



Espacialização do Risco Intrínseco à Contaminação por Pesticidas em Corpos Hídricos e Determinação de Pontos de Monitoramento

Spatialization of the Intrinsic Risk of Pesticide Contamination in Water Bodies and Determination of Monitoring Points

Lucas Balsan¹; Alesson Pires Maciel Guirra²;

Domingos Sávio Barbosa¹; Normandes Matos da Silva¹ & Antonio Conceição Paranhos Filho²

¹Universidade Federal de Rondonópolis, Núcleo de Pesquisa em Produção e Conservação do Cerrado, Avenida dos Estudantes, Km 06, s/n, 78735-901, Cidade Universitária, Rondonópolis, MT, Brasil

²Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia, Grupo de Pesquisa em Geotecnologias para Aplicações Ambientais, Laboratório de Geoprocessamento Aplicado ao Meio Ambiente, Bloco 7A, 79070-900, Cidade Universitária, Campo Grande, MS, Brasil

E-mails: lucasbalsan@gmail.com; engeoguirra@gmail.com;

domingosbar@gmail.com; normandes32@gmail.com; antonio.paranhos@pq.cnpq.br

Recebido em: 18/10/2018 Aprovado em: 11/02/2019

DOI: http://dx.doi.org/10.11137/2019_1_496_513

Resumo

O objetivo deste trabalho é apresentar método alternativo para determinação de pontos de monitoramento da qualidade das águas, a partir da delimitação de áreas mais suscetíveis à contaminação por pesticidas, tanto superficial como subsuperficial, adotando como estudo de caso a região divisora das bacias hidrográficas do Alto Paraguai e Alto Araguaia em Mato Grosso. Foi utilizado plano de informações ambientais hierarquizados, em Sistema de Informações Geográficas, para elaboração de cartas temáticas e sintéticas. Identificou-se o comportamento do terreno quanto ao risco intrínseco de contaminação por pesticidas, em termos de potencial de infiltração e escoamento. Esses dados permitiram a espacialização das áreas com risco de contaminação dos corpos hídricos superficiais e subsuperficiais. A combinação matricial entre classes de condutividade hidráulica das ordens de solo com classes de declividade tornou menos subjetiva à espacialização do potencial de infiltração e escoamento. Foi constatado que o aquífero poroso apresentou proporcionalmente, maior risco de contaminação por pesticidas do que o aquífero fraturado, onde o primeiro situa-se em área de recarga com maior densidade de lavouras com tamanhos relativos de médio à grande porte, com solos de alta condutividade hidráulica em áreas com baixo gradiente topográfico. O método demonstrou que as águas subsuperficiais de ambos aquíferos apresentam proporcionalmente maior tendência à contaminação devido às características intrínsecas do terreno aliado as formas de uso. Organizações ambientais poderão utilizar deste método para identificação de pontos mais favoráveis ao monitoramento da qualidade das águas nas bacias hidrográficas e nos aquíferos, reduzindo custos e aprimorando a gestão dos recursos hídricos.

Palavras-chave: Geotecnologias; Agroquímicos; Cerrado

Abstract

The objective of this work is to present an alternative method for the determination of water quality monitoring points from the delimitation of areas more susceptible to contamination by both surface and subsurface pesticides, adopting as a case study the dividing region of the upper Paraguay and upper Araguaia river basins in Mato Grosso. A hierarchical environmental information plan was used in the Geographic Information System to elaborate thematic and synthetic charts. The soil behavior was identified as the intrinsic risk of contamination by pesticides in terms of potential infiltration and runoff. These data allowed the spatialization of the areas with risk of contamination of surface and subsurface water resources. The matrix combination between classes of hydraulic conductivity of soil orders with declivity classes made it less subjective to the spatialization of infiltration and flow potential. It was found that the porous aquifer proportionally presented a higher risk of contamination by pesticides than the fractured aquifer, where the former is located in a recharge area with a higher density of crops with medium to large relative sizes, with high conductivity soils hydraulics in areas with a low topographic gradient. The method demonstrated that the subsurface waters of both aquifers present a proportionally higher tendency to contamination due to the intrinsic characteristics of the terrain allied to the forms of use. Environmental organizations may use this method to identify more favorable points for monitoring water quality in water basins and aquifers, reducing costs and optimizing the management of water resources.

Keywords: Geotechnologies; Agrochemicals; Tropical Savanna

1 Introdução

Há um grande número de agroquímicos extremamente tóxicos e altamente tóxicos (classes I e II) com uso autorizado no Brasil, em culturas agrícolas de alimentos habitualmente consumidos neste país, onde a não obrigatoriedade de avaliação toxicológica, para produtos formulados, demonstra a necessidade de aperfeiçoamento na atual legislação (Hess, 2018). As maiores incidências de agravos à saúde (intoxicações, cânceres, má-formação e crises respiratórias) são correlatas as regiões de maior produtividade agrícola, demonstrando que os municípios de base econômica agroindustrial estão conseqüentemente mais expostos a cenários de contaminação por agroquímicos (Pignati *et al.*, 2018).

Viana (2014) diz que os principais métodos de detecção de ecotoxicidade, baseados nas propriedades físico-químicas dos pesticidas, são: *screening* da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA), índice *GUS*, (Gustafson, 1989), índice *LIX* (Spadotto, 2002), índice *LEACH* (Laskowski *et al.*, 1982) e o critério *CDEA* adotado pelo *California Department Food and Agriculture*. Essa mesma autora mostra que os métodos mais utilizados para determinar vulnerabilidades de contaminação das águas, apoiados nas características hidrogeológicas do ambiente, são: o *IS* “Índice de Susceptibilidade” e o *DRASTIC* pesticidas (*Depth to the water table, net Recharge, Aquifer material, Soil type, Topography, Impact of the unsaturated zone and hydraulic Conductivity*). O *DRASTIC* pesticidas (Aller *et al.*, 1987) considera os índices de particionamento intrínsecos relacionados às propriedades físico-químicas e a persistência no ambiente, específicos de cada pesticida, tendo como referência a consulta de banco de dados com selos validados internacionalmente.

Dores & Freire (2001) verificaram que pesticidas como atrazina, metolactor, metonil, metribuzina e simazina são os principais contaminantes das águas subterrâneas e superficiais em Primavera do Leste, Mato Grosso, situado entre os divisores das bacias hidrográficas do Alto Paraguai e Alto Araguaia. Soares *et al.* (2017), mostraram que grande quantidade de agrotóxicos de classe altamente tóxicas e com risco de contaminação ambiental

estão sendo aplicados na região de Campo Novo do Parecis (MT). Malheiros *et al.* (2012) ao avaliarem a variabilidade espacial e temporal das características bióticas e abióticas da água de uma represa localizada em área agrícola, no município de Campo Verde (MT), observaram forte correlação entre as variáveis físico-químicas com a presença de bactérias heterotróficas, evidenciando a influência da atividade agrícola na qualidade da água em conjunto da falta de mata ciliar e assoreamento do ecossistema aquático. Já Possavatz *et al.* (2014), avaliando a contaminação por pesticidas usados nas culturas plantadas ao longo da área de drenagem do Rio Cuiabá e São Lourenço no Estado de Mato Grosso, detectou nos sedimentos baixa frequência de resíduos de pesticidas, sendo os principais: clorpirifós, endossulfam (α e sulfato), λ -cialotrina, malationa, metolaclo e permetrina, em concentrações variando de 5,7 a 79,3 $\mu\text{g kg}^{-1}$.

Pignati *et al.* (2017) propuseram uma estratégia para identificar regiões prioritárias para ações de prevenção, relacionadas a problemas de saúde e danos ambientais, utilizando a distribuição espacial da área plantada de culturas agrícolas e estimativas de uso de agrotóxicos os associando aos indicadores de intoxicação aguda, subaguda e crônica por essas substâncias em municípios brasileiros. Corralo *et al.* (2016), detectaram evidências de contaminação por pesticidas organoclorados no leite materno, sendo o de maior prevalência o diclorodifeniltricloroetano (DDT) e seus derivados, sendo os principais efeitos deletérios à saúde humana, alterações no desenvolvimento, disfunções no sistema nervoso, reprodutor e endócrino.

A contaminação do ambiente por pesticidas está relacionada à aplicação no campo, onde diversos produtos, com alto poder de toxicidade são registrados para uso em algumas culturas e, devido à alta eficácia deles, os mesmos são aplicados em outras culturas para as quais não são recomendados (Dellamatrice & Monteiro, 2014). Outro aspecto que os autores ressaltam é a superdosagem, onde o produtor buscando maior eficiência aplica doses maiores que as recomendadas pelo fabricante, as quais são determinadas em estudos ecotoxicológicos sobre o comportamento dos princípios ativos tanto no ambiente quanto em organismos.

Isso demonstra que a geoinformação é uma das estratégias mais importantes, sendo uma ferramenta de gestão, com vistas à interpretação concreta das feições e graus de risco, na proteção dos corpos hídricos, principalmente porque essas informações não se encontram regularmente distribuídas no domínio espacial (Lisbôa *et al.*, 2016).

Visando contribuir para a delimitação das áreas mais predispostas à contaminação por pesticidas, analisando separadamente os riscos das águas superficiais e subsuperficiais, este trabalho propõe método alternativo para quali-quantificação dos riscos por unidade aquífera, podendo ser replicada em qualquer domínio hidrogeológico. Para isso utilizou-se de Planos de Informações hierarquizados (PI's), baseados na interpretação de imagens de satélite gratuitas de média-alta resolução espacial, modelos digitais de superfície, cartografia de dados vetoriais, sobreposição matricial entre arquivos *rasters* com a ferramenta *Combine* do *3D Analyst* (ESRI, 2013) e estimador de densidade *Kernel* (Rosenblatt, 1956; Parzen, 1962; ESRI, 2013), em ambiente SIG na modelagem destes riscos.

2 Materiais e Métodos

2.1 Área de Estudo

A área de estudo (Figura 1) localiza-se entre divisor das bacias hidrográficas do Alto Paraguai e Alto Araguaia-Tocantins, ajustada às coordenadas geográficas pelo *Datum* SIRGAS 2000, 55°21'00" e 51°33'00" W, 15°39'30" e 15°50'30" S.

Constituída principalmente pela sub-bacia hidrográfica do rio Cuiabá, cujos cursos d'água são tributários da bacia hidrográfica do Pantanal. Está inserida em duas unidades aquíferas, sendo a de maior extensão do tipo fraturado/fissural (92,41% ou 201,13Km² desta área), afetadas por falhas extensionais, fraturas e zonas de cisalhamento e outra do tipo poroso/granular (7,59% ou 16,52Km² desta área) com estruturas predominantemente sedimentares, nas quais a permeabilidade está relacionada principalmente a porosidade entre os grãos (porosidade primária).

Esta área inclui-se em parte em uma unidade de conservação denominada, Área de Proteção Ambiental (APA) Estadual da Chapada dos Guima-

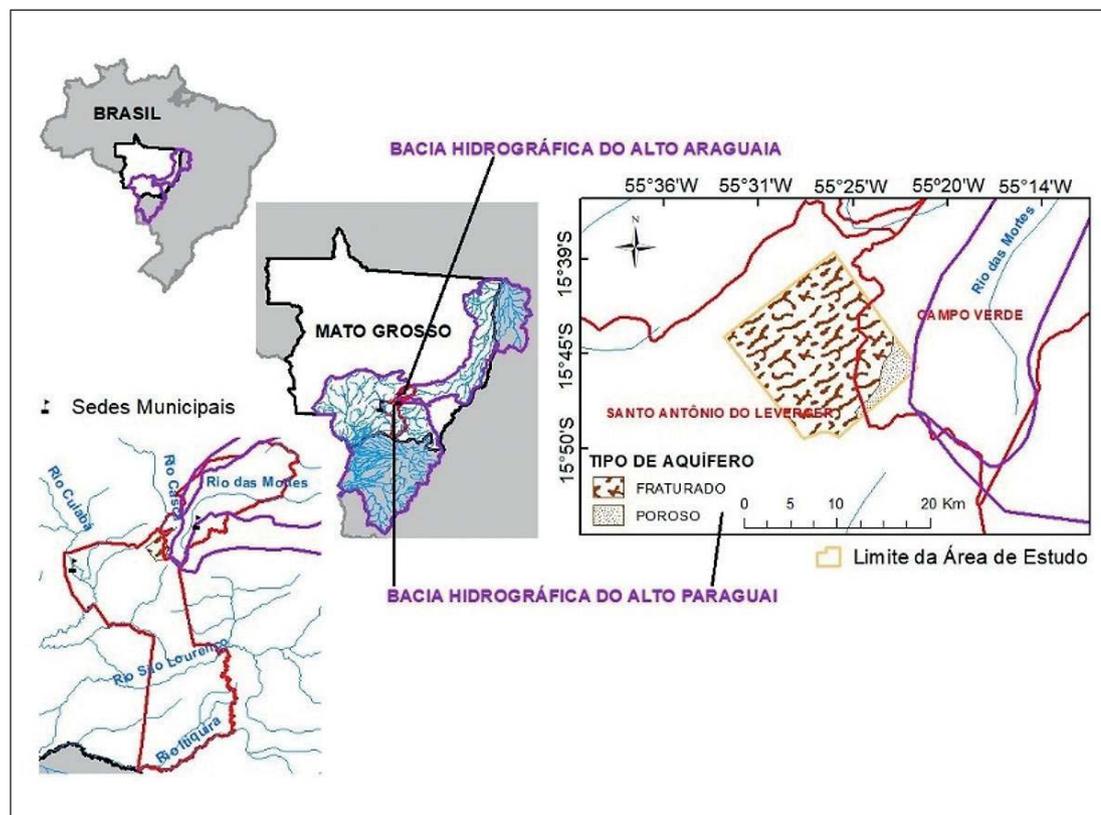


Figura 1
Localização da área de estudo, situada entre divisor de bacias hidrográficas do Alto Paraguai e Alto Araguaia.

rões, instituída pela Lei 7.804/02 (MATO GROSSO, 2002), com 2.176,79Km² de extensão, a qual abrange os municípios de Cuiabá, Chapada dos Guimarães, Campo Verde e Santo Antônio de Leverger.

Os cursos hídricos cartografados neste estudo representam fluxos perenes e intermitentes afluentes do rio Aricá-Mirim, sendo os principais córregos: Aricá e Bigorna, que nascem nas proximidades do assentamento Santo Antônio da Fatura, próximos a BR-070, e o córrego Cinco Lanças que nasce dentro dos limites da APA Chapada dos Guimarães. A média do total da precipitação pluviométrica no período úmido (Outubro a Abril), nesta região, segundo Marcuzzo *et al.* (2011), está entre 1650-1800mm, com clima do tipo *Aw* na escala *Köppen*, conforme Álvares *et al.* (2014).

Geomorfologicamente, a área de estudo assenta-se na transição de compartimentos morfoestruturais, posicionando-se entre a Borda Setentrional (NW) da Bacia do Paraná e o setor central do Cinturão Orogênico do Paraguai-Araguaia (Ross, 1992). O substrato geológico é constituído por rochas metamórficas do Grupo Cuiabá, (Almeida, 1964), rochas ígneas da suíte intrusiva São Vicente (Almeida & Mantovani, 1975), rochas sedimentares silicilásticas das formações Rio Ivaí (Assine *et al.*, 1994) e Cachoeirinha (Gonçalves & Schneider, 1970).

2.2 Espacialização das Variáveis Ambientais

Neste trabalho foram elaborados Planos de Informações (PI's) hierarquizados, compostos por etapas sistematizadas na seguinte ordem: PI de Delimitação da Área de Estudo, PI de Classificação de Solos, PI de Altimetria, PI de Usos do Solo. Todas essas fases do método foram executadas com uso do *software ArcGIS* versão 10.2.1 (ESRI, 2013).

No PI de Delimitação da Área de Estudo foram selecionados através de revisões em bibliografia específica, região onde reconhecidamente há atividades agronômicas sazonais com aplicações indiscriminadas de pesticidas, bem como áreas de conflito de uso, com vetor de pressão agrícola sobre APA. Esta área possui naturalmente elevado potencial de recarga de mananciais, sendo de suma importância a preservação da qualidade de seus recursos hídricos.

O PI de Classificação de Solos é oriundo da compilação do banco de dados geográficos disponibilizados pela Secretaria de Estado de Planejamento e Coordenação (SEPLAN, 2011), em levantamento de reconhecimento de baixa intensidade dos solos do Estado de Mato Grosso. Posteriormente adequaram-se a nomenclatura das unidades pedológicas e suas associações em conformidade com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Santos *et al.*, 2013). A partir desta etapa, criou-se o PI de Condutividade Hidráulica, em que se obteve parâmetros qualitativos de condutividade hidráulica vertical (kV, em m/s) das ordens de solos conforme determinações de Almeida *et al.* (2006).

Para o PI de Altimetria foi obtido através da imagem de radar *ALOS PALSAR* modo *FDB* de resolução espacial de 12,5m (ASF, 2010a, 2010b, 2010c), através da qual foi efetuada a extração das curvas de nível equidistantes de um metro, do modelo digital do terreno, fatiado preliminarmente em *pixels* de cinco metros de resolução espacial, visando atender a álgebra de mapas, onde se interpolou a nuvem de pontos de cotas altimétricas pelo método de isoetas *topo to raster*. De posse do modelo digital de elevação corrigido obteve-se os intervalos de declividade em porcentagem, gerando o PI de Declividade conforme empregado por Barbalho & Campos (2010).

Na obtenção das classes qualitativas de escoamento e infiltração (proposta neste estudo), geraram-se os PI de Escoamento e de Infiltração, operacionalizado a partir da combinação matricial (4x4), entre as classes de condutividade hidráulica (Almeida *et al.*, 2006) com os intervalos de declividade (Barbalho & Campos, 2010), com *pixels* reclassificados com valores de 1 a 4, indicando o grau de cada uma das classes. Utilizamos a ferramenta *Combine*, a qual considera a informação local de cada *pixel* das imagens temáticas reclassificadas, gerando um arquivo *raster* final que aglutina os valores atribuídos a cada tema. Conforme Tabela 1, a associação numérica desta combinação foi correlacionada com as classes qualitativas (alta, média ou baixa) de escoamento e infiltração, as quais são inversamente proporcionais.

Classes de Condutividade Hidráulica (Valores em kV - Ordem de Grandeza em m/s)	Declividade na Superfície do Terreno (%)				Escoamento (m/s)	Infiltração (m/s)
	(1) Baixa < 6	(2) Suave 6-12	(3) Moderada 12-18	(4) Alta >18		
(1) Baixa - 10^{-7} a 10^{-8}	1,1	1,2	1,3	1,4	2,1;3,1;3,2;4,1,4,2;4,3	1,2;1,3;1,4;2,3;2,4;3,4
(2) Moderada - 10^{-6}	2,1	2,2	2,3	2,4	1,1;2,2	1,1;2,2
(3) Alta - 10^{-3} a 10^{-5}	3,1	3,2	3,3	3,4	3,3;4,4;	3,3;4,4;
(4) Muito Alta - $> 10^{-3}$	4,1	4,2	4,3	4,4	1,2;1,3;1,4;2,3;2,4;3,4	2,1;3,1;3,2;4,1,4,2;4,3
Qualitativo representativo da combinação matricial (4x4) entre condutividade hidráulica das ordens de solo e declividade na superfície do terreno					Alto(a)	R(102); G(72); B(48);
					Médio(a)	R(166); G(145); B(101);
					Baixo(a)	R(240); G(236); B(170);

Tabela 1
 Combinação matricial entre classes de declividade (%) na superfície do terreno com classes de condutividade hidráulica (m/s) para obtenção de classes de escoamento e infiltração.

O PI de Uso dos Solos foi subdividido entre PI Antrópico e PI Natural. O PI Antrópico é constituído pelo PI Densidade de Lavouras e Estabelecimentos (peso 4) e PI Tamanho Relativo das Lavouras e Estabelecimentos (peso 3). Para a quantificação da densidade de lavouras e estabelecimentos, utilizou-se imagem de alta resolução espacial (1,6m) do *Google Earth Pro* (GOOGLE, 2016), com espectro temporal de imagens de 01 de junho de 2014 a 21 de julho de 2017, na seleção destes alvos. Estes polígonos foram convertidos em formato vetorial *shapefile* (.shp), re-projetados em sistema métrico SIRGAS 2000, onde foram calculadas as áreas em hectares (ha), obtendo assim os tamanhos relativos entre cada lavoura e estabelecimento.

O histórico de ocupação desta área, previamente descrito por Berredo (2016), revela que 266 propriedades com área média de aproximadamente 22ha foram oficialmente registradas pelo INCRA (Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária) no ano de 1999. Donini *et al.* (2009) mostrou que o tamanho destas propriedades varia entre 1,5 a 50ha, onde a maioria dos moradores já haviam vendido parte ou toda parcela da propriedade para vizinhos e terceiros. Considerando esta variação, foi proposto dividir a área de 50ha por 3 classes de tamanho relativo, resultando em aproximadamente 16ha. Na sequência subtraiu-se esse valor em relação à área média das propriedades após implantação do assentamento (22,0ha), resultando em 6,0ha. Analogamente somou-se 16ha ao valor médio da área inicial das propriedades resultando em 38ha. Com base neste cálculo foram constituídos tamanhos relativos

entre as lavouras e estabelecimentos, sendo os pequenos, aqueles menores do que 6,0ha, os médios com tamanhos entre 6,0 a 38ha e os grandes, aqueles acima de 38ha.

Na espacialização das densidades foi empregado o estimador geoestatístico *Kernel*, comumente utilizado em análises exploratórias de variáveis aleatórias e finitas, dado um polígono envolvente, gerando uma superfície cujo valor é proporcional à intensidade de eventos por unidade de área, fazendo assim inferências sobre a população (Rosenblatt, 1956; Parzen 1962).

No PI Natural foi composto por PI de Densidade de Drenagens (peso 2) e PI Densidade de Nascentes (peso 1). Na espacialização destas informações foram obtidos arquivos vetoriais de drenagens perenes e intermitentes, bem como a localização das nascentes pelo site oficial do Cadastro Ambiental Rural (MMA, 2014). A classificação dos intervalos relativos às densidades foi estipulada pelo método de quebras naturais, baseada no algoritmo *Jenks Natural Breaks*, o qual maximiza as diferenças entre as classes que apresentam diferenças relativamente grandes nos valores dos dados (ESRI, 2013).

O PI de Risco foi gerado a partir da sobreposição algébrica ponderada dos PI Antrópicos e Naturais, sendo atribuídos pesos relativos para cada um dos temas analisados. Este risco revela o grau de ameaça à exposição e potencial de contaminação dos corpos hídricos. Para avaliação do risco destes recursos em superfície e em subsuperfície foi necessário correlacionar por média simples o PI de Risco aos PI's Infiltração e Escoamento.

A justaposição entre o PI de Risco com o PI de Escoamento informa como resultado o PI de Risco dos Corpos Hídricos Superficiais, enquanto que a sobreposição entre o PI de Risco com o PI de Infiltração apresenta como produto o PI de Risco a Contaminação dos Corpos Hídricos Subterrâneos. O fluxograma da Figura 2 representa sinteticamente a metodologia aplicada neste estudo.

Os seis principais pesticidas utilizados nesta área de estudo foram hierarquizados em porcentagens relativas de acordo com entrevista realizada por Berredo (2016), a fim de complementar as informações obtidas pelos cartogramas sintéticos obtidos neste diagnóstico. Numa segunda etapa, após determinação do Plano de Informação do Risco Intrínseco à Contaminação por Pesticidas, já delimitado e classificado, foi operado o quarteamento da área de

estudo buscando-se aquelas áreas com maior proporção de riscos intrínsecos mais elevados, até se chegar numa escala que se julgue viável a implantação de pontos de monitoramento (Figura 3), para eventual investigação da qualidade da água superficial e subterrânea, no que diz respeito aos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos atualmente vigentes.

Ressalta-se que a execução do monitoramento está prevista na Lei Federal 6.938/81 (BRASIL, 1981), o qual estabelece um dos princípios da política Nacional do Meio Ambiente, em seu artigo 2º e inciso VII, o acompanhamento do estado da qualidade ambiental, assim como está fixado pela Lei Estadual 6.945/97 (MATO GROSSO, 1997) em seu artigo 7º, inciso V, a execução de programas de gestão de águas subterrâneas, compreendendo a pesquisa, o planejamento e o monitoramento.

Figura 2 Fluxograma sintético da metodologia para obtenção dos Planos de Informação de riscos a contaminação dos corpos hídricos superficiais e subterrâneos.

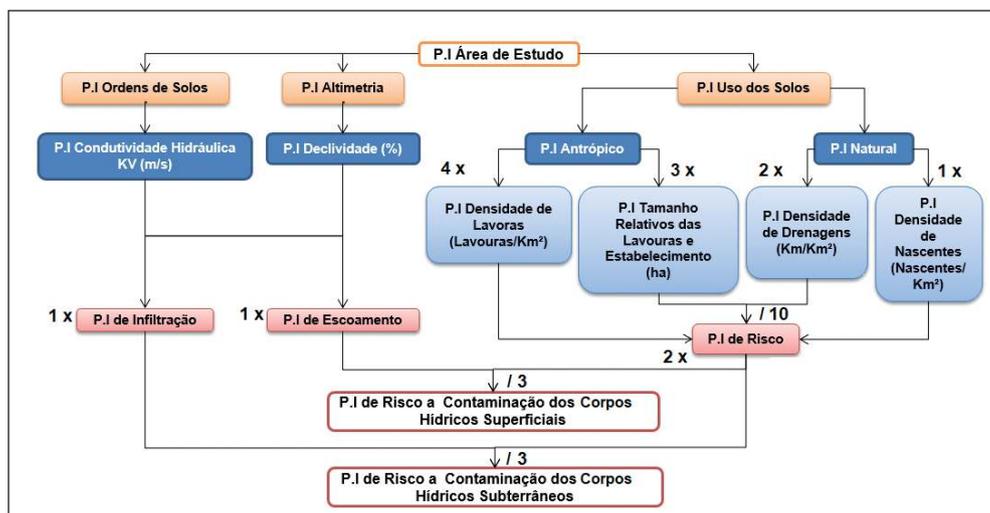
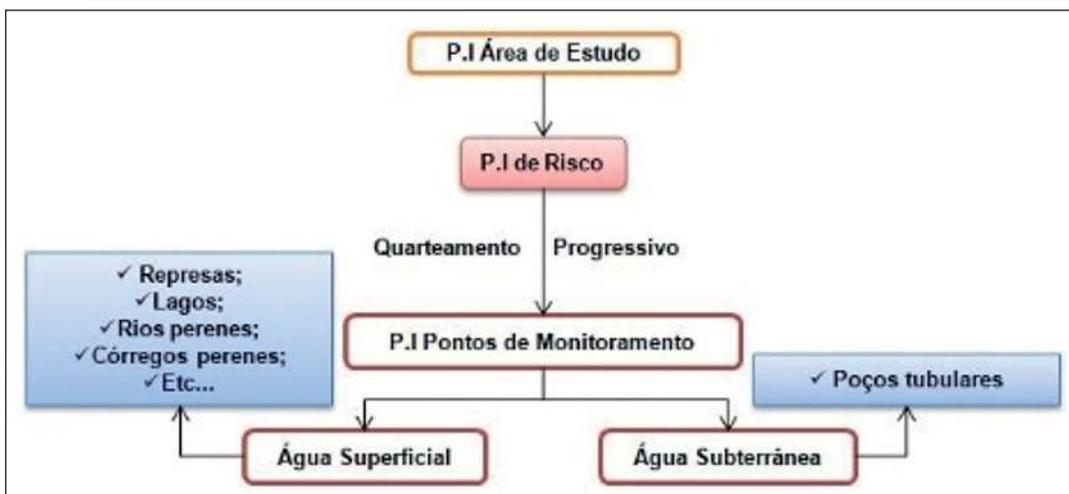


Figura 3 Fluxograma para delimitação de áreas prioritárias para instalação de pontos de monitoramento da qualidade das águas, superficial e subterrânea, baseando-se nos maiores percentuais de risco intrínseco à contaminação por pesticidas das áreas progressivamente quarteadas.



3 Resultados e Discussão

Os Latossolos Vermelhos Distróficos argissólicos e (1,73% ou 3,77 Km²) Latossolos Vermelho-Amarelos Distróficos argissólicos (31,91% ou 69,45 Km²) com condutividade hidráulica alta, encontram-se no setor leste da carta (Figura 4A), nas áreas mais planas, entre as cotas altimétricas 700-850m, no compartimento planáltico de formas tabulares, predominantemente.

Os Argissolos Vermelho-Amarelos Distróficos latossólicos (24,57% ou 53,49 Km²), inseridos em maior parte na região sul e centro-leste da carta, possuem condutividade hidráulica moderada, posicionadas no intervalo altimétrico de 400 a 850m, em relevo com formas colinosas e com maiores índices de dissecação.

Os Latossolos Vermelho-Amarelos Distróficos petroplínticos (31,36% ou 68,25 Km²) e Neossolos Litólicos Húmicos espodossólicos (10,45% ou 22,69 Km²) correspondem a solos de baixa condutividade hidráulica, sendo que ambos ocorrem nas áreas alagáveis com elevada densidade de nascentes. Estes solos estão comumente encharcados, condicionados por drenagem interna de baixa velocidade.

As classes de declividade em porcentagem na superfície do terreno indicaram a predominância de declividades baixas, menores que 6% (Figura 4B), as quais perfazem cerca de 108,15 Km² (49,69%), seguidas pela classe de declividade suave (6,0-12,0%) que cobrem o equivalente a 65,17 Km² (29,94%) desta mesma área.

Declividades moderadas (12-18%) e altas (>18%) estão preferencialmente nas bordas dos talwegues das linhas de drenagem perenes e intermitentes, bem como nas bordas das escarpas das colinas e formações tabulares, orientadas no sentido *N45W* à *N55W*, na divisa das morfoesculturas de planalto com a depressão cuiabana e ao longo das zonas de contato litoestratigráfico.

Os potenciais de escoamento e infiltração por serem inversamente proporcionais, possuem porcentagens de área coberta semelhantes, sendo que a classe de infiltração baixa e escoamento alto corresponderam a cerca de 66,94 Km² (30,76%), as médias

classes de infiltração e escoamento assumiram o equivalente a 66,61 Km² (30,60%) e a classe de infiltração alta e escoamento baixo assumiram 84,10 Km² (38,64%) de cobertura desta área, prevalecendo leve discrepância de cerca de 8% superior em relação as demais classes (Figuras 5A e 5B).

O realce dessa última classe deve-se principalmente ao fator declividade, o qual assumiu valores baixos principalmente nas regiões de ocorrência dos Latossolos Vermelhos e Vermelho-Amarelos, ambos com alta condutividade hidráulica, o que permite acentuado grau de infiltração e permite maior influência na chegada de contaminantes nos corpos hídricos subsuperficiais.

No Plano de Informação de Uso Antrópico, a variável ambiental Densidade de Lavouras e Estabelecimentos demonstrou que há predominância de baixa densidade (0,0-6,6 quantidade/Km²), abrangendo 71,86% ou o equivalente a 156,417 Km², do total da área estudada, estando situadas preferencialmente ao norte, oeste e sul. As classes de média densidade de lavouras e equipamentos (6,7-15,9 quantidade/Km²) corresponderam a 21,58 Km² (46,98%), enquanto que a classes de alta densidade (16,0-39,65 quantidade/Km²) representam cerca de 14,26 Km² (6,55%) desta área, onde ambas classes encontram-se sobretudo nos setores central e leste desta região, tal como demonstra a Figura 6A.

Em relação ao tamanho relativo das lavouras e estabelecimentos rurais (Figura 6B) calculada em hectares identificou-se que cerca de 6,73 Km² (3,094%) nesta área são imóveis rurais de pequeno porte (<6,0 ha), enquanto que 4,66 Km² (2,14%) são estabelecimentos de médio porte (6,0-38,0 ha) e outros 5,59 Km² (2,57%) equivalem a grandes propriedades (>38,0 ha). O restante da área, o proporcional a 92,19% (200,66 Km²) apresentam outras finalidades de uso não associadas a lavouras e, portanto, não assumem aplicações diretas e/ou periódicas de pesticidas, sendo, portanto, ponderadas com o mesmo peso dos imóveis rurais de pequeno porte.

As maiores lavouras e estabelecimentos rurais estão no setor leste e central da área de estudo, enquanto que as menores ocorrem concentradas na região sudeste e centro-norte da mesma.

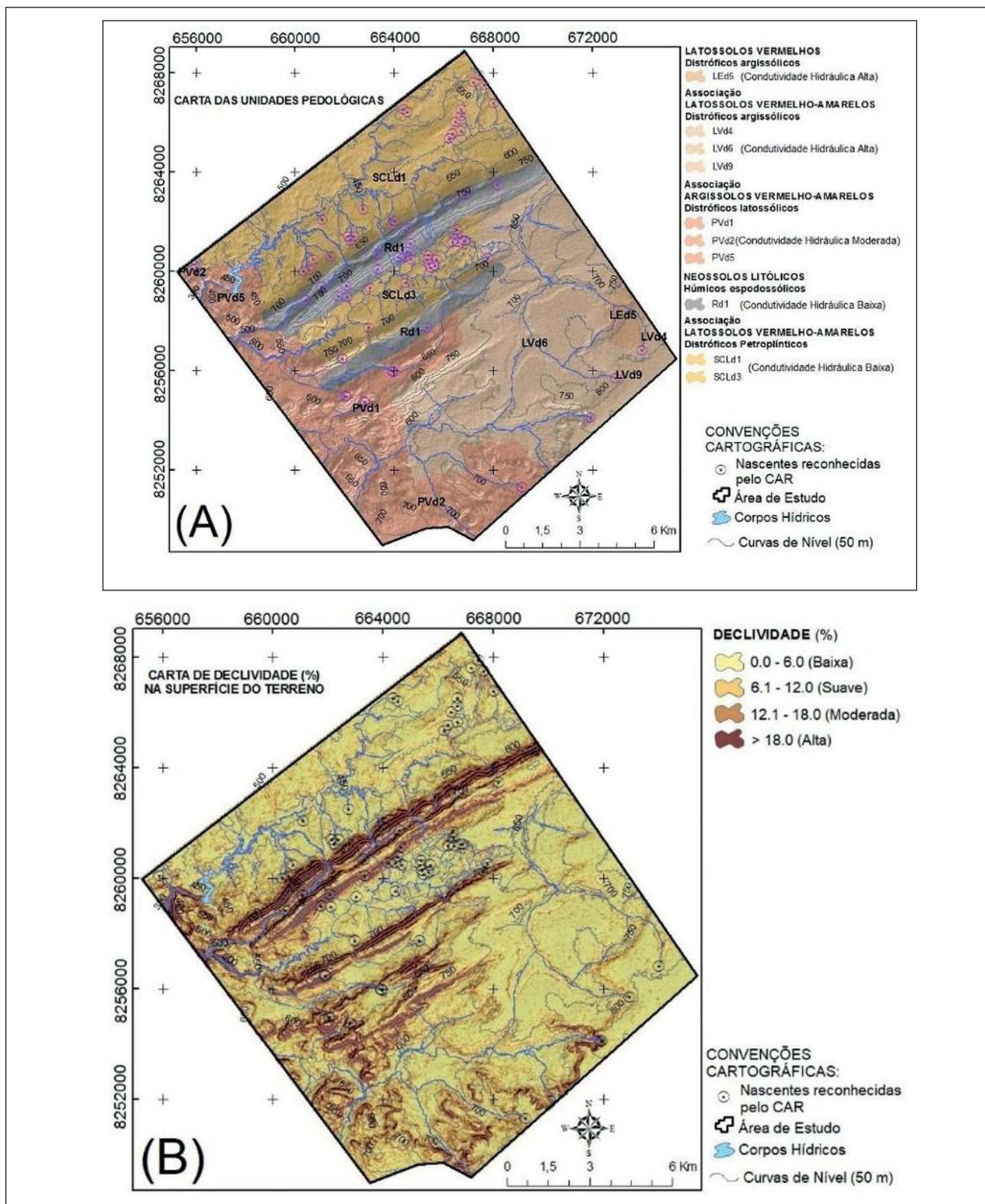


Figura 4 A. Carta das unidades pedológicas da área de estudo com o plano de informação qualitativo da condutividade hidráulica das ordens de solo (kV, em m/s); (B) Carta de declividade (%) da área de estudo gerada a partir do plano de informação de altimetria extraído de imagem de radar *ALOS PALSAR* modo *FBD*, com resolução espacial de 12,5 metros.

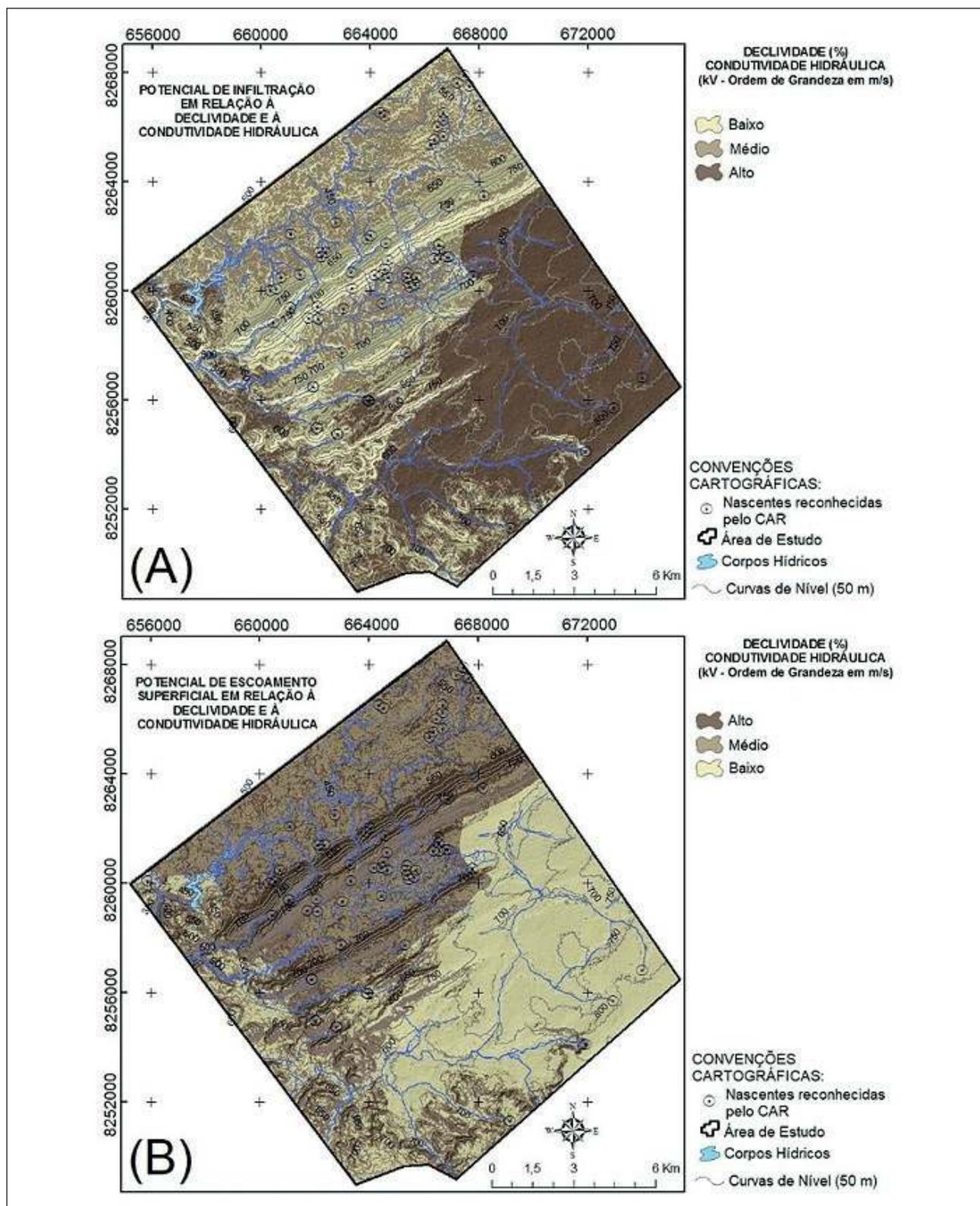


Figura 5 A. Cartas do potencial qualitativo de infiltração; e B. de escoamento, em relação à declividade (%) e a condutividade hidráulica (kV, em m/s) da área de estudo, respectivamente.

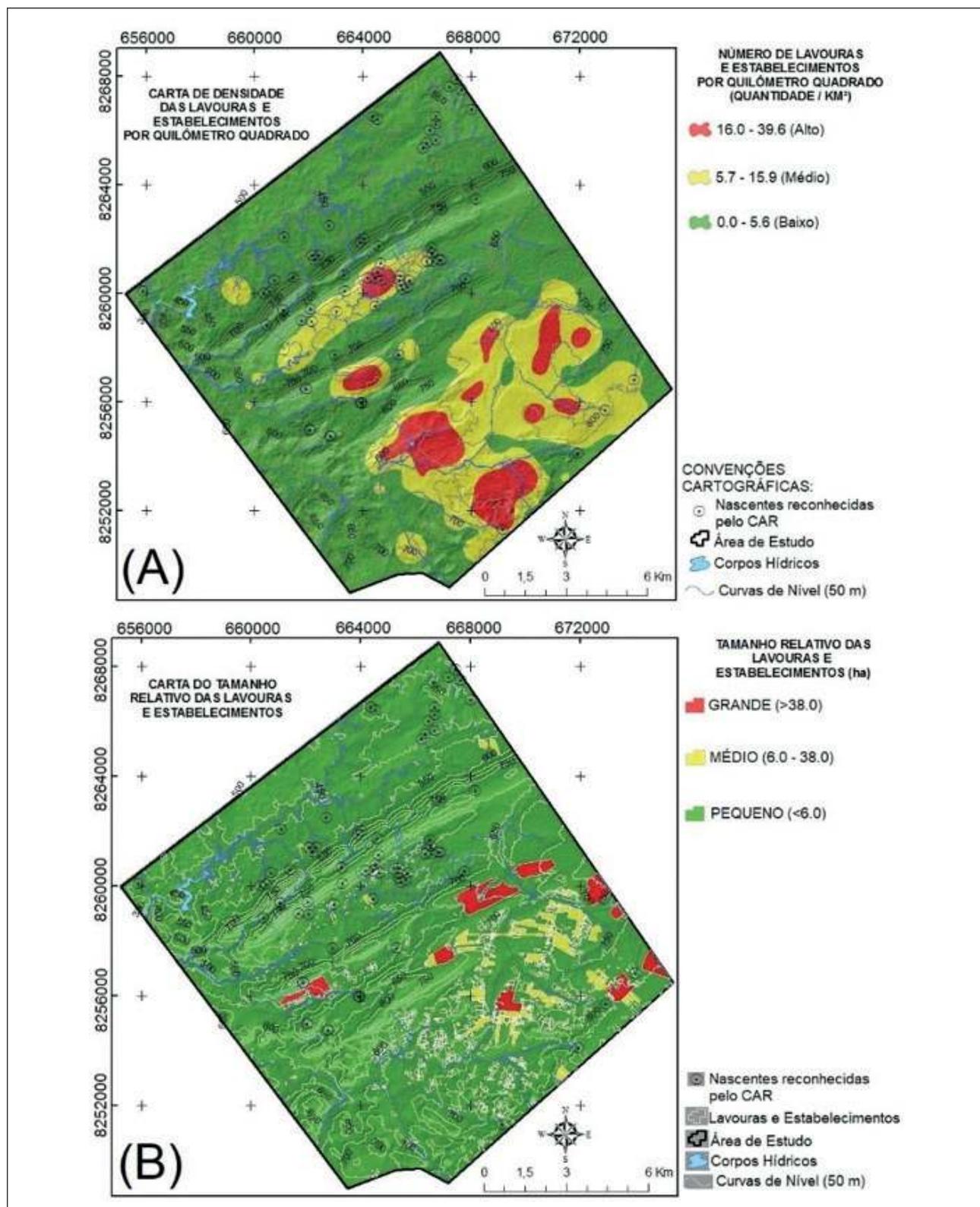


Figura 6 A. Carta de densidade das lavouras e estabelecimentos por quilômetro quadrado (quantidade/Km²); e B. Carta do tamanho relativo das lavouras e estabelecimentos em hectares, ambos componentes do plano de informação de uso antrópico do terreno.

Esse último fato deve-se a aptidão agrícola deste setor, com atributos físicos e químicos de solo favoráveis a implantação de cultivos de várias espécies de plantas.

Ao especializarmos a densidade de drenagens perenes e intermitentes, foi observado que as baixas densidades (0,000-2,743 Km/Km²) estão situadas, sobretudo na região planáltica, onde ocorrem os Latossolos Vermelho e Vermelho-Amarelos de alta condutividade hidráulica e rochas silicilásticas associadas a depósitos lateríticos, onde predominam as maiores densidades de lavouras e estabelecimentos rurais. As médias (2,743-6,457 Km/Km²) e altas (6,457-14,571 Km/Km²) densidades de drenagens estão concentradas nas regiões norte, noroeste, sul e sudoeste da área de estudo, onde ocorrem Latossolos Vermelho-Amarelos com horizonte petroplíntico e Neossolos Litólicos, ambos com baixa condutividade hidráulica e Argissolos com moderada condutividade hidráulica.

As altas densidades de drenagens perenes e intermitentes (Figura 7A) concentram-se ao longo da zona de ocorrência de rochas metamórficas do Grupo Cuiabá e secundariamente na unidade geológica da suíte intrusiva São Vicente, as quais caracterizam o aquífero fraturado/fissural com comportamento livre, heterogêneo e anisotrópico, sendo sua permeabilidade variável, com condições de circulação das águas subterrâneas muito complexas. A elevada densidade de drenagens desse setor está condicionada por falhas extensionais com direções azimutais preponderantes a *N45W* e *N55E*.

Assim como a densidade de drenagens, a variável ambiental densidade de nascentes (Figura 7B) ocupou preferencialmente as regiões com substrato metamórfico e ígneo, apresentando alta (1,416-2,898 nascentes/Km²) e média (0,514-1,415 nascentes/Km²) concentrações de nascentes ao longo de falhas e fraturas, bem como na zona de contato entre as sequências litoestratigráficas. As altas densidades de nascentes perfazem o equivalente a 14,43 Km² (6,631%) da área, em contrapartida as médias densidades de nascentes cobrem cerca de 35,09 Km² (16,12%) do terreno, setores com solos de baixa a moderada condutividade hidráulica.

As baixas densidades de nascentes (0,000-0,513 nascentes/Km²) situam-se em maior parte nas regiões leste e sul, nas áreas onde ocorrem Latossolos Vermelho e Vermelho-Amarelos as quais apresentam maiores densidade de lavouras e estabelecimentos rurais. Esta região contempla em parte aquífero poroso/granular, onde afloram rochas silicilásticas das formações Rio Ivaí (base) e Cachoeirinha (topo), com formas tabulares de baixo gradiente de declividade, favorecendo a infiltração em detrimento ao escoamento superficial e funcionando como área de recarga de aquífero, devido suas características geológicas e geomorfológicas.

O risco intrínseco à contaminação das águas por pesticidas (Figura 8) revelou a inexistência de risco alto nesta região. Contudo, áreas onde houve apontamento de risco médio de contaminação correspondem a um total de 31,91% (69,45 Km²), situadas predominantemente onde ocorrem as maiores densidades de lavouras e estabelecimentos rurais, maior concentração de lavouras e estabelecimentos rurais de médio e grande porte, incidências médias e baixas de rede de drenagens perenes e intermitentes e áreas desde baixa a altas densidades de nascentes.

O baixo risco intrínseco à contaminação por pesticidas correspondeu ao total de 68,09% (148,20 Km²) configurando áreas que apresentaram baixa densidade de lavouras e estabelecimentos rurais, com usos não relacionados às atividades de cultivo agrícola ou com predomínio de pequenas propriedades rurais, áreas com incidência alta a média de rede de drenagens perenes e intermitentes e áreas com densidades de nascentes desde baixa à alta.

A carta de Risco à Contaminação das Águas Subsuperficiais (Figura 9A) indicou que as regiões mais predispostas apresentaram risco médio, cobrindo o equivalente a 13,05 Km² (6,00%), sendo que o restante desta área (204,60 Km² ou 94,00%) apresentou baixo risco, onde áreas de alto risco para essa componente ambiental sintética não foram localizadas.

A carta de Risco à Contaminação das Águas Superficiais por Pesticidas (Figura 9B) demonstrou que cerca de 3,52 Km² (1,62%) apresenta médio risco, nestas áreas ocorrem alta densidade de nas-

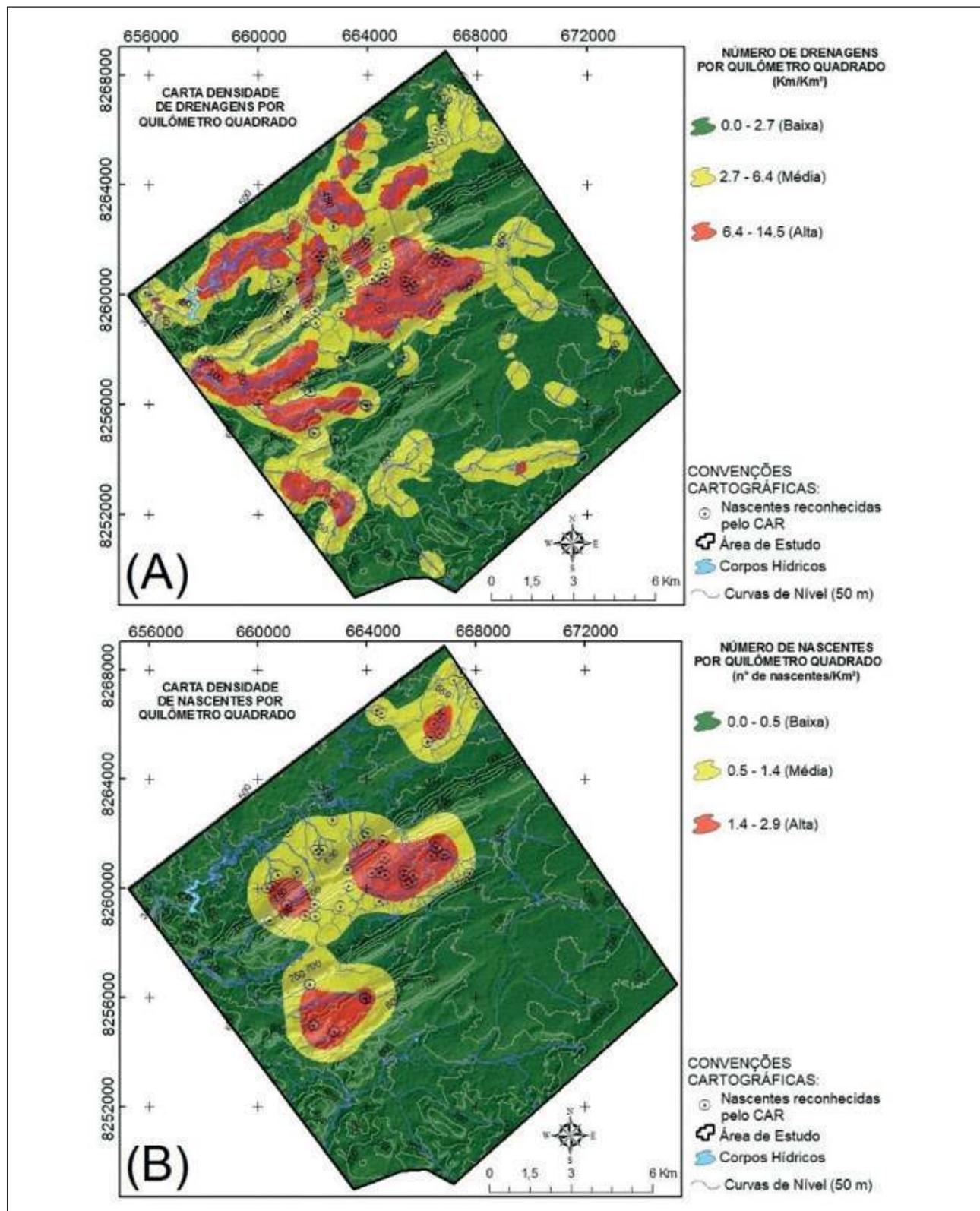


Figura 7 A. Carta de densidade de drenagens por quilômetro quadrado (Km/Km²); e B. Carta de densidade de nascentes por quilômetro quadrado (nascentes/Km²), ambos componente do plano de informação de cobertura natural do terreno.

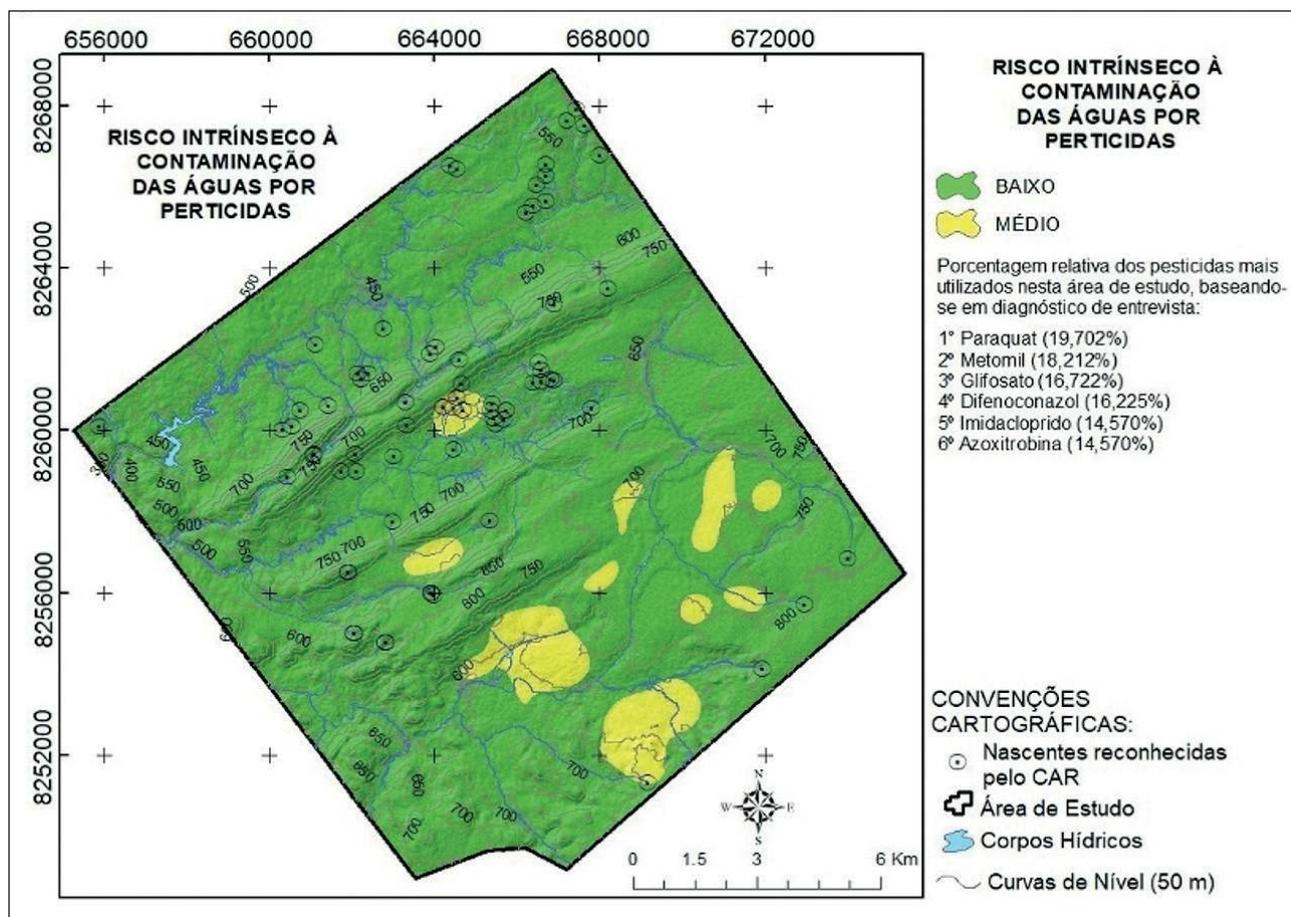


Figura 8 Carta de risco intrínseco à contaminação das águas por pesticidas.

centes, solos rasos ou com horizontes petroplínticos que condicionam baixa condutividade hidráulica, declividades oscilando desde baixa à alta e alta à média densidades de lavouras e estabelecimentos rurais com tamanhos relativos predominantemente de pequeno porte. O restante da área apresenta baixo risco (214,14 Km² ou 98,38%), não sendo identificadas áreas com alto potencial de contaminação.

Os setores que denunciaram médio risco à contaminação das águas subsuperficiais estão associados a áreas com elevada densidade de lavouras e estabelecimentos rurais, onde ocorrem Latossolos Vermelhos e Latossolos Vermelho-Amarelos, com elevado potencial de condutividade hidráulica, associados a terreno com baixo gradiente de declividade na superfície, bem como áreas com predomínio de densidades de rede de drenagens predominantemente baixas podendo ocorrer densidades médias e altas

secundariamente, além de áreas onde prevalecem densidades baixas de nascentes.

Neste contexto, a Figura 10 demonstra sinteticamente como cada aquífero (fraturado e poroso) respondeu às classes de risco a contaminação por pesticidas, levando-se em consideração as variáveis ambientais ponderadas neste estudo.

Nesta região foi observado que a unidade aquífera porosa em relação ao aquífero fraturado está proporcionalmente mais susceptível a contaminação por pesticidas, quando se leva em consideração os três cenários (risco natural, risco superficial e risco subsuperficial). Este fato mostra que as áreas onde há maior densidade de lavouras e estabelecimentos rurais são correlatas àquelas áreas com solos de elevado potencial de infiltração. Isto se deveu à alta condutividade hidráulica do solo e baixa declividade na superfície do terreno, onde os corpos hídricos apresentam maior predisposição a alterações físico-

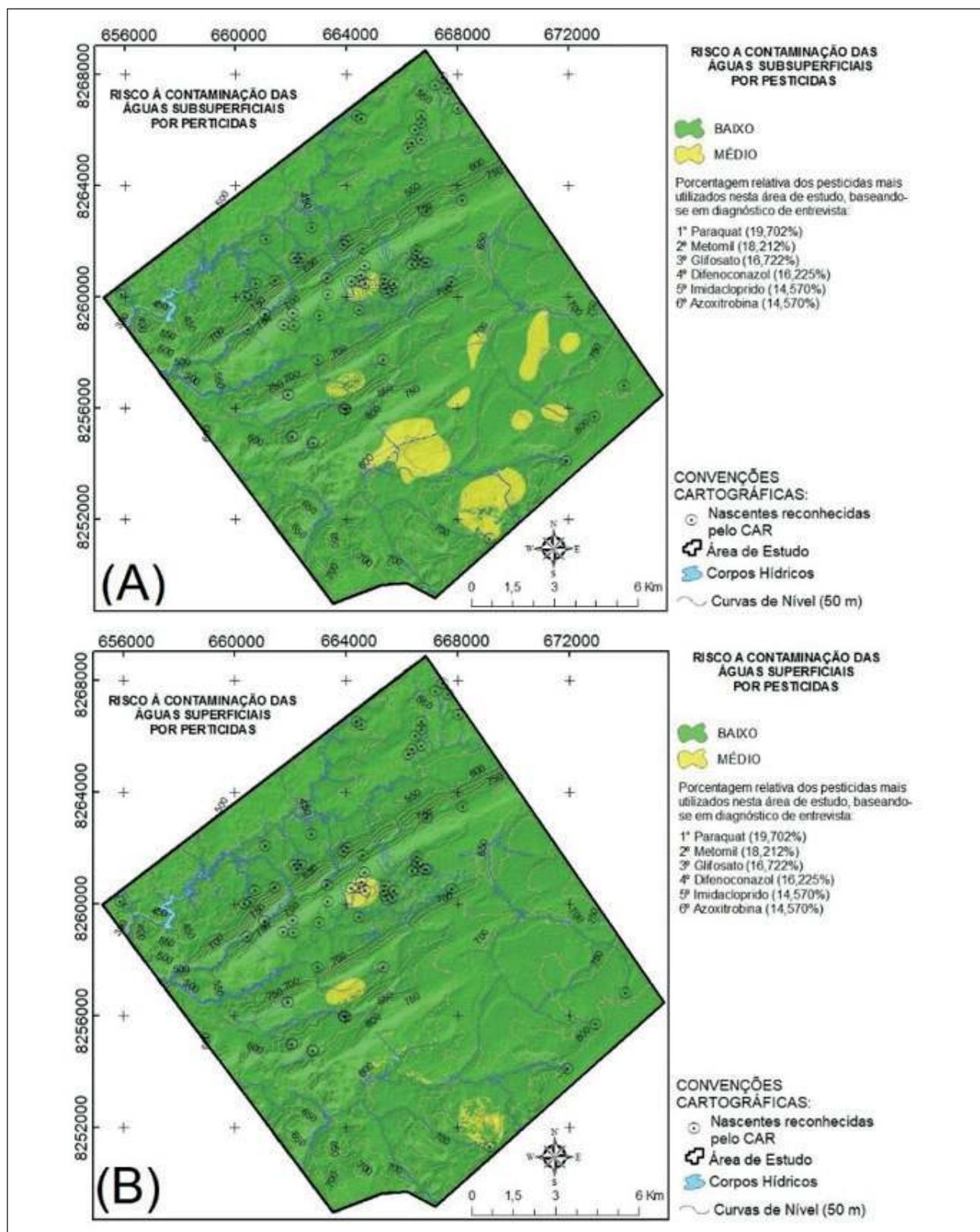


Figura 9 Carta do risco a contaminação das águas subsuperficiais (A) e subsuperficiais (B) por pesticidas.

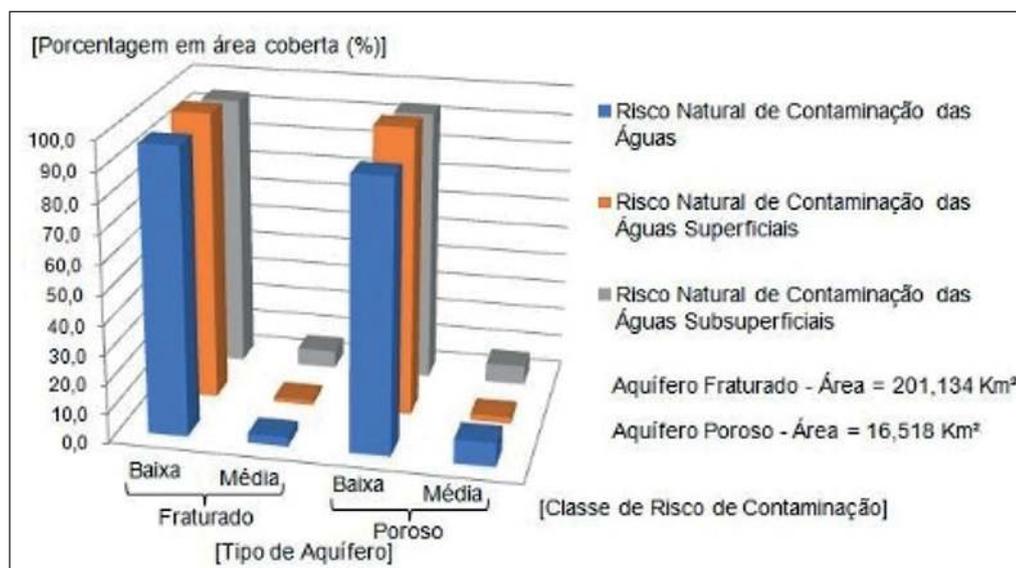


Figura 10 Qualificação do risco natural de contaminação dos corpos hídricos superficiais e subsuperficiais segmentados por tipo de unidade aquífera e quantificação da porcentagem em área coberta das classes de risco identificadas.

químicas da água tanto pela facilidade de percolação vertical dos contaminantes, associado ao escoamento superficial difuso de menor energia de propagação.

Outro fato que enfatiza maiores riscos de contaminação na região leste é a evidência da preponderância de lavouras e estabelecimentos rurais de médio à grande porte estarem assentados sobre compartimento de aquífero poroso. As aplicações sazonais de pesticidas, neste ambiente, tendem ao aumento das concentrações de organofosforados, carbamatos, organoclorados, entre outros grupos químicos de agroquímicos, comprovadamente nocivos à saúde, necessitando de instalação de rede de monitoramento da qualidade da água para garantir maior segurança hídrica e alimentícia à população e aos animais que ingerem dessas águas, direta e indiretamente, bem como aos que se alimentam dos produtos cultivados nessas propriedades. Cabe também atenção para o monitoramento ou a instalação de poços artesianos com revestimento dos filtros e a proibição do uso de cacimbas, prevenindo e prevenindo seus usuários de danos nocivos à saúde em curto, médio e longo prazos.

Após a conclusão da etapa anterior julgou-se necessário identificar, dentre as áreas com maior risco intrínseco à contaminação, àquelas nas quais há locais propícios a instalação de pontos de monitoramento da qualidade das águas, superficial e subterrânea (Figura 11). O ponto de monitoramento

da qualidade da água superficial foi locado numa represa, enquanto o ponto de monitoramento da água subterrânea em propriedade rural com poço tubular regularmente cadastrado.

4 Conclusão

A metodologia empregada neste estudo é satisfatória para delimitação de áreas predispostas a contaminação por pesticidas, ao considerar dentre as classes de uso antrópico àquelas que efetivamente contribuem para aplicações periódicas de pesticidas e que, portanto, possuem maior tendência a apresentarem os teores mais elevados de princípios ativos dos contaminantes nos corpos hídricos.

A espacialização de áreas com potencial de infiltração e escoamento tornou menos subjetiva com a combinação entre os intervalos das classes de condutividade hidráulica das ordens de solo com a declividade.

Ao estabelecermos no Plano de Informações do ambiente físico natural as variáveis ambientais densidade de drenagens e densidade de nascentes avaliou-se tanto o risco de contaminação das águas superficiais quanto das águas subsuperficiais dos aquíferos que ocorrem de forma livre, demonstrando que a proximidade em relação às componentes antrópicas de uso de pesticidas e o nível freático são fatores relevantes para quali-quantificar as áreas de risco.

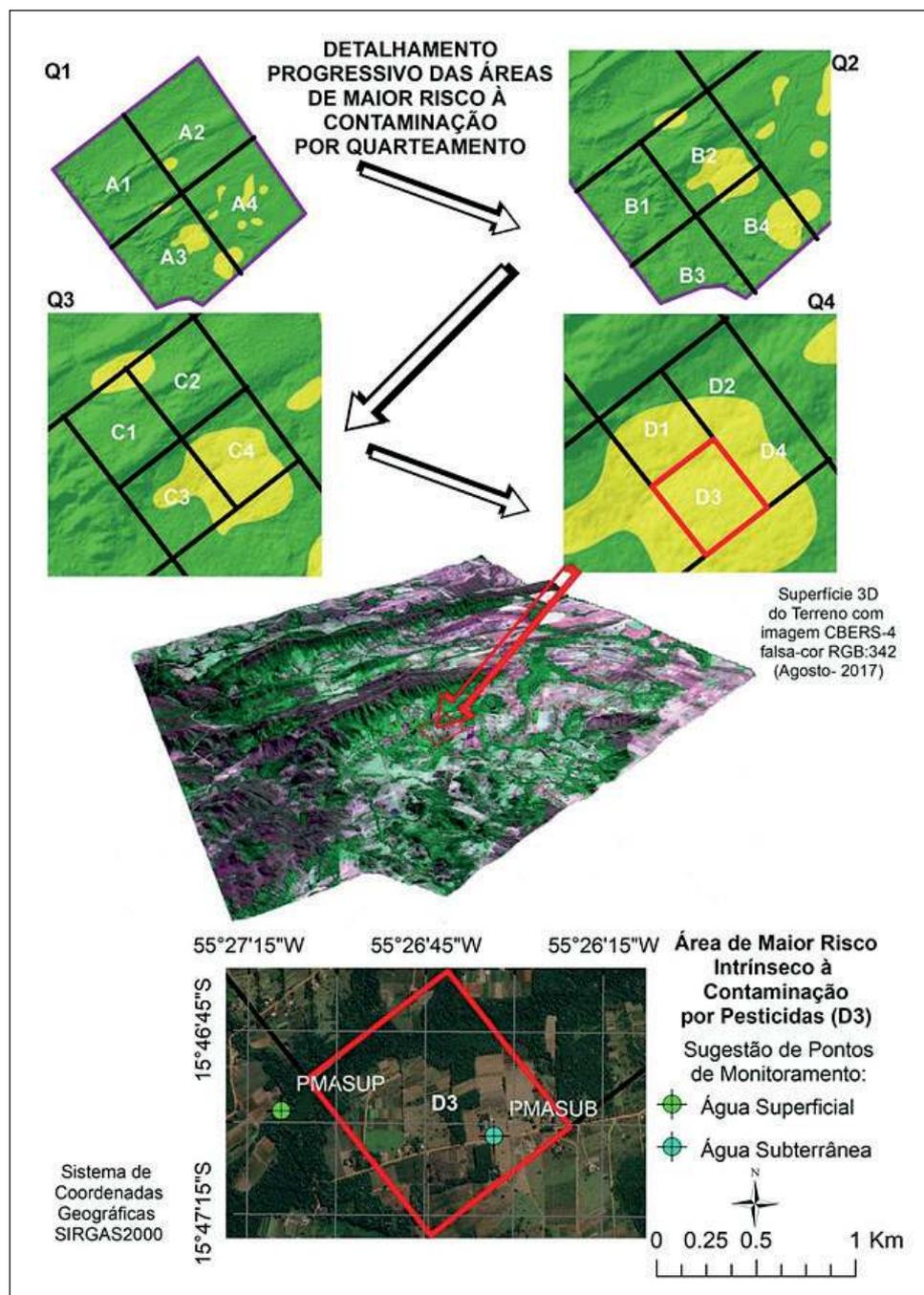


Figura 11 Quarteamento progressivo das áreas proporcionalmente com maior risco intrínseco e relativo à contaminação por pesticidas. Onde: Q = Quarteamento; A, B, C e D são as etapas de quarteamento; 1, 2, 3 e 4 são os setores; PMASUP = Ponto de monitoramento de água superficial; PMASUB = Ponto de monitoramento de água subterrânea.

Este diagnóstico possibilitou identificar qual dentre os aquíferos desta região apresenta proporcionalmente maior risco de contaminação por pesticidas, bem como àquelas áreas potencialmente mais afetadas, servindo como critério pré-campo para implantação de rede de monitoramento da qualidade da água e na coleta de material para aná-

lise físico-química pelas entidades e organismos ambientais atuantes.

Esta metodologia possui caráter genérico e poderá ser replicada em qualquer outra unidade espacial e hidrogeológica, que enfrenta ameaças de contaminação por pesticidas em seus corpos hídri-

cos, tanto superficial quanto subsuperficial, relacionados às atividades agrícolas que fazem uso indiscriminado de agroquímicos comprovadamente nocivos à saúde, muito dos quais são proibidos em outros países, ou que apresentam restrições aos níveis de dosagem muito inferiores aos que são praticados em território brasileiro.

5 Agradecimentos

A CNPq pelas Bolsas de Produtividade em Pesquisa de A.C. Paranhos Filho (Processo 304122/2015-7) e de Normandes Matos da Silva (Processo 307102/2015-7), ao auxílio financeiro do CNPq de Domingos Sávio Barbosa (Processo 455836/2014-0), a bolsa de mestrado do Programa de Demanda Social da Capes de Lucas Balsan (Processo 23108.900749/2018-93) e a bolsa de doutorado Capes/CNPq de Alesson Pires Maciel Guirra (Processo 1815261/2019-1).

6 Referências

- ASF - Alaska Satellite Facility. 2010a. ALOS-1 (Advanced Land Observing Satellite) PALSAR (Phased Array L-band Synthetic Aperture Radar) - JAXA Japan Aerospace Exploration Agency. Modo FBD (Fine Beam Dual polarization: HH + HV ou VV + VH). Órbita 24958 Ponto 6870. Washington D.C., US Geological Survey.
- ASF - Alaska Satellite Facility. 2010b. ALOS-1 (Advanced Land Observing Satellite) PALSAR (Phased Array L-band Synthetic Aperture Radar) - JAXA Japan Aerospace Exploration Agency. Modo FBD (Fine Beam Dual polarization: HH + HV ou VV + VH). Órbita 25206 Ponto 6860. Washington D. C., US Geological Survey.
- ASF - Alaska Satellite Facility. 2010c. ALOS-1 (Advanced Land Observing Satellite) PALSAR (Phased Array L-band Synthetic Aperture Radar) - JAXA Japan Aerospace Exploration Agency. Modo FBD (Fine Beam Dual polarization: HH + HV ou VV + VH). Órbita 25206 Ponto 6870. Washington D. C., US Geological Survey.
- Aller, L.; Bennett, T.; Lehr, J.H.; Petty, R.J. & Hackett G. 1987. *DRASTIC: A standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings*, Ada, NWWA/EPA. 58 p.
- Almeida, F.F.M. 1964. Geologia do Centro-Oeste Matogrossense. In: Boletim da Divisão de Geologia e Mineralogia, Rio de Janeiro, DNP, 123p. (Boletim 215).
- Almeida, F.M. & Mantovani, M.S.M. 1975. Geologia e Geocronologia do Granito São Vicente, Mato Grosso. *Anuário da Academia Brasileira de Ciências*, 47(3): 451-458.
- Almeida, L.; Resende, L.; Rodrigues, A.P. & Campos, J.E.G. 2006. Ensaios de Permeabilidade *in situ*. In: ALMEIDA, L.; RESENDE, L.; RODRIGUES, A.P. & CAMPOS, J.E.G. (eds.). *Hidrogeologia do Estado de Goiás*. Secretaria de Indústria e Comércio & Superintendência de Geologia e Mineração, p.129-136.
- Álvares, C.A.; Stape, J.L.; Sentelhas, P.S.; Moraes, J.L. & Sparovek, G. 2014. Köppen's climate classification map of Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6): 711-728.
- Assine, M.L.; Soares, P.C. & Milani, E.J. 1994. Sequências tectono-sedimentares mesopaleozóicas da Bacia do Paraná, sul do Brasil. *Revista Brasileira de Geociências*, 24(2): 77-89.
- Barbalho, M.G.S. & Campos, A.B. 2010. Vulnerabilidade natural dos solos e águas do estado de Goiás à contaminação por vinhaça utilizada na fertirrigação da cultura de cana-de-açúcar. *Boletim Goiano de Geografia*, 30(1): 155-170.
- Berredo, V.C.M. 2016. *Percepção de risco à saúde e ao ambiente: Um estudo de caso do uso de agrotóxicos por horticultores familiares de um assentamento do Município de Campo Verde – MT, Brasil*. Pós-Graduação em Recursos Naturais, Universidade Federal de Mato Grosso, Tese de Doutorado, 210p.
- BRASIL. 1981. Lei N° 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L6938.htm>. Acesso em: 17 de jan. 2018.
- Corralo, V.S.; Morais, M.M.; Benedett, A. & Ferraz, L. 2016. Presença de pesticidas organoclorados no leite materno. Fatores de contaminação e efeitos à saúde humana. *Revista Brasileira de Geografia Médica e da Saúde*, 12(22): 101-108.
- Dellamatrice, P.M. & Monteiro, R.T.R. 2014. Principais aspectos da poluição de rios brasileiros por pesticidas. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 18(12): 1296-1301.
- Donini, J.V.S.; Murata, A.T. & Marques, R.R. 2009. Diagnóstico Preliminar da Agricultura no Assentamento Santo Antônio da Fartura. *Revista Brasileira de Agroecologia*, 4(2): 3171-3174.
- Dores, E.F.G.C. & Freire, E.M.L. 2001. Contaminação do ambiente aquático por pesticidas. Estudo de caso: águas usadas para consumo humano em Primavera do Leste, Mato Grosso. *Química Nova*, 24(1): 27-36.
- ESRI - Environmental Systems Research Institute. 2013. *ArcGIS Desktop: Release 10.2.1*. Redlands, CA, U.S.A.
- GOOGLE. 2016. Google Earth Pro version 7.1.5.1557.
- Gonçalves, A. & Schneider, R.L. 1970. Geologia do centro-leste de Mato Grosso. In: Relatório Técnico Interno, Ponta Grossa, Petrobras/DESUL, 43 p.
- Gustafson, D.I. 1989. Groundwater Ubiquity Score: a simple method for assessing pesticide leachability. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 8(4): 339-357.
- Hess, S.C. 2018. Brasil, o país campeão no uso de agrotóxicos. In: HESS, S.C. (ed.). *Ensaio sobre poluição e doenças no Brasil*. Expressões, p. 164-188.
- Laskowski, D.A.; Goring, C.A.I.; McCall, P.J. & Swann, R.L. 1982. *Terrestrial Environmental*. New York, Van Nostrand Reinhold Company. 198 p.
- Lisbôa, E.G.; Carvalho, J.M.C.M. & Mendes, R.L.R. 2016. O uso de geoestatística na avaliação dos parâmetros hidrogeológicos para compor o mapa de vulnerabilidade intrínseca de aquíferos. *Revista Brasileira de Corpos Hídricos*, 21(1): 188-199.
- Malheiros, C.H.; Haroim, E.L.; Lima, Z.M. & Amorim, R.S.S.

2012. Qualidade da água de uma represa localizada em área agrícola (Campo Verde, MT, Brazil). *Ambiente e Água*, 7(2): 245-262.
- Marcuzzo, F.F.N.; Andrade, L.R. & Melo, D.C.R. 2011. Métodos de interpolação matemática no mapeamento de chuvas do estado do Mato Grosso. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 04(1):793-804.
- MATO GROSSO. 1997. Lei N° 6.945, de 05 de novembro de 1997. Dispõe sobre a Lei de Política de Recursos Hídricos, institui o Sistema de Recursos Hídricos e dá outras providências. Disponível em: <http://iomat.mt.gov.br/legislacao/diario_oficial>. Acesso em: 17 de jan. 2018.
- MATO GROSSO. 2002. Lei N° 7.804, de 05 de dezembro de 2002. Dispõe sobre a criação da Área de Preservação Ambiental Chapada do Guimarães e dá outras providências. Disponível em: <<http://rouxinol.mt.gov.br>>. Acesso em: 16 jan. 2018.
- MMA - Ministério Do Meio Ambiente. 2014. Instrução Normativa nº 2, de 5 de maio de 2014. Dispõe sobre os procedimentos para a interação, execução e compatibilização do Sistema de Cadastro Ambiental Rural – SICAR e define os procedimentos gerais do Cadastro Ambiental Rural – CAR. Disponível em: <<http://www.car.gov.br/#/>>. Acesso em: 09 de dez. 2018.
- Parzen, E. 1962. On estimation of a probability density function and mode. *The annals of mathematical statistics*, 14(1): 1065-1076.
- Pignati, W.A.; Calheiros, D.F. & Neri, F.A. 2018. O modelo de (des)envolvimento agrícola em Mato Grosso e os impactos dos agrotóxicos na saúde ambiental e humana. In: HESS, S.C. (ed.). *Ensaio sobre poluição e doenças no Brasil*. Expressões, p. 164-188.
- Pignati, W.A.; Lima, F.A.N.S.; Lara, S.S.; Correa, M.L.M.; Barbosa, J.R. & Leão, L.H.C. 2017. Spatial distribution of pesticide use in Brazil: a strategy for Health Surveillance. *Ciência e Saúde Coletiva*, 22(10): 3281-3293.
- Possavatz, J.; Zeilhofer, P.; Pinto, A.A.; Tives, A.L. & Dores, E.F.G.C. 2014. Resíduos de pesticidas em sedimentos de fundo de rio na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. *Ambiente e Água*, 9(1): 83-96.
- Rosenblatt, M. 1956. Remarks on some nonparametric estimates of a density function. *The Annals of Mathematical Statistics, Institute of Mathematical Statistics*, 27(3): 832-837.
- Ross, J.L.S. 1992. O registro cartográfico dos fatos geomórficos e a questão da taxonomia do relevo. *Revista do Departamento de Geografia*, 11(7): 17-29.
- Santos, H.G.; Jacomine, P.K.T.; Anjos, L.H.C.; Oliveira, V.A.; Lumbreiras, J.F.; Coelho, M.R.; Almeida, J.A.; Cunha, T.J.F. & Oliveira, J.B. 2013. *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*, 3ª Edição. Brasília, Embrapa Solos. 353p.
- SEPLAN - Secretaria de Estado de Planejamento e Coordenação do Estado de Mato Grosso. 2011. Mapa Pedológico do Estado de Mato Grosso. In: CAMARGO, L. (ed.). *Atlas de Mato Grosso: abordagem socioeconômico-ecológica*. Entrelinhas, p. 43-47.
- Soares, D.F.; Faria, A.M. & Rosa, A.H. 2017. Análise de risco de contaminação de águas subterrâneas por resíduos de agrotóxicos no município de Campo Novo do Parecis (MT), Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 22(2): 277-284.
- Spadotto, C.A. 2002. Screening method for assessing pesticide leaching potential. *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, 4(12): 69-78.
- Viana, T.N.A.C. 2014. *Proposta de método para avaliar risco de contaminação de águas subterrâneas por pesticidas com base no método Gus e Drastic*. Programa de Pós-Graduação em Corpos hídricos e Saneamento, Universidade Federal de Alagoas, Dissertação de Mestrado, 93p.