risco da área em estudo, todos os planos de informação, identificados como variáveis explanatórias significativas foram transformadas em planos de informações matriciais (“Grids”). Em seguida utilizou-se a ferramenta “Map Calculator”, disponível no software ArcView 3.2 (ESRI) a partir da extensão “Spatial Analyst”, que permite operações aritméticas sobre um ou vários planos de informações matriciais, tais como, transformação de formatos de dados, somatório ou multiplicação de layers etc. Para o

cálculo foram empregados os coeficientes obtidos no modelo de Regressão logística no software SPSS e as camadas matriciais para os quais o modelo mostrou poder preditivo significativo.

5. Resultados e Discussões

Os resultados e discussões foram organizados da seguinte maneira:

- Análise exploratória das análises de resíduos de pesticidas em água;
- Apresentação dos Layers das variáveis independentes;
- Modelos preditivos elaborados a partir da Regressão Logística;
- Mapas de distribuição da probabilidade média de presença de pesticidas.

5.1 Análise exploratória das análises de resíduos de pesticidas de água

Na Figura 3 encontram-se os resultados das percentagens de detecção de inseticidas em cada sub-bacia amostrada. De maneira geral, dos inseticidas analisados as maiores percentagens em todas as sub-bacias foram obtidas para o endosulfan que foi encontrado em 21 % (Bacia SL) até 43% (LA) das amostras. Em seguida, vem os inseticidas triazofós que variou entre 14% (SA) a 21% (LA) e o inseticida clorpirifós que variou entre 12% e 21%. Já as menores percentagens ocorreram para os inseticidas carbofuran, variando entre 2% (CN) a 7% (LA), e monocrotofós com percentagens entre 3% (SL) a 8% (EN).

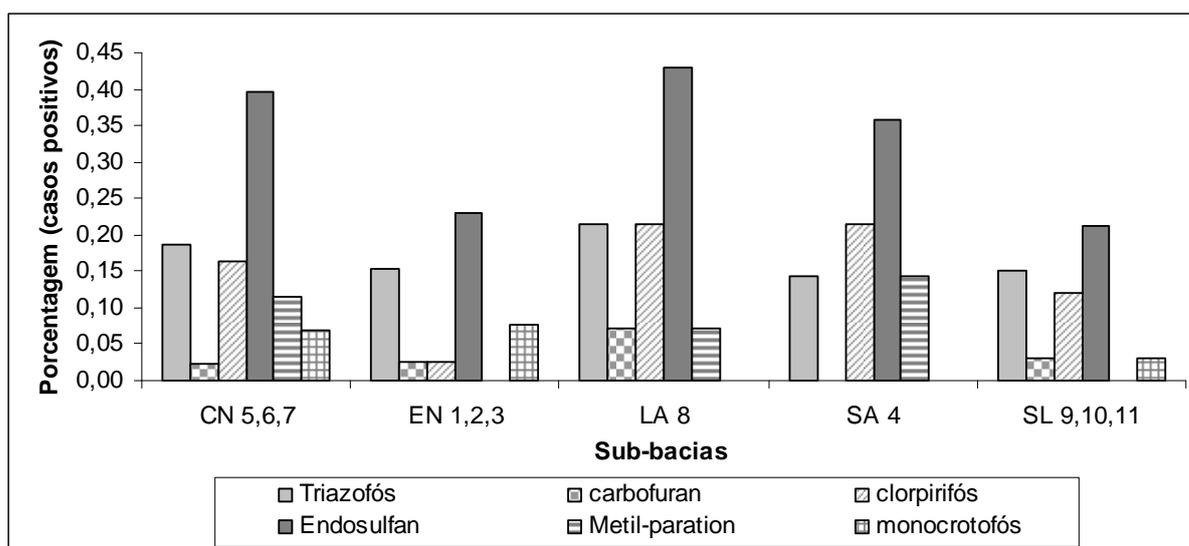


Figura 3 - Percentagem de casos de detecção de inseticidas nas sub-bacias amostradas

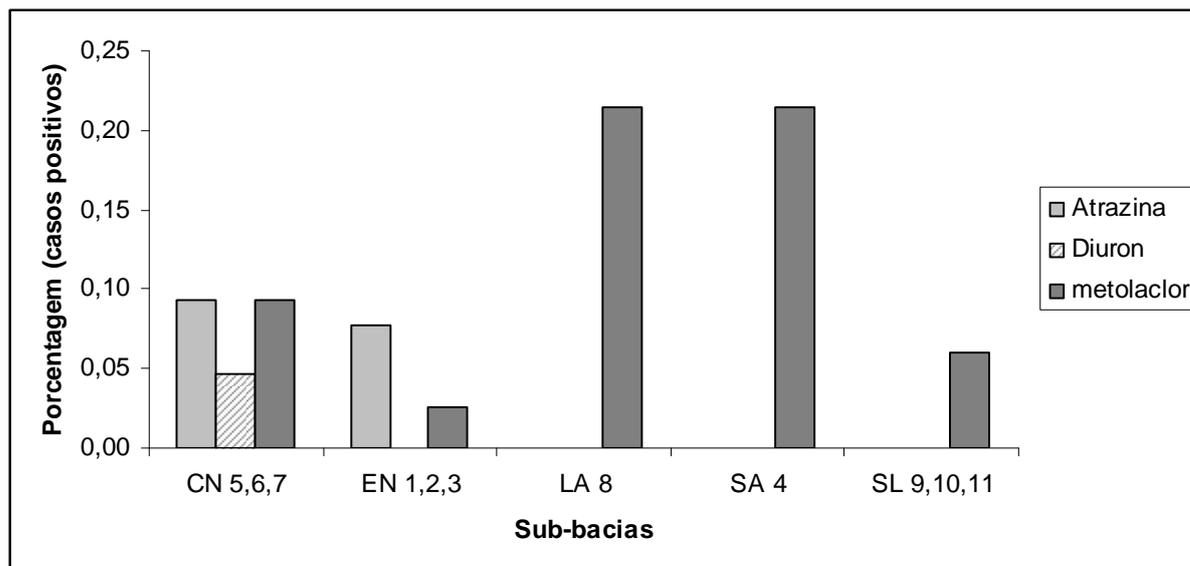


Figura 4 - Porcentagem de casos detecção de herbicidas nas sub-bacias amostradas

Observa-se na Figura 4 que entre os herbicidas, o metolaclor apresentou a maior percentagem de casos de contaminação, variando entre 3% (EM) a 21% (LA e AS). Já o herbicida diuron apresentou as menores percentagens com apenas 5% na sub-bacia Chico Nunes.

5.2 Variáveis independentes

5.2.1 Altitude

O modelo numérico de terreno (MNT) na Figura 5, mostra as características do relevo da bacia do Alto Rio das Mortes. A cor marrom-escuro representa as altitudes mais elevadas, chegando a altitudes de até 914 m. A cor verde representa altitudes mais baixas de até 600 m perto do exutório da bacia em estudo. Já as partes com a cor amarela que representa a maior parte da bacia possuem altitudes entre 600 a 700 m.

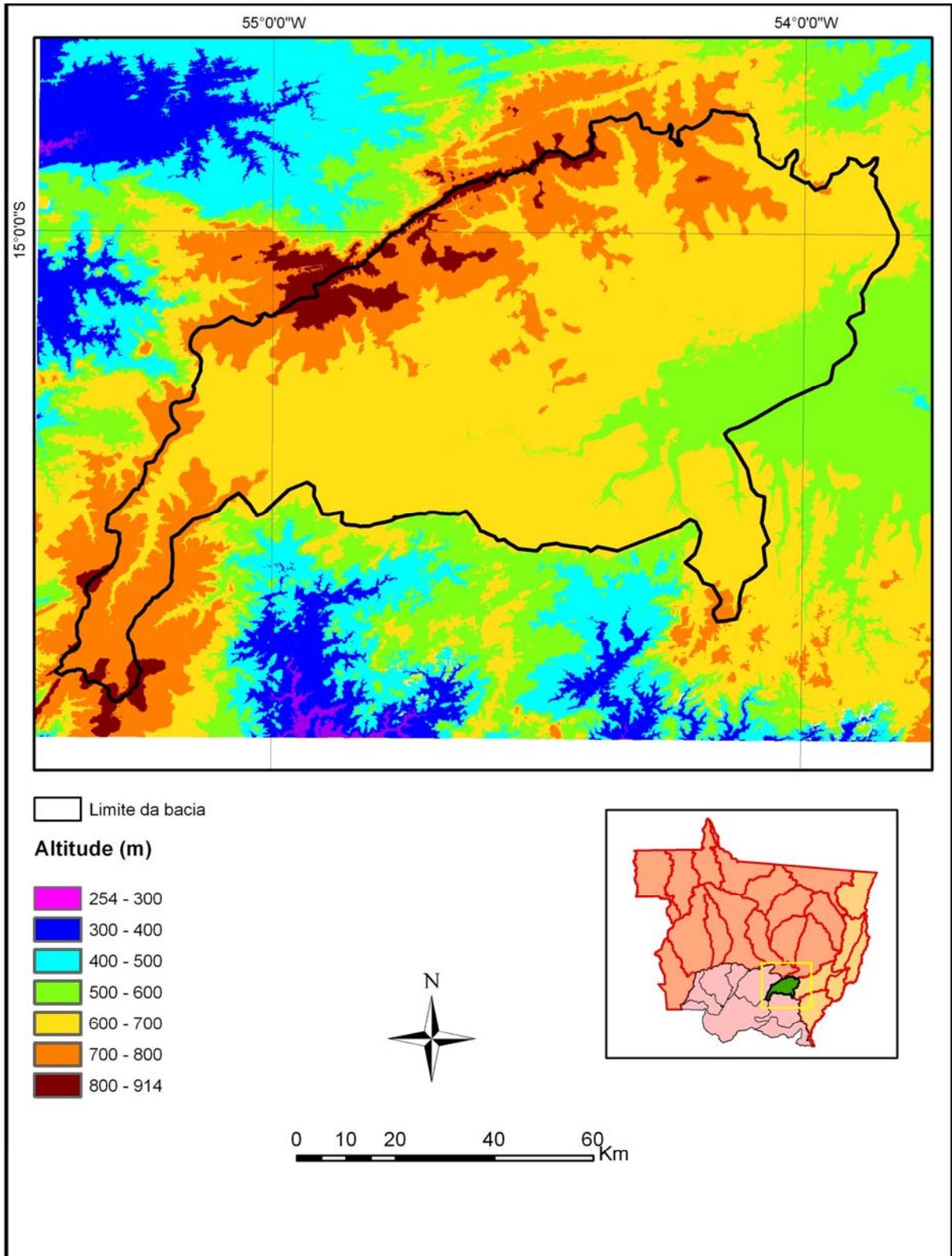


Figura 5 - Modelo numérico do Terreno (MNT) da bacia hidrográfica do Alto Rio das Mortes extraído do site: <http://srtm.usgs.gov> em 2007.

5.2.2 Declividade

Seguindo a classificação da declividade proposta por SEPLAN (2000) (Tabela 3), a maior parte da bacia é composta por declividade plana (0 a 3%), seguida pela declividade suave (3 a 8%). A declividade média encontrada para a bacia, calculada no software ArcGis, foi de 2,7%, caracterizando o relevo como plano.

Tabela 3 - Classes de relevo e declividade conforme SEPLAN (2000).

Classes de Relevo	Classes de Declividade (%)
Plano	0 a 3%
Suave	3 a 8%
Ondulado	8 a 20 %
Forte Ondulado	20 a 45%
Montanhoso	45 a 75%
Escarpado	>75%

A Figura 6 mostra a declividade do terreno da Bacia do Alto Rio das Mortes. Conforme SEPLAN (2000), o relevo plano apresenta uma superfície topográfica horizontal, com pequenos desnivelamentos. Já a superfície suave apresenta no geral, uma superfície topograficamente pouco movimentada com declives suaves, sendo constituída por conjunto de colinas ou outeiros (elevações de altitudes relativas até 50m e de 50 a 100m).

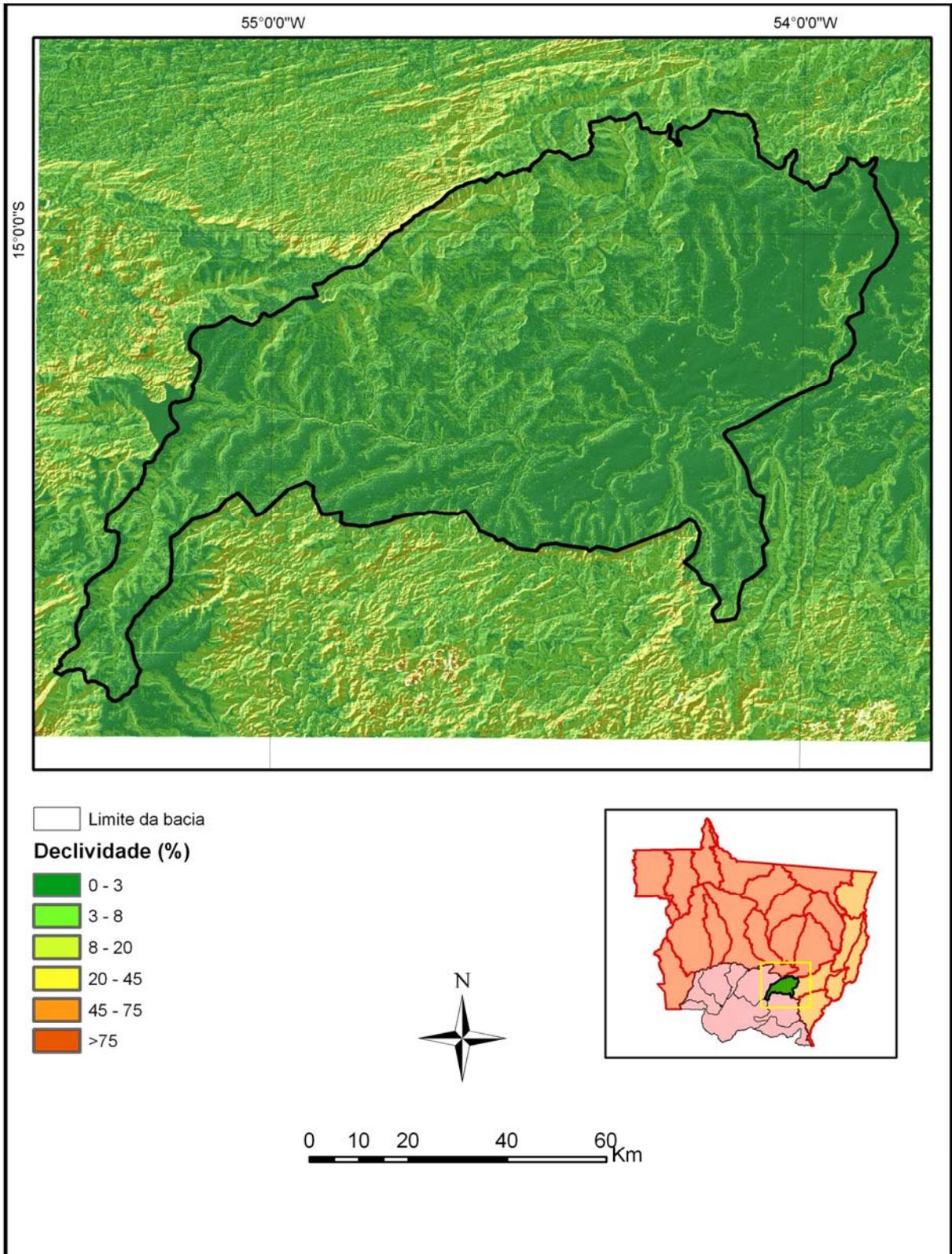


Figura 6 - Plano de informação da declividade do terreno na bacia do Alto Rio das Mortes.

5.2.3 Mapa Pedológico

O mapa pedológico apresentado na figura 7 foi obtido do Zoneamento Sócio Econômico Ecológico do Estado de Mato Grosso (SEPLAN, 2000), e teve sua legenda adequada ao Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 1999).

O mapa pedológico indica que a classe de Latossolo é predominante na bacia estudada. Já nas áreas mais próximas aos rios ocorre a predominância de organossolo. A Tabela 4 apresenta as classes de solos da bacia do Alto Rio das Mortes e suas devidas codificações.

Tabela 4 - Classes de solos com suas respectivas codificações ordinais.

Classes de solos	Codificação
Neossolo Quartzarênico	3
Cambissolo	2
Latossolo Vermelho-Amarelo	3
Latossolo Vermelho	3
Plintossolo	2
Argissolo	2
Neossolo Litólico	1
Organossolo	1

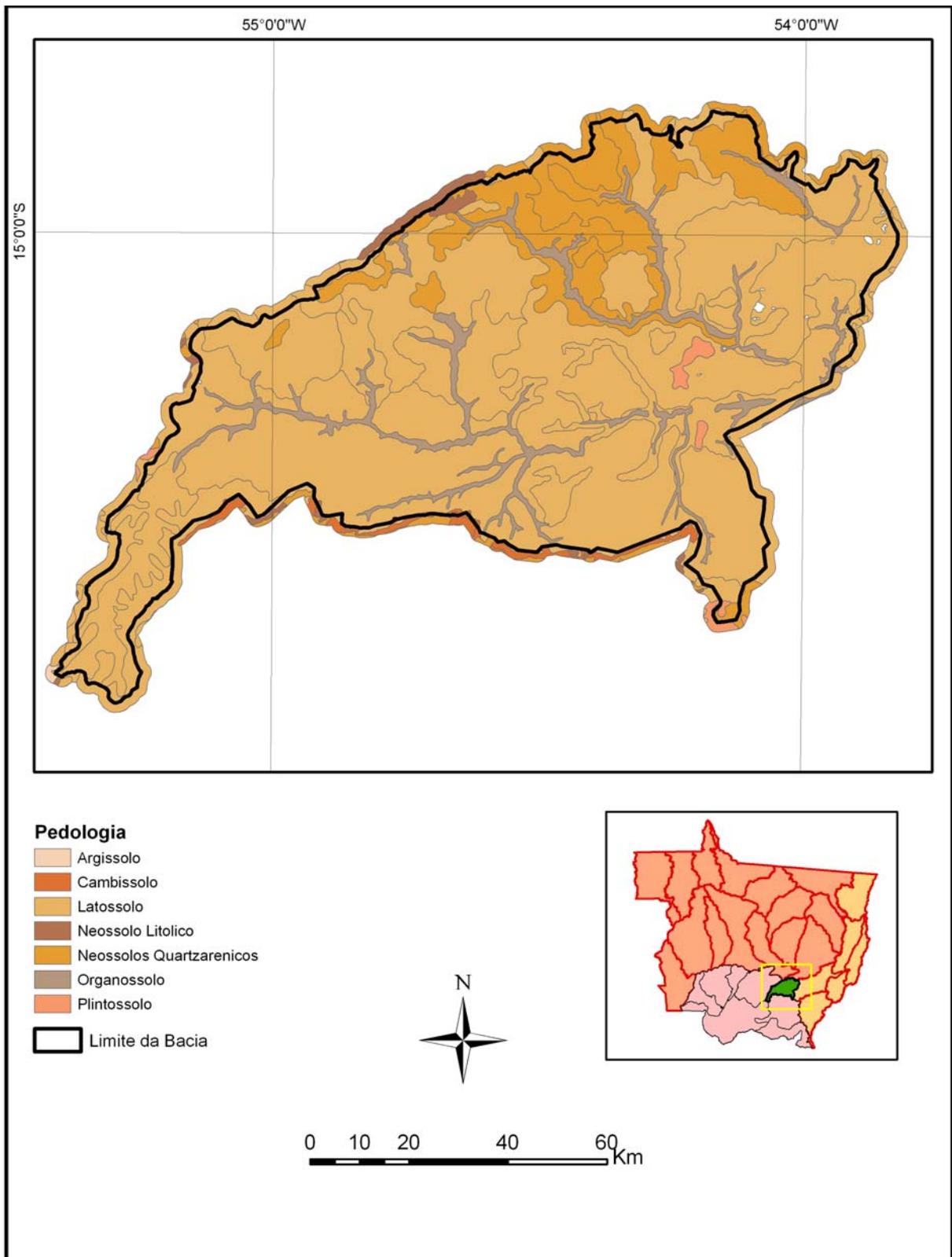


Figura 7 - Mapa de pedologia da bacia do Alto rio das Mortes.

5.2.4 Aptidão Agrícola

A análise do mapa mostra que, a maior parte da bacia é constituída com aptidão REGULAR para lavoura no nível de manejo B, BOA no nível de manejo C e INAPTA no nível A e, em seguida por terra com aptidão RESTRITA para lavoura no nível de manejo B, REGULAR para lavoura no nível de manejo C e INAPTA.

A Tabela 5 mostra as classes de aptidão agrícola da bacia do Alto Rio das Mortes e suas devidas codificações conforme seu potencial de contaminação das águas superficiais. A Figura 8 mostra as classes de aptidão agrícola no alto da bacia do Rio das Mortes.

Tabela 5 - Classes de Aptidão Agrícola conforme SEPLAN (2000), e seus pesos.

Classe de aptidão	Codificação
Terra com aptidão REGULAR para lavoura no nível de manejo B e C e INAPTA no nível A	1
Terra com aptidão REGULAR para lavoura no nível de manejo B, BOA no nível de manejo C e INAPTA no nível A	1
Terra com aptidão REGULAR para pastagem nativa e INAPTA para silvicultura	3
Terra com aptidão REGULAR para pastagem plantada	3
Terra com aptidão RESTRITA para lavoura no nível de manejo B e INAPTA no nível A e C	2
Terra com aptidão RESTRITA para lavoura no nível de manejo B, REGULAR para lavoura no nível de manejo C e INAPTA para nível A	1
Terra sem aptidão para uso agrícola e com aptidão RESTRITA para pastagem plantada	4
Terras sem aptidão para uso agrícola	4

As terras sem aptidão para uso agrícola e com aptidão restrita para pastagem plantada, pertencem a classe 4, por ambas apresentarem o mesmo grau de inaptidão ao cultivo e portanto, uma baixa probabilidade de escoamento de pesticidas para as águas superficiais.

As terra com aptidão regular para pastagem plantada, terra com aptidão regular para pastagem nativa e inapta para silvicultura pertencem a classe 3 por apresentar uma maior aptidão que classe anterior, porém uma menor probabilidade de escoamento de pesticidas.

A terra com aptidão restrita para lavoura no nível de manejo B e inapta no nível A e C, pertencem a classe 2 por apresentar uma maior aptidão que a classe anterior, e conseqüentemente uma maior possibilidade de escoamento de pesticidas.

As Terras com aptidão regular para lavoura no nível de manejo B e C e inapta no nível A, Terra com aptidão regular para lavoura no nível de manejo B, boa no nível de manejo C e inapta no nível A, Terra com aptidão restrita para lavoura no nível de manejo B, regular para lavoura no nível de manejo C e inapta para nível A, pertencem a classe 1 por apresentarem uma maior aptidão que as classes anteriores e portanto, uma alta possibilidade de escoamento de pesticidas para os corpos d'água.

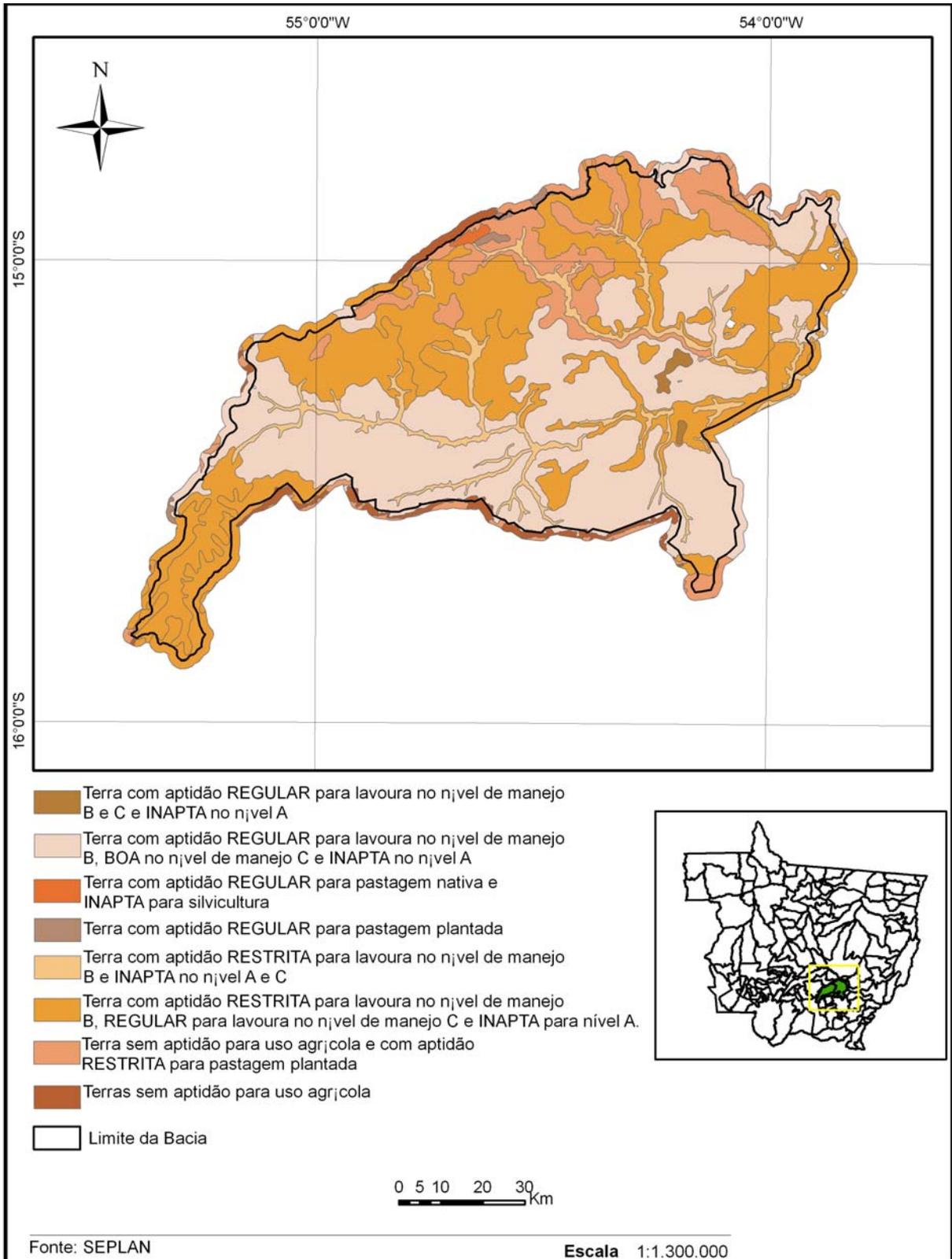


Figura 8 - Mapa de aptidão agrícola na bacia do Alto Rio das Mortes. Fonte: SEPLAN (2000).

5.2.5 Uso e Ocupação da terra

As classes de uso e ocupação da terra foram definidas através da interpretação visual das imagens do sensor ETM/ Landsat, e a partir do prévio conhecimento dos valores de reflectância dos alvos (Tabela 6). A Figura 9 mostra as classes de uso da terra conforme SEPLAN (2000).

Para a introdução na Regressão Logística as classes de uso da terra foram recodificadas da escala nominal para escala ordinal, seguindo uma hierarquia conforme os graus de proteção do solo frente às águas pluviais, como ilustra a Tabela 6.

Tabela 6 - Classes de uso e ocupação da terra com suas respectivas codificações.

Classe de Uso e Ocupação da Terra	Codificação quanto ao grau de proteção
Água	1
Plantação	3
Solo Exposto	3
Mata Ciliar	1
Cerrado	1
Cidade	3
APP degradada	2

O valor 1 foi dado ao tipo de uso que oferece alta proteção ao solo quanto a ação das águas pluviais e conseqüentemente ao arraste de pesticidas. A codificação 2 foi atribuída aos tipos de uso que oferecem média proteção ao terreno, e finalmente o valor 3 foi dado aos tipos de uso que oferecem baixa proteção ao solo.

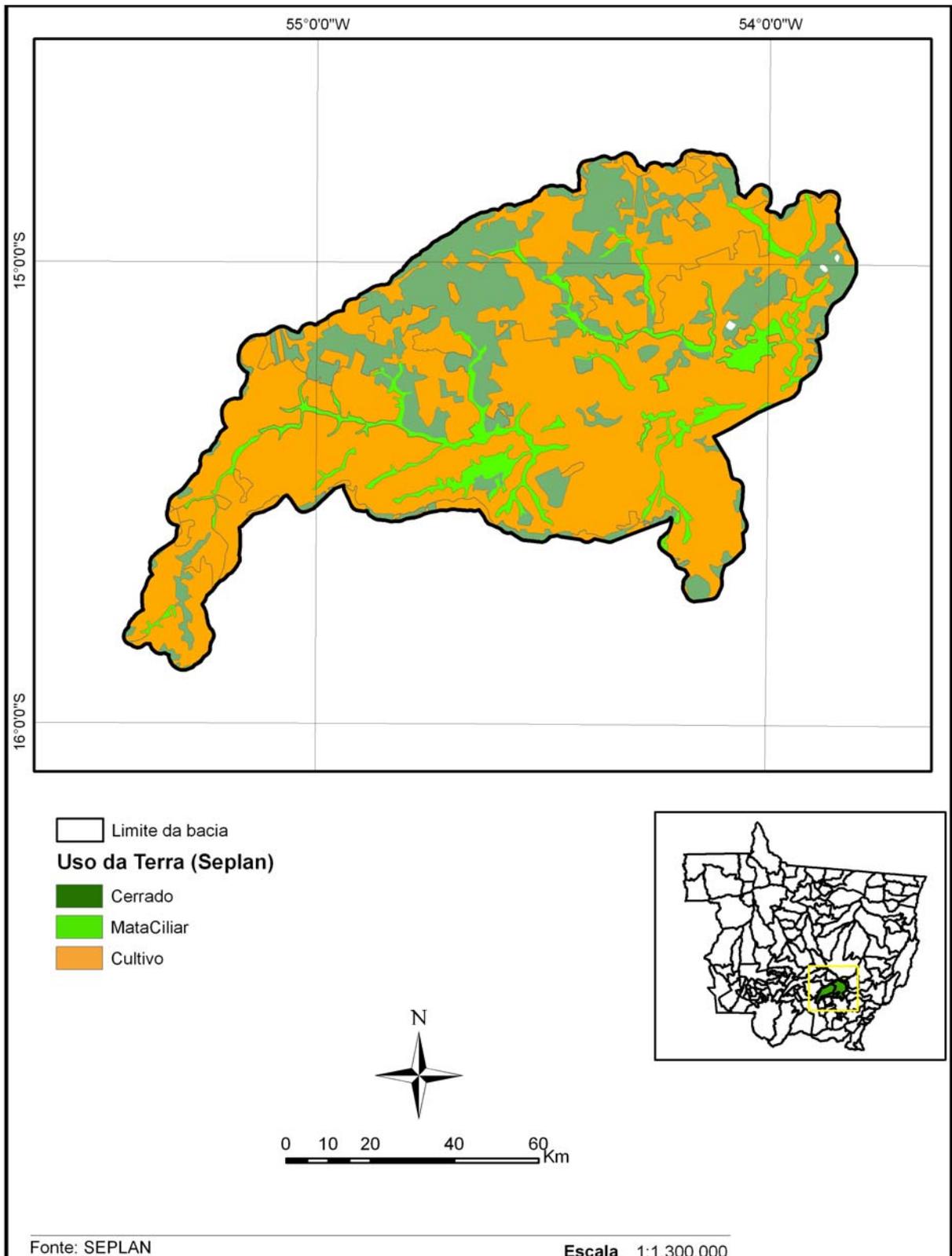


Figura 9 -Mapa de vegetação e uso da terra na bacia do Alto Rio Das Mortes. Fonte: SEPLAN (2000).

5.2.6 Distâncias para a rede hidrográfica e largura das matas ciliares

Delimitada a forma de uso da terra, criaram-se mapas de distância para determinar a distância de cada célula da bacia até o próximo manancial e mata ciliar de acordo com a direção do escoamento. Foi calculada também a diferença (Figura 10) e a razão entre a distância das células da matriz até os rios e as matas ciliares, descrevendo desta forma, a largura relativa das matas ciliares que possuem, de acordo com Syversen (2002) função de zonas tampão, com capacidade de reduzir contaminações por pesticidas. Com as layers matriciais resultantes realizou-se o cálculo das respectivas médias em cada sub-bacia para a entrada na RL.

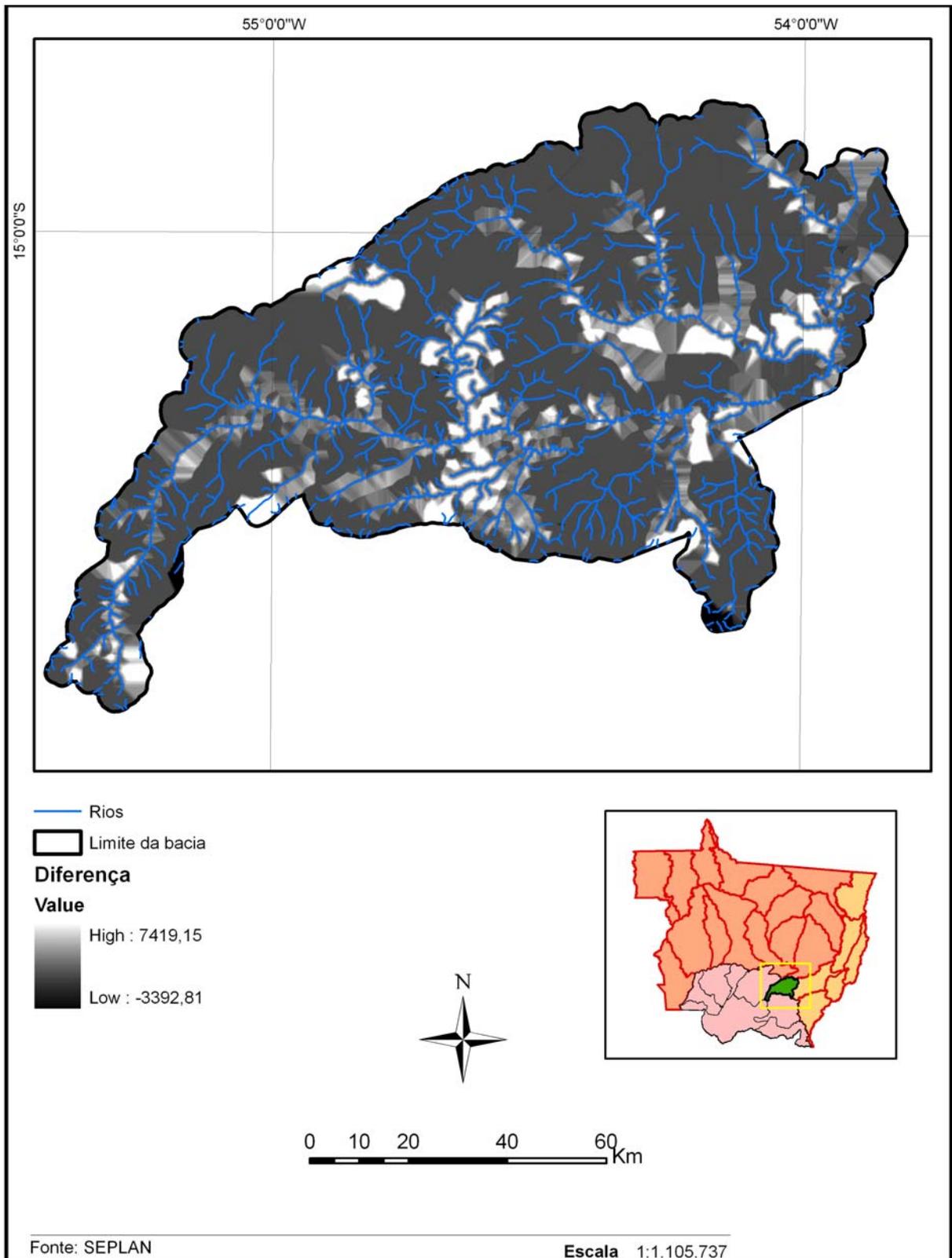


Figura 10 - Mapa diferença da distância para os mananciais.

5.3 Modelos preditivos

5.3.1 Pré-processamento das variáveis

Para a entrada no modelo estatístico de Regressão Logística, as categorias de três PIs com escala nominal (Uso da Terra, Pedologia, Aptidão Agrícola) foram re-codificadas para escala ordinal. A Tabela 7 mostra a organização dos dados para entrada na RL.

Tabela 7 - Organização das variáveis dependentes e explanatórias para entrada na RL.

Variáveis	Descrição	Escala de Dados
Pesticida (cut-off 0)	Ausência/Presença de Pesticida na Amostra	Binário
Estação do Ano	Estação seca ou chuvosa	ordinal
Declive	Inclinação do terreno em graus	real
Distancia manancial	Distância do manancial mais próximo	real
Razão da distancia manancial-mata ciliar	Divisão da distancia para o próximo mata ciliar pela distancia para o próximo manancial	real
Largura do manancial mais próximo	Subtração da distancia para o próximo mata ciliar da distancia para o próximo manancial	real
Uso da Terra	Modo de uso e ocupação da superfície	ordinal
Pedologia	Tipo de Solo	ordinal
Aptidão agricola	Capacidade de uso agrícola	ordinal

Após consolidação das variáveis dependentes (presença – ausência dos respectivos pesticidas) e independentes (explanatórios) foram calculadas as regressões logísticas, usando o software SPSS, versão 10.0. A Tabela 8 mostra parte da organização dos valores usados para o cálculo de RL.

Tabela 8 - Tabela demonstrativa da organização de variáveis dependentes (presença – ausência de pesticidas – binarizado) e independentes (quantificação dos respectivos atributos por sub-bacia) para desenvolvimento dos modelos de RL.

COD_A_S	ATRAZINA	CARBOFURAN	Pedologia	DecliMedia	Apti	Uso
CNAS05	0	0	2,7352	2,2792	1,1338	2,4118
CNAS05	1	0	2,7352	2,2792	1,1338	2,4118
CNAS05	0	0	2,7352	2,2792	1,1338	2,4118
ENAS01	0	0	3,0000	2,2126	1,0691	2,8437
ENAS01	1	0	3,0000	2,2126	1,0691	2,8437
ENAS01	0	1	3,0000	2,2126	1,0691	2,8437
LAAS08	0	0	2,9996	2,9137	1,0011	2,8620
LAAS08	0	0	2,9996	2,9137	1,0011	2,8620
LAAS08	0	1	2,9996	2,9137	1,0011	2,8620
SAAS04	0	0	3,0000	1,4757	1,0000	2,9084
SAAS04	0	0	3,0000	1,4757	1,0000	2,9084
SAAS04	0	0	3,0000	1,4757	1,0000	2,9084
SLAS09	0	0	3,0000	2,4020	1,0000	2,9827
SLAS09	0	0	3,0000	2,4020	1,0000	2,9827
SLAS09	0	0	3,0000	2,4020	1,0000	2,9827

Para os agentes carbofuran, clorpirifós, lambda cialotrina, atrazina, diuron, metolaclor, monocrotofós e herbicida total não foram obtidos modelos significativos.

Em seguida estão apresentadas as principais saídas do modelo de RL dos agentes que obtiveram um modelo significativo.

5.3.1.1 Endosulfan

A Figura 11 mostra a tabulação cruzada entre os valores reais observados e os valores previstos pela RL onde se obteve um desempenho satisfatório do modelo com um total de acerto de 80,1%. Cabe salientar que, os valores na diagonal principal representam as classificações corretas.

Observed			Predicted		Percentage Correct
			EM_CUT		
			0	1	
Step 1	EM_CUT	0	100	2	98,0
		1	27	17	38,6
Overall Percentage					80,1
Step 2	EM_CUT	0	100	2	98,0
		1	27	17	38,6
Overall Percentage					80,1
Step 3	EM_CUT	0	100	2	98,0
		1	27	17	38,6
Overall Percentage					80,1

a. The cut value is ,500

Figura 11 - Tabulação cruzada da RL para modelação espacial do risco de contaminação por Endosulfan. (“Overall Percentage”: Qualidade geral do modelo).

A figura 11 representa a matriz de erro da presença de endosulfan nas sub-bacias do Alto Rio das Mortes. Observa-se na primeira linha (*step 3*) do modelo final (p para exclusão de uma variável: 0,1) das 102 coletas o modelo prevê que 100 foram classificadas como negativas apresentando, portanto, ausência de pesticidas e prevê erroneamente que 2 amostras apresentam presença de pesticida estando essas classificadas como positivas. Na segunda linha dos dados observados, das 44 coletas 17 foram classificadas como positivas indicando corretamente presença de pesticidas e o modelo prevê que 27 apresentam ausência de pesticidas estando classificadas como negativas.

A Figura 12 mostra as principais saídas do modelo de RL (*backward conditional*), que indicou pedologia, aptidão agrícola, uso da terra e chuva como fatores explanatórios significativos.

		B	S.E.	Wald	df	Sig.	Exp(B)
Step 1	PEDOLOGI	12,797	8,366	2,340	1	,126	361163,9
	DECLIMED	,062	,606	,010	1	,919	1,064
	APTI	-9,045	7,621	1,409	1	,235	,000
	USO	-10,574	5,956	3,152	1	,076	,000
	CHUVA	,016	,004	13,383	1	,000	1,017
	LARG_MAT	-,001	,001	1,053	1	,305	,999
Step 2	PEDOLOGI	13,057	7,990	2,671	1	,102	468258,5
	APTI	-9,225	7,430	1,542	1	,214	,000
	USO	-10,733	5,764	3,468	1	,063	,000
	CHUVA	,016	,004	13,360	1	,000	1,017
	LARG_MAT	-,001	,001	1,080	1	,299	,999
Step 3	PEDOLOGI	15,294	7,724	3,920	1	,048	4385224
	APTI	-12,247	6,931	3,122	1	,077	,000
	USO	-12,070	5,617	4,617	1	,032	,000
	CHUVA	,016	,004	12,581	1	,000	1,016

a. Variable(s) entered on step 1: PEDOLOGI, DECLIMED, APTI, USO, CHUVA, LARG_MAT.

Figura 12 - Principais indicadores estatísticos do modelo de RL (“backward conditional”) para mapeamento de risco de contaminação por Endosulfan.

5.3.1.2 METIL_PARATION

A Figura 13 mostra a tabulação cruzada da variável dependente Metil Paration, que obteve um bom desempenho do modelo com um acerto de 95,9%.

Observed		Predicted		
		ME_CUT		Percentage Correct
		0	1	
Step 1	ME_CUT 0	136	2	98,6
	ME_CUT 1	2	6	75,0
Overall Percentage				97,3
Step 2	ME_CUT 0	136	2	98,6
	ME_CUT 1	2	6	75,0
Overall Percentage				97,3
Step 3	ME_CUT 0	135	3	97,8
	ME_CUT 1	3	5	62,5
Overall Percentage				95,9

a. The cut value is ,500

Figura 13 - Tabulação cruzada da RL para modelação espacial do risco de contaminação por Metil Paration. (“Overall Percentage”: Qualidade geral do modelo).

Constata-se na primeira linha (*step 3*) do modelo final (p para exclusão de uma variável: 0,1) que das 138 coletas o modelo prevê 135 como negativas, ou seja, apresentam ausência de pesticidas e prevê 3 amostras como positivas, o que indica presença de pesticida. Na segunda linha dos dados observados, das 8 coletas 3 foram classificadas como positivas indicando presença de pesticidas e e o modelo prevê 5 amostras como negativa indicando ausência de pesticidas.

O resultado das principais saídas do modelo de RL (*backward conditional*), indicou as variáveis pedologia, aptidão agrícola, uso da terra e chuva como fatores explanatórios significativos (figura 14).

Variables in the Equation

		B	S.E.	Wald	df	Sig.	Exp(B)
Step 1 ^a	PEDOLOGI	81,514	47,022	3,005	1	,083	2,5E+35
	DECLIMED	-2,050	1,768	1,345	1	,246	,129
	APTI	-58,117	34,719	2,802	1	,094	,000
	USO	-64,813	38,067	2,899	1	,089	,000
	CHUVA	,044	,017	7,227	1	,007	1,045
	LARG_MAT	-,005	,016	,113	1	,736	,995
Step 2 ^a	PEDOLOGI	75,934	42,675	3,166	1	,075	9,5E+32
	DECLIMED	-2,225	1,662	1,793	1	,181	,108
	APTI	-59,978	34,091	3,095	1	,079	,000
	USO	-58,478	31,811	3,379	1	,066	,000
	CHUVA	,044	,016	7,268	1	,007	1,045
	LARG_MAT	-,005	,016	,113	1	,736	,995
Step 3 ^a	PEDOLOGI	49,772	25,452	3,824	1	,051	4,1E+21
	APTI	-40,689	21,389	3,619	1	,057	,000
	USO	-39,929	19,226	4,313	1	,038	,000
	CHUVA	,047	,015	9,488	1	,002	1,048

a. Variable(s) entered on step 1: PEDOLOGI, DECLIMED, APTI, USO, CHUVA, LARG_MAT.

Figura 14 - Principais indicadores estatísticos do modelo de RL (“backward conditional”) para mapeamento de risco de contaminação por Metil_Paration.

5.3.1.3 Triazofós

A figura 15 mostra a tabulação cruzada da variável dependente triazofós, que obteve um bom desempenho do modelo com um acerto de 89,7%.

Classification Table^a

Observed			Predicted		Percentage Correct
			TRI_CUT		
			0	1	
Step 1	TRI_CUT	0	115	5	95,8
		1	10	16	61,5
	Overall Percentage				89,7
Step 2	TRI_CUT	0	115	5	95,8
		1	10	16	61,5
	Overall Percentage				89,7
Step 3	TRI_CUT	0	115	5	95,8
		1	10	16	61,5
	Overall Percentage				89,7
Step 4	TRI_CUT	0	115	5	95,8
		1	10	16	61,5
	Overall Percentage				89,7

a. The cut value is ,500

Figura 15 - Principais indicadores estatísticos do modelo de RL (“backward conditional”) para mapeamento de risco de contaminação por Triazofós.

Observa-se-se na primeira linha (*step 3*) do modelo final (p para exclusão de uma variável: 0,1) que das 120 coletas o modelo prevê 115 como negativas e prevê 5 amostras como positivas. Na segunda linha dos dados observados, das 26 coletas 16 foram classificadas como positivas e 10 amostras como negativa.

As principais saídas do modelo de RL (*backward conditional*) indicou como fatores explanatórios significativos as variáveis aptidão agrícola, chuva e largura das matas ciliares (figura 16).

Variables in the Equation

		B	S.E.	Wald	df	Sig.	Exp(B)
Step 1	PEDOLOGI	12,732	13,169	,935	1	,334	338472,3
	DECLIMED	-,223	1,049	,045	1	,831	,800
	APTI	-14,927	12,065	1,531	1	,216	,000
	USO	-9,483	9,178	1,068	1	,302	,000
	CHUVA	,043	,008	28,810	1	,000	1,044
	LARG_MAT	,003	,001	6,362	1	,012	1,003
Step 2	PEDOLOGI	11,532	11,820	,952	1	,329	101972,9
	APTI	-14,034	11,236	1,560	1	,212	,000
	USO	-8,731	8,405	1,079	1	,299	,000
	CHUVA	,043	,008	28,930	1	,000	1,044
	LARG_MAT	,003	,001	6,683	1	,010	1,003
Step 3	APTI	-3,260	2,115	2,375	1	,123	,038
	USO	-,597	,795	,564	1	,453	,550
	CHUVA	,043	,008	28,930	1	,000	1,044
	LARG_MAT	,003	,001	5,895	1	,015	1,003
Step 4	APTI	-4,774	,765	38,978	1	,000	,008
	CHUVA	,043	,008	28,808	1	,000	1,044
	LARG_MAT	,003	,001	6,030	1	,014	1,003

a. Variable(s) entered on step 1: PEDOLOGI, DECLIMED, APTI, USO, CHUVA, LARG_MAT.

Figura 16 - Principais indicadores estatísticos do modelo de RL (“backward conditional”) para mapeamento de risco de contaminação por Triazofós.

5.3.1.4 Inseticidas_total

A figura 17 mostra a tabulação cruzada para o total de inseticidas, que obteve um desempenho médio do modelo com um acerto de 71,9%. Os pesticidas atribuídos a classe inseticidas tiveram seus valores binarizados para entrada no modelo de RL.

Classification Table^a

Observed			Predicted		Percentage Correct
			Ins_Total		
			0	1	
Step 1	Ins_Total	0	79	10	88,8
		1	27	30	52,6
	Overall Percentage				74,7
Step 2	Ins_Total	0	79	10	88,8
		1	27	30	52,6
	Overall Percentage				74,7
Step 3	Ins_Total	0	76	13	85,4
		1	27	30	52,6
	Overall Percentage				72,6
Step 4	Ins_Total	0	76	13	85,4
		1	27	30	52,6
	Overall Percentage				72,6
Step 5	Ins_Total	0	78	11	87,6
		1	30	27	47,4
	Overall Percentage				71,9

a. The cut value is ,500

Figura 17 - Tabulação cruzada da RL para modelação espacial do risco de contaminação por Inseticidas Total. (“Overall Percentage”: Qualidade geral do modelo).

A primeira linha (*step 3*) do modelo final (p para exclusão de uma variável: 0.1,) mostra que das 89 coletas o modelo prevê 78 como negativas e 11 amostras como positivas. Na segunda linha dos dados observados, das 57 coletas 27 foram classificadas como positivas e 30 amostras como negativas.

O modelo de RL indicou como fatores explanatórios significativos somente as variáveis aptidão agrícola e chuva (figura18).

Variables in the Equation

		B	S.E.	Wald	df	Sig.	Exp(B)
Step 1	PEDOLOGI	4,555	7,816	,340	1	,560	95,103
	DECLIMED	,218	,591	,137	1	,712	1,244
	APTI	-5,207	7,206	,522	1	,470	,005
	USO	-3,545	5,519	,412	1	,521	,029
	CHUVA	,019	,005	16,850	1	,000	1,019
	LARG_MAT	,001	,001	,841	1	,359	1,001
Step 2	PEDOLOGI	5,300	7,583	,488	1	,485	200,304
	APTI	-5,672	7,122	,634	1	,426	,003
	USO	-3,985	5,416	,541	1	,462	,019
	CHUVA	,019	,005	16,767	1	,000	1,019
	LARG_MAT	,001	,001	1,084	1	,298	1,001
Step 3	APTI	-,790	1,450	,297	1	,586	,454
	USO	-,222	,526	,179	1	,672	,801
	CHUVA	,019	,005	16,876	1	,000	1,019
	LARG_MAT	,001	,001	,781	1	,377	1,001
Step 4	APTI	-1,389	,331	17,656	1	,000	,249
	CHUVA	,018	,004	16,857	1	,000	1,019
	LARG_MAT	,001	,001	1,130	1	,288	1,001
Step 5	APTI	-1,154	,242	22,791	1	,000	,315
	CHUVA	,019	,004	18,614	1	,000	1,019

a. Variable(s) entered on step 1: PEDOLOGI, DECLIMED, APTI, USO, CHUVA, LARG_MAT.

Figura 18 - Principais indicadores estatísticos do modelo de RL (“backward conditional”) para mapeamento de risco de contaminação por Inseticidas Total.

5.3.1.5 Pesticidas total

A figura 19 mostra a tabulação cruzada para o total de pesticidas, que obteve um desempenho médio do modelo com um acerto de 70,5%.

Classification Table^a

Observed			Predicted		Percentage Correct
			TOX_BIN		
			0	1	
Step 1	TOX_BIN	0	72	12	85,7
		1	27	35	56,5
	Overall Percentage				73,3
Step 2	TOX_BIN	0	72	12	85,7
		1	27	35	56,5
	Overall Percentage				73,3
Step 3	TOX_BIN	0	73	11	86,9
		1	30	32	51,6
	Overall Percentage				71,9
Step 4	TOX_BIN	0	72	12	85,7
		1	31	31	50,0
	Overall Percentage				70,5
Step 5	TOX_BIN	0	72	12	85,7
		1	31	31	50,0
	Overall Percentage				70,5

a. The cut value is ,500

Figura 19 - Tabulação cruzada da RL para modelação espacial do risco de contaminação por Pesticidas Total Binarizados. (“Overall Percentage”: Qualidade geral do modelo).

Constata-se na primeira linha (*step 3*) do modelo final (p para exclusão de uma variável: 0.1,) que das 84 coletas o modelo prevê 72 como negativas e 12 amostras como positivas. Na segunda linha dos dados observados, das 62 coletas 31 foram classificadas como positivas e 31 amostras como negativas.

O modelo de RL indicou como fatores explanatórios significativos somente as variáveis uso da terra e chuva (figura20).

Variables in the Equation

		B	S.E.	Wald	df	Sig.	Exp(B)
Step 1	PEDOLOGI	6,662	7,776	,734	1	,392	781,956
	DECLIMED	,173	,579	,089	1	,766	1,188
	APTI	-7,091	7,179	,976	1	,323	,001
	USO	-4,949	5,501	,809	1	,368	,007
	CHUVA	,020	,005	17,810	1	,000	1,020
	LARG_MAT	,001	,001	,472	1	,492	1,001
Step 2	PEDOLOGI	7,219	7,562	,911	1	,340	1365,634
	APTI	-7,428	7,099	1,095	1	,295	,001
	USO	-5,276	5,404	,953	1	,329	,005
	CHUVA	,020	,005	17,784	1	,000	1,020
	LARG_MAT	,001	,001	,615	1	,433	1,001
Step 3	PEDOLOGI	5,619	7,287	,595	1	,441	275,577
	APTI	-5,466	6,669	,672	1	,412	,004
	USO	-4,262	5,242	,661	1	,416	,014
	CHUVA	,021	,005	19,699	1	,000	1,021
Step 4	APTI	-,418	1,286	,106	1	,745	,658
	USO	-,242	,494	,239	1	,625	,785
	CHUVA	,020	,005	19,625	1	,000	1,021
Step 5	USO	-,400	,091	19,334	1	,000	,670
	CHUVA	,020	,005	19,520	1	,000	1,021

a. Variable(s) entered on step 1: PEDOLOGI, DECLIMED, APTI, USO, CHUVA, LARG_MAT.

Figura 20 - Principais indicadores estatísticos do modelo de RL (“backward conditional”) para mapeamento de risco de contaminação por Pesticidas Total Binarizados

5.3.2 Cruzamento dos Planos de Informação

5.3.2.1 Triazofós

Para o cruzamento da variável dependente triazofós aplicando-se os coeficientes obtidos no software SPSS, e os planos de informação aptidão, chuva e largura da mata ciliar, foi utilizado o seguinte cálculo:

$$([\text{Grid}1]/((((([\text{Aptidao}] * (-4.774)) + ([\text{Chuva_end}] * 0.043)) + ([\text{Cili_sub}] * 0.003)) * (-1)).\text{Exp} + 1)))$$

A partir deste cálculo foi obtido o mapa de risco da figura 21.

O mapa mostra que as áreas em vermelho apresentam uma maior possibilidade de contaminação por pesticidas (0,8 a 1), diferente das áreas em verde que apresentam uma menor possibilidade de contaminação (0,5 a 0,7).

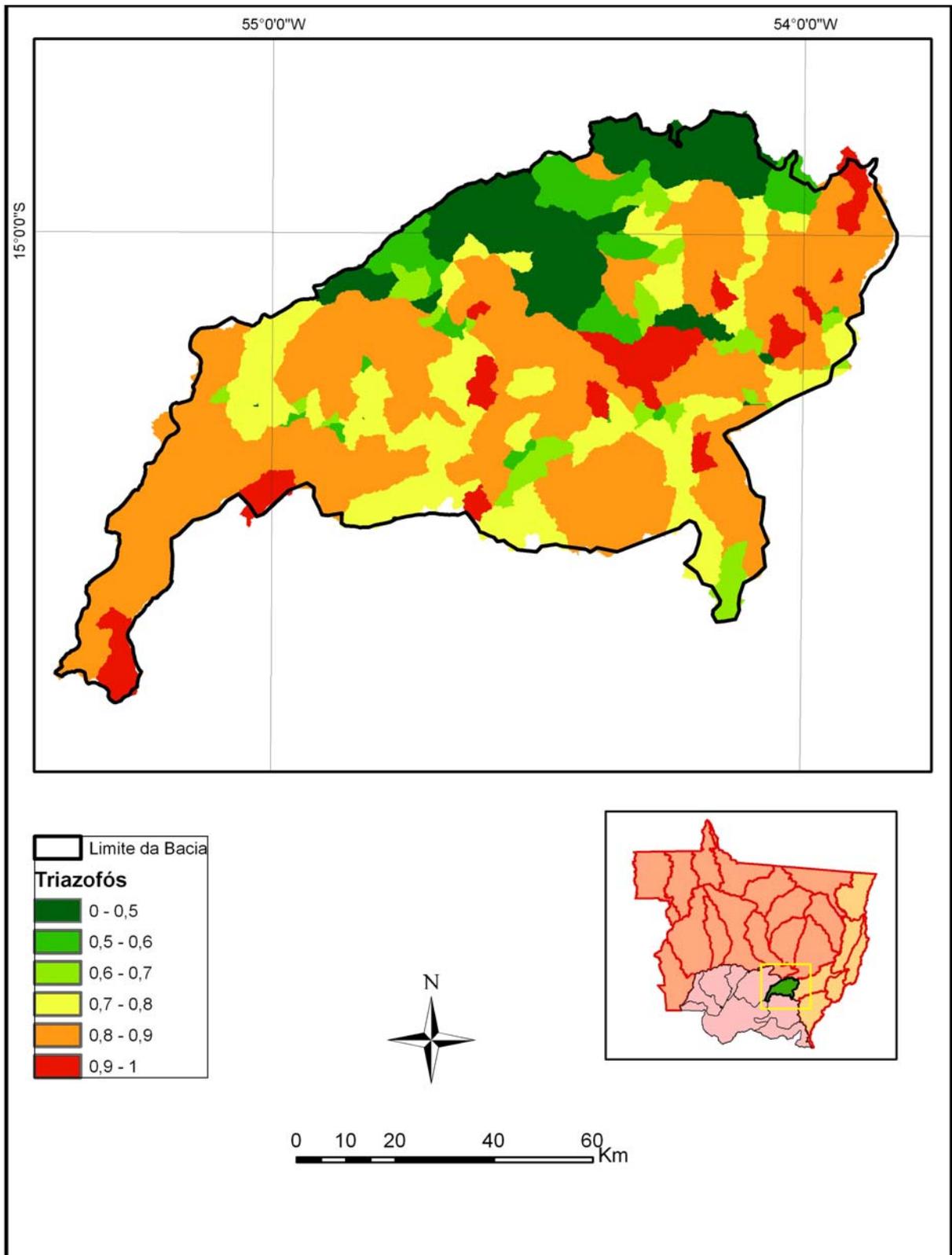


Figura 21 - Mapa de distribuição da probabilidade média de presença de pesticidas da variável dependente triazofós.

5.3.2.1 Inseticidas total

O cálculo abaixo representa o cruzamento dos Planos de Informação aptidão agrícola e chuva com os coeficientes obtidos no software SPSS:

$$([\text{Grid1}]/((((([\text{Aptidao}]^{-1.154})+([\text{Chuva_end}]^{0.019})^{-1}).\text{Exp})+1)))$$

Do cruzamento a partir do cálculo apresentado foi obtido o mapa da figura 22 o qual indica que as áreas em vermelho apresentam uma maior probabilidade de presença de pesticidas (0,8 a 1). As áreas de cor verde escuro apresentam uma maior possibilidade de presença de pesticidas (0 a 0,5).

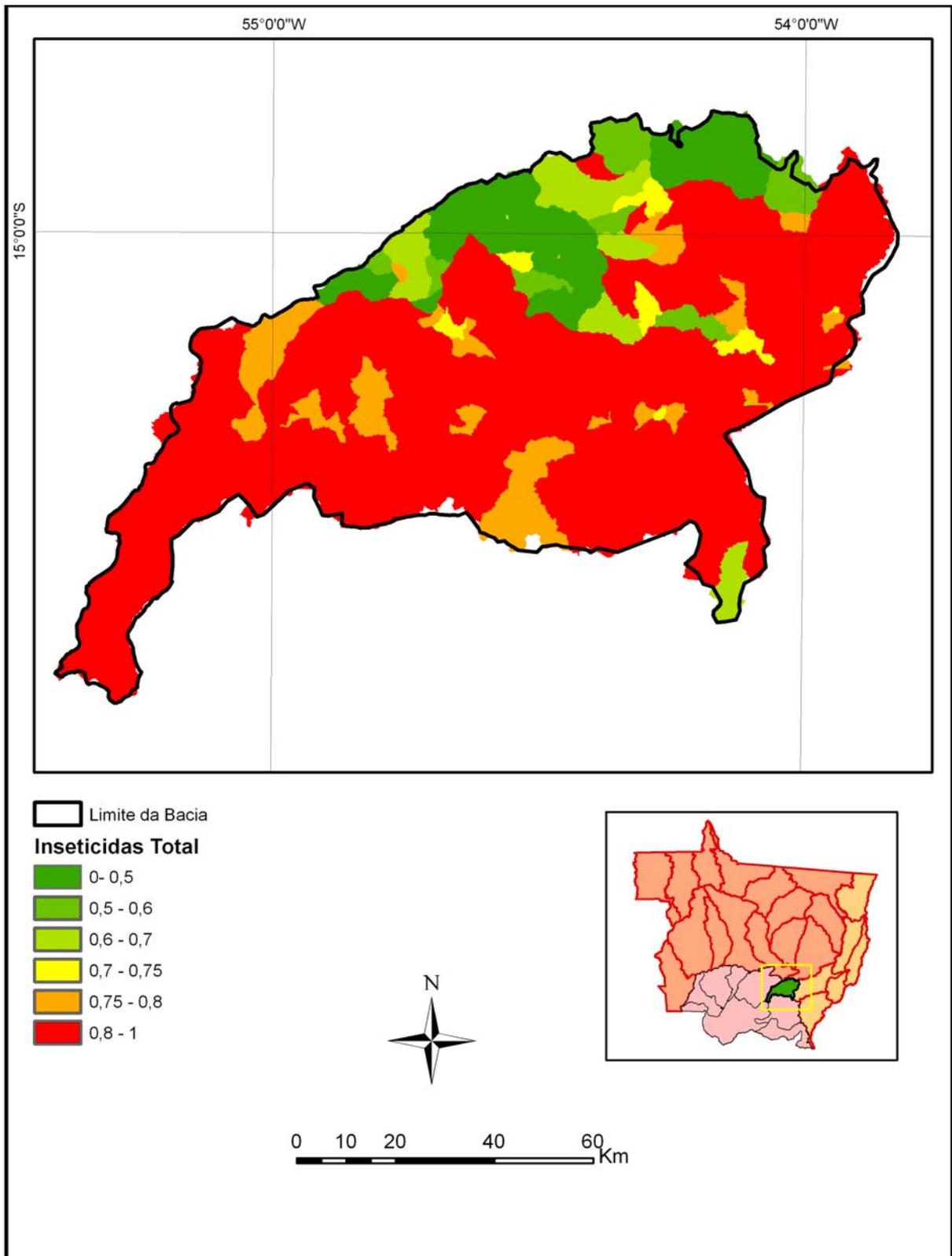


Figura 22 - Mapa de distribuição da probabilidade média de presença de pesticidas da variável dependente inseticidas total.

6. Conclusões

O presente estudo representa uma avaliação preliminar do risco de contaminação das águas superficiais por pesticidas e como principais conclusões constata-se:

Técnicas de geoprocessamento constituem, na área de estudo, em uma ferramenta valiosa para parametrização de bacias de contribuição, visando uma avaliação das suas interferências na presença de pesticidas nos mananciais superficiais.

A metodologia proposta possui potencial para a espacialização de risco de contaminação por pesticidas em águas superficiais.

De acordo com o modelo estatístico, e considerando-se as características físicas da bacia estudada, pode-se concluir que as variáveis explanatórias Chuva e aptidão agrícola são as que mais influenciaram na qualidade da água.

Supõe-se que a variável declividade média não apresentou correlação com nenhum pesticida devido ao relevo plano da bacia que não favorece o transporte de pesticidas através do escoamento superficial.

Dos pesticidas analisados os que tiveram maior porcentagem de casos positivos de contaminação foram o inseticida Endosulfan com até 43% das coletas na sub-bacia do Córrego Lages, e o herbicida Metolaclor com até 21% das coletas nas sub-bacias dos córregos Lajes e Sapé.

A aplicação de Regressões Logísticas (RL) subsidiou a análise de relações causais entre dados de qualidade de água e características sócio-ambientais nas bacias de contribuição. Foram obtidos modelos significativos para predição espacial da presença de Endosulfan, Metil_Paration, Triazofos, Inseticida total e Pesticida total. Devido a baixa confiabilidade da estimativa de casos positivos de Endosulfan, Metil_Paration e Pesticida total, foram somente gerados mapas de risco para o Triazofos e Inseticidas total.

Em geral observou-se, entretanto, que a presença da maioria dos pesticidas não possui relação tão estreita com as variáveis explanatórias como inicialmente esperado.

Supõe-se que os resultados foram prejudicados pela impossibilidade de diferenciar as principais culturas nas imagens Landsat ETM disponíveis (aplicação dos pesticidas analisados é ligada à cultura de algodão). Considerando a meia vida limitada da maioria dos pesticidas em águas superficiais, deve ser incluído em estudos futuros um acompanhamento detalhado da aplicação dos agentes durante o período de cultivo e considerada esta informação na geração dos modelos de RL.

7. Referências Bibliográficas

ANA. Agência Nacional das Águas. Brasília – DF, Brasil. 2000, v. 1. Disponível em www.ana.gov.br. Acesso em abril/2007.

ANJOS, H. O.; SILVA JÚNIOR, M. C. Uso do sensor thematic mapper (Landsat-7) na análise da qualidade da água nas Lagoas Formosa (Goiás) E Bonita (DF). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12. (SBSR), 2005, Goiânia. Anais... São José dos Campos: INPE, 2005. p. 2439-2446. CD-ROM, On-line. ISBN 85-17-00018-8.

ARAÚJO.E.P. Aplicação de Dados SRTM á modelagem da erosão em microbacias por geoprocessamento. 2006. 88p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – INPE, São José dos Campos: (INPE-12886-TDI/1008).

ARCOVA, F. C. S. CICCO, V. Qualidade da água de microbacias com diferentes usos do solo na região de Cunha, Estado de São Paulo. *Scientia Florestalis*, Piracicaba, v.5, n.6, p.125-34, 1999.

BALDISSERA, G. C. Aplicabilidade do Modelo de Simulação Hidrológica SWAT (Soil and Water Assesment Tool), para a bacia hidrográfica do rio Cuiabá/ MT. 2005. 144 p. Dissertação (Mestrado em Física e Meio Ambiente) – Instituto de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2005.

BARROS, E.; ROCHA, G. A. Geoprocessamento: instrumento decisivo na gestão de recursos hídricos. *Revista Bahia análise & Dados*, v.10 n.2, p.57-59, Salvador – BA SEI, 2000.

BATTAGLIN, W. A.; GOOLSBY, D.A. Regression models of herbicide concentrations in outflow from reservoirs in the midwestern USA, 1992–1993. **Journal of the American Water Resources Association**, vol. 34, no. 6, p. 1369–1390, 1998.

BATTAGLIN, W. A., ULERY, R.L., WINTERSTEIN, T., WELBORN, T., 2003, Estimating the Susceptibility of Surface Water in Texas to Nonpoint-Source Contamination by Use of Logistic Regression Modeling. Washington, DC: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 03-4205, 24 p.

BENETTI, A.; BIDONE, F. In: TUCCI, C. E. M. Hidrologia: Ciência e aplicação. 3. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS / ABRH, 2004. 943p.

BENGRINE, K.; MARHABA, T. F. Using principal component analysis to monitor spatial and temporal changes in water quality. **Journal of Hazardous Materials B**, vol. 100, no. 1-3, p. 179–195, 2003.

BILICH, M. R.; LACERDA, M. P. C. Avaliação da qualidade da água do Distrito Federal (DF), por meio de geoprocessamento. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12. (SBSR), 2005, Goiânia. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2005. p. 2059-2066. CD-ROM, On-line. ISBN 85-17-00018-8.

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria no. 518, de 25 de março de 2004. Diário Oficial, Brasília, 26 de março de 2004. Seção 1, 266p.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Humano e Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 20 de 10 de junho de 1986. Brasília: DOU, 1986. 92p.

BICALHO, S. T. T.; LANGENBACH, T. ; LUCHINI, L. C. . ; RODRIGUES, R. R. Potencial da Mata Ciliar como Barreira ao Pesticida Tebuthiuron. In: III Workshop Brasil Japão, 2005, Campinas. Anais III Workshop Brasil-Japão em Energia, Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, 2005. v. 1.

BRITO, L. T. L.; SRINIVASAN, V. S.; SILVA, A. S.; GHEYI, H. R., GALVÃO, C. O.; HERMES, L.C. Influência das atividades antrópicas na qualidade das águas da bacia hidrográfica do Rio Salitre. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, PB, v.9, n.4, p.596-602, 2005.

CEE. Directiva 80/778/CEE relativa a qualidade de águas destinadas ao consumo humano. Jornal oficial da comunidade europeia. Bruxelas. N.L299, 1980. 20p.

CHENG, H. H. Pesticides in soil environment – an overview. In: CHENG, H. H. (Ed.). **Pesticides in the soil environment: processes, impact and modeling**. Madison: Soil Science Society of America, 1990. p. 1-5.

CRUZ, S. F., FARIA, H. H., GALBIATTI, J. A. Caracterização de parâmetros qualitativos e quantitativos da água da microbacia Água da Cachoeira em Paraguaçu Paulista, SP. Eng. Agríc., Jaboticabal, SP, v. 22, n.2, p.258-269, mai.2002.

COLIN, F.; PUECH, C.; DE MARSILY, G., 2000. Relations between triazine flux, catchment topography and distance between maize fields and the drainage network. *Journal of Hydrology*, 236(3-4), 139-152.

DONADIO, N. M. M.; GALBIATTI, J. A.; PAULA, R. C. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do Córrego Rico, São Paulo, Brasil. *Eng. Agríc., Jaboticabal*, v.25, n.1, p.115-125, 2005.

DONHA, A. G.; SOUZA, L. C. P.; SUGAMOSTO, M. L. Determinação da fragilidade ambiental utilizando técnicas de suporte à decisão e SIG. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* v.10, n.1, p.175–181, 2006, Campina Grande, PB.

DONOHUE, I.; STYLES, D.; COXON, C.; IRVINE, K. Importance of spatial and temporal patterns for assessment of risk of diffuse nutrient emissions to surface waters. **Journal of Hydrology** , vol. 304, p. 183–192, 2005.

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

DORES, E. F. G. C. (Coordenadora). Estudo da contaminação de Biocidas no Ambiente e seu monitoramento em Águas Superficiais, subterrâneas e pluviais em regiões cotonícolas do Estado de Mato Grosso. Relatório final. Cuiabá; 2003.

DORES, E. F. G.C.; DE-LAMONICA-FFREIRE, E. M. Aquatic environment contamination by pesticides. Case study: water used for human consumption in Primavera do Leste, Mato Grosso - preliminary analyses. **Química Nova**, v. 24, n. 1, 27-36, 2001.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília: EMBRAPA Produção de Informação; Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 1999. 412p.

FERRACINI, V. L.; PESSOA, M. C. Y. P.; SILVA, A. S.; SPADOTTO, C. A. Análise de Risco de Contaminação das Águas Subterrâneas e Superficiais da Região de Petrolina (PE) e Juazeiro (BA). *Pesticidas: R. Ecotoxicol. e Meio Ambiente*, Curitiba, v. 11, jan./dez. 2001.

FERRAZ, E.S.B. A bacia hidrográfica como unidade de estudo, estrutura e processos (apresentação). In: WORKSHOP DO PROJETO PIRACENA, 2, Piracicaba, 1996. **Anais...** Piracicaba: CENA, 1996. p.7.

FILIZOLA, H. F.; FERRACINI, V. L.; SANS, L. M. A.; GOMES, M. A. F.; FERREIRA, C. J. A. Monitoramento e avaliação do risco de contaminação por pesticidas em água superficial e subterrânea na região de Guairá. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v.37, n.5, p. 659-667, 2002.

FONTES, J. R. A.; SILVA, A. A.; VIEIRA, R. F.; RAMOS, M. M. Movimentação de Herbicidas no Solo Aplicados Via Herbigeação na Cultura do Feijão em Plantios Direto e Convencional. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2002. 1º Edição.

GASPAR, S. M. F. S.; NUNES, G. S.; PINHEIRO, C. U. B.; AMARANTE JÚNIOR, O. P. Pesticidas:Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente, Curitiba, v. 15, jan./dez. 2005. Disponível em <http://calvados.c3sl.ufpr.br/ojs2/index.php/pesticidas/issue/view/335>>. Acesso em: 28 abril 2006.

GOMES, M. A.; SPADOTTO, C. A.; LANCHOTTE, V. L. Ocorrência do herbicida tebuthiuron na água subterrânea da microbacia do córrego espriado, Ribeirão Preto-SP. **Pesticidas**: revista de ecotoxicologia e meio ambiente, Curitiba, v. 11, p. 65-76, 2001.

GOSS, D. W. Screening producere for soils and pesticides for potential water quality impacts. **Weed Technology**, Lawrence, V.6, p. 701-708, 1992.

GOUVÊA, J. R. F.; VALLADARES, G. S.; OSHIRO, O. T.; MANGABEIRA, J. A. C. Comparação dos modelos digitais de elevação gerados com dados SRTM e cartas IBGE na escala 1:250.000 na região da bacia do Camanducaia no Estado de São Paulo. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12. (SBSR), 2005, Goiânia. Anais... São José dos Campos: INPE, 2005. p. 2191-2194. CD-ROM, On-line. ISBN 85-17-00018-8. Disponível em: <<http://urlib.net/ltid.inpe.br/sbsr/2004/11.18.12.09>>. Acesso em: 19 fev. 2008.

GREENE, E. A.; LAMOTTE, A. E.; CULLINAN, K., 2004. Ground-Water Vulnerability to Nitrate Contamination at Multiple Thresholds in the Mid-Atlantic Region Using Spatial Probability Models. Denver, CO: U.S. Geological Survey, Scientific Investigation Report 2004-5118, 32 p.

GUERRA, A.J.T.; SILVA, A.S.da; BOTELHO, R.G.M. (Orgs). Erosão e conservação dos solos - conceitos, temas e aplicações. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1999. 340 p.

HANSEN, C. Phytoremediation as an alternative to traditional soil and groundwater remediation techniques. Disponível no site <http://www.et.byu.edu/~clarissa/ce540>. Acessado em 04/05/2002.

HASSEST, J. P.; LEE, G. F. Modeling of pesticides in the aqueous environment. In: HAQUE, R.; FREED, V. H. Environmental dynamics of pesticides. New York: Plenum Press, 1975. v. 6, p. 173-184. (Environmental Science Research Series).

HOSMER DW, LEMESHOW S. 1989. Applied Logistic Regression, Wiley, 373 pp.

INDEA/MT. Instituto de Defesa Agropecuária do Estado de Mato Grosso-. História da Cultura do Algodão no Brasil e em Mato Grosso. Disponível em <http://www.indea.mt.gov.br>. Acesso em 03 de maio 2006.

ISENSEE, A. R.. Movement of herbicides in terrestrial and aquatic environments. In: Pimentel, D. CRC Handbook of pest management in agriculture. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press, 1991. v.1, p.651-659.

KHAN, S. U. Pesticides in the soil environment. Amsterdam: Elsevier Scientific, 1980. 240 p.

LEONARD, R. A. Herbicides in surface Waters. In: GROVER, R. Environmental chemistry of herbicides. Boca Raton: CRC Press, 1989. v. 1, p. 45-87.

LIBOS, M. I. P. C. Modelagem da Poluição Não Pontual na Bacia do Rio Cuiabá Baseada em Geoprocessamento. 2002. 269 p. Dissertação (Mestrado em ciências em Engenharia Civil)- COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro ,Rio de Janeiro, 2002.

LUNA, R. M.; PEREIRA, P. M. Sensoriamento remoto no gerenciamento dos recursos hídricos do estado do Ceará. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 11., 2003, Belo Horizonte. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2003. p. 2531 - 2536. CD-ROM, Online. ISBN 85-17-00017-X.

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.

MARIA, T. C. MANSOR, José Teixeira Filho & Denis M. Roston. Avaliação preliminar das cargas difusas de origem rural, em uma sub-bacia do Rio Jaguari, SP. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. Campina Grande, PB, v.10, n.3, p.715–723, 2006.

MOREIRA, M. L. C.; VASCONCELOS, T. N. N (orgs). *Mato Grosso: Solos e Paisagens*. Entrelinhas, 2007. 272p.

MORENO, G.; HIGA, T. C. S. (orgs). *Geografia de Mato Grosso: território, sociedade, ambiente*. Cuiabá: Entrelinhas, 2005, 296 p.

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

MUNAFO M.; CECCHI, G.; BAIOTTO, F.; MANCINI, L. River pollution from non-point sources: a new simplified method of assessment. ***Journal of Environmental Management***, v. 77, p. 93–98, 2005.

NOVO, E. M. L. M. Monitoramento de quantidade e qualidade da água e sensoriamento remoto. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 17. São Paulo, SP. 2007. p. 20. CD-ROM.

PARREIRA, F. V.; PANIAGO, E. B.; CARVALHO, C. R.; AFONSO ROBSON, J. C. F. Avaliação da presença de pesticidas N-Metilcarbamatos e seus produtos de degradação nas águas da região de Pará de Minas (MG) Brasil. *Pesticidas: R. Ecotoxicol. E Meio Ambiente*, Curitiba, v. 11, p. 77-92, jan./dez. 2001.

PESSOA, M. C. P. Y.; GOMES, M. A. F.; SCRAMIN, S.; SILVA, A. de Souza; GUSSAKOV, K. C. Vulnerabilidade natural das grandes bacias hidrográficas brasileiras à tendência de contaminação de águas por agrotóxicos em função dos tipos de solos predominantes. *Pesticidas: R. Ecotoxicol. e Meio Ambiente*, Curitiba, v. 16, p. 39-52, jan/dez 2006.

RODRIGUES, G. S.; CAMPANHOLA, C.; KITAMURA, P. C. Avaliação de Impacto Ambiental de Inovação Tecnológica Agropecuária: AMBITEC-AGRO. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 95p. Maio/2003.

SABIK, H.; JEANNOT, R.; RONDEAU, B. Multiresidue methods using solid-phase extraction techniques for monitoring priority pesticides, including triazines and degradation products, in ground and surface waters. **Journal of Chromatography A**, v. 885, p. 217-236, 2000.

SANCHES, M. S.; SILVA, C. H. T. DE PAULA; CAMPOS, S. X.; VIEIRA, E. M. Pesticidas e seus respectivos riscos associados á contaminação da água. *Pesticidas: R. Ecotoxicol. e Meio Ambiente*, Curitiba, v. 13, p. 53-58, jan/dez 2003.

SEPLAN - Secretaria de Estado de Planejamento e Coordenação Geral. **Zoneamento Sócio-Econômico-Ecológico do Estado de Mato Grosso**. Cuiabá/MT: SEPLAN, 2000. 10CD-ROM.

SILVA, J. X. Geoprocessamento em Estudos Ambientais. In: MEIRELLES, M. S. P.; CAMARA, G.; ALMEIDA, C. M. *Geomática: Modelos e Aplicações Ambientais*, 2007, Brasília, DF: EMBRAPA informação Tecnológica. 539 p. .

SYVERSEN, N. Effect of a cold-climate buffer zone on minimizing diffuse pollution from agriculture. *Water Sci. Technol.*, v. 45, n. 9, p. 69-76, 2002.

TEIXEIRA, A. J. A.; CRUZ, C. B. M. Classificação de bacias de drenagem com o suporte do sensoriamento remoto e geoprocessamento -o caso da Baía de Guanabara-. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12. (SBSR), 16-21 abr. 2005, Goiânia. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2005. Artigos, p. 2779-2786. CD-ROM, On-line. ISBN 85-17-00018-8.

TUCCI, C. E. M.; HESPANHOL, I.; NETTO, O.M.C. *Gestão da água no Brasil*. Brasília: UNESCO, 2001. 2 ed. 156p.

UETA, J.; PEREIRA, N.L.; SHUHAMAİK, P. & CERDEIRA, A.L. Biodegradação de herbicidas e biorremediação. *Microrganismos degradadores do herbicida atrazina*. **Biotecnologia**, v.10, p.10-13, 1999.

VALSARAJ, K. T.; THIBODEAUX, L. J. Equilibrium adsorption of chemical vapors onto surface soil: model prediction and experimental data. In: SCHNOOR, J. L. *Fate of pesticides and chemicals in the environment*. New York: Wiley-Interscience Publication, 1992. p. 155-174.

VECCHIATO, A. B. ; DORES, E. F. G. de C. Contaminação dos recursos hídricos por agrotóxicos. In: Carlos José Fernandes; Rúbia Ribeiro Viana. (Org.). Coletânea Geológica. 1 ed. Cuiabá: EdUFMT/LENILFY, 2006, v. 3, p. 79-104.

VITTE, A. C.; GUERRA, A. J. T. (orgs). Reflexões sobre a geografia física no Brasil. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2004. 280 p.

WAUCHOPE, R. D. Pesticides in runoff: measurement, modeling, and mitigation. **J. Environ. Sci. Health, Part B**, v. 31, n. 3, p. 337-344, 1996.

WEBWE, J. B.; STREK, H. J.; SARTORI, J. L. Mobility of fomesafen and atrazine in soil columns under saturated- and unsaturated flow conditions. **Pesticide Science**. London, v. 39, n. 1, p. 39-46, jan. 1993.

WUNDERLIN, D. A.; DIAZ, M. P.; AMÉ, M. V.; PESCE, S. F.; HUED, A. C., BISTONI, M. L. A. Pattern Recognition Techniques for the Evaluations of Spatial and Temporal Variations in Water Quality, a Case Study: Suquia River Basin (Córdoba Argentina). **Water Research**, v. 35, n. 12, p. 2881-2894, 2001.

ZEILHOFER, P. ; LIMA, E. B. N. R. ; LIMA, G. A. R. . **Spatial Patterns of Water Quality in the Cuiabá River Basin, Central Brazil. Environmental Monitoring and Assessment**, v. 123, p. 41-62, 2006