

IRIS ROMAGNOLI

**MAPEAMENTO DA VULNERABILIDADE E RISCOS DE CONTAMINAÇÃO DAS
ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NA REGIÃO DO PONTAL DO PARANAPANEMA
(UGRHI-22) FRENTE A EXPANSÃO DO AGROHIDRONEGÓCIO**

Botucatu

2018

IRIS ROMAGNOLI

**MAPEAMENTO DA VULNERABILIDADE E RISCOS DE CONTAMINAÇÃO DAS
ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NA REGIÃO DO PONTAL DO PARANAPANEMA
(UGRHI-22) FRENTE A EXPANSÃO DO AGROHIDRONEGÓCIO**

Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências Agronômicas da Unesp Campus de Botucatu, para obtenção do título de Mestre em Agronomia (Irrigação e Drenagem)

Orientador: Rodrigo Lilla Manzione

Botucatu

2018

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E TRATAMENTO DA INFORMAÇÃO - DIRETORIA TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - UNESP - FCA - LAGEADO - BOTUCATU (SP)

R756m Romagnoli, Iris, 1989-
Mapeamento da vulnerabilidade e riscos de contaminação das águas subterrâneas na região do Pontal do Paranapanema (UGRHI-22) frente a expansão do agrohidronegócio / Iris Romagnoli. - Botucatu: [s.n.], 2018
85 p.: ils. color., tabs.

Dissertação (Mestrado)- Universidade Estadual Paulista Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 2018
Orientador: Rodrigo Lilla Manzione
Inclui bibliografia

1. Águas subterrâneas - Poluição. 2. Saúde ambiental. 3. Solos - Uso. 4. Gestão ambiental. I. Manzione, Rodrigo Lilla. II. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Câmpus de Botucatu). Faculdade de Ciências Agrônômicas. III. Título.

Elaborada por Ana Lucia G. Kempinas - CRB-8:7310

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte"

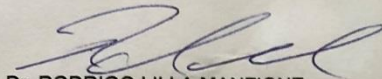
CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

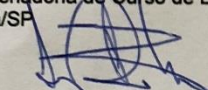
TÍTULO: "MAPEAMENTO DA VULNERABILIDADE E RISCOS DE CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DA REGIÃO DO PONTAL DO PARANAPANEMA (UGRHI-22) FRENTE A EXPANSÃO DO AGROHIDRONEGÓCIO"

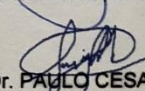
AUTORA: IRIS ROMAGNOLI

ORIENTADOR: RODRIGO LILLA MANZIONE

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em AGRONOMIA (IRRIGAÇÃO E DRENAGEM), pela Comissão Examinadora:


Prof. Dr. RODRIGO LILLA MANZIONE
Coordenadoria de Curso de Engenharia de Biosistemas / Faculdade de Ciências e Engenharia - FCE - UNESP - Tupã/SP


Prof. Dr. LUIZ CESAR RIBAS
Dep de Economia, Sociologia e Tecnologia / Faculdade de Ciências Agrônomicas de Botucatu


Prof. Dr. PAULO CESAR ROCHA
Departamento de Geografia / Faculdade de Ciências e Tecnologia de Presidente Prudente - FCT/UNESP

Botucatu, 13 de junho de 2018.

AGRADECIMENTOS

A Deus.

Ao meu orientador Rodrigo Lilla Manzione por me proporcionar esta oportunidade e confiança na realização deste trabalho.

A minha família por sempre me incentivar em todos os momentos.

Ao meu amigo Donizeti Nicolete pela sua paciência, disponibilidade e boa vontade para me ajudar todas as vezes que solicitei seu auxílio durante a elaboração deste trabalho.

Ao Grupo CETAS da UNESP de Presidente Prudente pelo compartilhamento dos dados e prontidão nas vezes que necessitei de ajuda para realização desta dissertação.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida no período do Mestrado, possibilitando a realização deste trabalho.

Por fim, agradeço ao Programa de Pós Graduação de Irrigação e Drenagem da UNESP de Botucatu, incluindo seus professores e colaboradores, pela oportunidade oferecida para a construção dessa dissertação.

RESUMO

Dentre os principais riscos que o agrohidronegócio traz para a região do Pontal do Paranapanema (SP) estão os relacionados ao uso indiscriminado de agrotóxicos. A utilização de defensivos agrícolas aliada ao manejo incorreto pode acarretar na contaminação das águas subterrâneas, e conseqüentemente refletir prejudicialmente na saúde humana e ambiental. O Pontal do Paranapanema (SP) possui uma recente expansão da cultura da cana-de-açúcar, iniciada nos anos 2000. Recoberta por sedimentos do aquífero Bauru, toda região pode ser considerada como naturalmente vulnerável, já que é um aquífero com recarga direta. Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar a vulnerabilidade natural do Aquífero Bauru a partir do método GOD e realizar estimativas de contaminação de água subterrânea por agrotóxicos utilizados na produção de cana-de-açúcar, a partir do *software* ARAquá, verificando o potencial de contaminação no Pontal do Paranapanema. Os resultados mostraram que apesar de uma expansão nos cultivos superior a 1.000 % em área plantada, a classe de alta vulnerabilidade foi que apresentou menor avanço das áreas de cultivo de cana-de-açúcar. Ao que se refere as simulações realizadas, foi possível concluir que não houveram concentrações de ingrediente ativo estimadas acima do valor para o padrão de potabilidade na região. O agrotóxico que mais se destacou com maiores valores de concentração nas estimativas realizadas foi o Tebuthiuron, apresentando risco às plantas aquáticas e animais em risco de extinção nos municípios de Sandovalina e Mirante do Paranapanema.

Palavras-chave: uso e ocupação da terra, risco, saúde ambiental.

ABSTRACT

Among the main risks that agro-business brings to the region of Pontal do Paranapanema (SP) are those related to the indiscriminate use of pesticides. The use of pesticides combined with improper handling can lead to contamination of groundwater and consequently to harmful effects on human and environmental health. Pontal do Paranapanema (SP) has a recent expansion of the sugarcane crop, begun in the year 2000. It is covered by sediments of the Bauru aquifer, and the whole region can be considered as naturally vulnerable, since it is an aquifer with direct recharge. Therefore, the objective of this work was to evaluate the natural vulnerability of the Bauru Aquifer from the GOD method and to estimate groundwater contamination by pesticides used in sugarcane production from the ARAquá software, verifying the potential of contamination in Pontal do Paranapanema. The results showed that, despite a crop expansion of more than 1,000% in planted area, the high vulnerability class was the one that presented the least advance of the sugarcane cultivation area. Regarding the simulations carried out, it was possible to conclude that there were no active ingredient concentrations estimated above the value for the potability standard in the region. The most toxic pesticide with the highest values of concentration in the estimates was Tebuthiuron, presenting a risk to aquatic plants and animals at risk of extinction in the municipalities of Sandovalina and Mirante do Paranapanema.

Keywords: land use, land cover, risk, environmental health

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Polígono do Agrohidronegócio	19
Figura 2 - Representação esquemática da distribuição vertical de água no solo e subsolo, mostrando as diversas zonas de umidade.	27
Figura 3 - Método GOD de avaliação da vulnerabilidade à contaminação dos aquíferos.	37
Figura 4 - Produção de mapa de vulnerabilidade usando o Sistema GOD	38
Figura 5 - Caminhos de um agrotóxico aplicado a uma cultura.....	43
Figura 6 - Comercialização de agrotóxicos por área plantada (kg/ha) e incidência de intoxicações por agrotóxicos no Brasil entre 2007 e 2013.	45
Figura 7 - Localização da área de estudo e os municípios pertencentes ao Pontal do Paranapanema (UGRHI-22).....	46
Figura 8 - Dados médios Anuais da Precipitação e Evapotranspiração do Pontal do Paranapanema no ano de 2016.	48
Figura 9 - Definição das bacias de drenagem da região do Pontal do Paranapanema.	49
Figura 10 - Geomorfologia da região do Pontal do Paranapanema - Morfologias dominantes e Padrões de Dissecação do Relevo.	50
Figura 11 - Mapa Pedológico da região do Pontal do Paranapanema.	52
Figura 12 - Unidades litoestratigráficas atribuídas ao Grupo Bauru.	53
Figura 13 - Exemplo da extração de dados de precipitação em ambiente SIG.....	57
Figura 14 - Valores dos níveis freáticos dos poços de captação do Pontal do Paranapanema.....	58
Figura 15 - Mapa da área de risco e pontos de estimativas para a avaliação de risco no Pontal do Paranapanema (UGRHI-22).....	60
Figura 16 - Módulo para cálculos de lixiviação e estimativas das concentrações de defensivos	61
Figura 17 - Mapa de Vulnerabilidade de Aquífero no Pontal do Paranapanema (UGRHI-22).	64
Figura 18 - Expansão da produção da cana-de-açúcar no Pontal do Paranapanema (UGRHI-22) no período entre 2002 e 2013.	65
Figura 19 - Expansão da produção da cana-de-açúcar no Pontal do Paranapanema (UGRHI-22) no período entre 2002 e 2013.	67
Figura 20 - Pontos com presença de risco para animais e plantas aquáticos no Pontal do Paranapanema.....	72

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Áreas das Unidades de Planejamento do Pontal do Paranapanema.....	49
Tabela 2 - Índices de vulnerabilidade de cada unidade geológica do aquífero Bauru na região do Pontal do Paranapanema e valoração dos fatores que os compõem. .	55
Tabela 3 - Propriedades dos defensivos agrícolas utilizados no estudo	59
Tabela 4 - Valores máximos de potabilidade e Toxicidade C50 dos agrotóxicos utilizados em plantas e animais aquáticos	59
Tabela 5 - Área total por classes de vulnerabilidade do aquífero Bauru no Pontal do Paranapanema.....	64
Tabela 6 - Evolução da área com plantio de cana-de-açúcar na região do Pontal do Paranapanema (UGRHI-22) entre 2002 e 2013.....	65
Tabela 7 - Área ocupada com cana-de-açúcar por classes de vulnerabilidade de aquífero Bauru entre os anos de 2002 e 2013 na região do Pontal do Paranapanema (UGRHI-22).	68
Tabela 8 - Maiores concentrações estimadas em água subterrânea nas áreas de risco do Pontal do Paranapanema (UGRHI-22).	69

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	17
2	REVISÃO DE LITERATURA	21
2.1	O Agrohidronegócio Sucroalcoleiro	21
2.2	O processo de territorialização da cana-de-açúcar no Pontal do Paranapanema	23
2.3	Hidrogeologia e Proteção das Águas Subterrâneas	24
2.3.1	Conceitos Gerais de Hidrogeologia	25
2.3.2	Proteção e Gestão das Águas Subterrâneas no Brasil	29
2.4	Vulnerabilidade e perigo de contaminação das águas subterrâneas	32
2.4.1	Cartografia de vulnerabilidade	32
2.4.1.1	Índices de vulnerabilidade e mapeamento de riscos	34
2.4.1.2	Método GOD	36
2.5	Análise de riscos de contaminação das águas subterrâneas	38
2.6	Agrotóxicos	40
2.6.1	Uso de agrotóxicos no Brasil	44
3	MATERIAL E MÉTODOS	46
3.1	Caracterização da Área de Estudo	46
3.1.1	Clima	47
3.1.2	Hidrografia	48
3.1.3	Geomorfologia	49
3.1.4	Pedologia	51
3.1.5	Geologia e Hidrogeologia	52
3.2	Elaboração do Mapa de Vulnerabilidade Natural de Aquífero do Pontal do Paranapanema	54
3.3	Elaboração do Mapeamento das Áreas de Risco do Pontal do Paranapanema	56
3.4	Estimativa das Concentrações dos Defensivos Agrícolas nas Águas Subterrâneas	60
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES	63
4.1	Avaliação da Vulnerabilidade Natural de Aquíferos	63
4.2	Avaliação do Risco de Contaminação das Águas Subterrâneas por Agrotóxicos	68
5	CONCLUSÕES	75

1 INTRODUÇÃO

A agricultura é avaliada, tanto a nível mundial como nacionalmente, como a maior usuária dos recursos hídricos disponíveis na superfície como também os subterrâneos (SHIKLOMANOV e RODDA, 2003). Isso leva a atividade econômica a também ser considerada como de grande potencial de poluição das águas, já que demandam a utilização intensiva, e muitas vezes excessiva, de agrotóxicos. Estes insumos quando lançados em grande volume no solo e/ou manejados de forma incorreta podem alcançar grandes extensões, aumentando a possibilidade de risco de contaminação das águas subterrâneas. Os casos mais graves relacionados a contaminação difusa da água subterrânea estão ligados à extensas áreas de monocultura, o que dificulta a atenuação dos contaminantes (FOSTER et al., 2006). Desta forma, ressaltam-se os problemas gerados quando há o consumo ou uso de recursos hídricos subterrâneos contaminados, como o comprometimento de produções voltadas para a alimentação, ingestão de alimentos e água contaminada pela população abastecida, além de animais e trabalhadores que fazem o uso diretamente da fonte, prejudicando não apenas a saúde humana, como também o meio ambiente e as atividades econômicas de uma região (SILVA et al., 2012). Sendo assim, Mestrinho (2005) salienta que há uma grande quantidade de literatura contemplando a avaliação quantitativa e qualitativa dos parâmetros relacionados ao sistema solo-água-plantas-atmosfera, contudo, estes não são claros quando envolvidos com o agronegócio, a hidroquímica natural e qualidade das águas subterrâneas.

O mapeamento de vulnerabilidade natural de um sistema aquífero se caracteriza como uma forma de representação das particularidades intrínsecas dos aquíferos quanto à susceptibilidade de contaminação por uma carga poluente antrópica (FOSTER e HIRATA, 1988). Dessa forma, as atividades realizadas em áreas mais vulneráveis devem considerar as implicações nos recursos hídricos subterrâneos ao longo do tempo. Logo, o risco de contaminação de um aquífero, caracteriza-se como a relação probabilística de ocorrer algum acontecimento adverso que comprometa o meio físico (ou social) em ambientes vulneráveis, e os impactos sobre a saúde humana e ambiental decorrentes desse evento adverso (MONTERO, 2012). O mapeamento da vulnerabilidade e risco de contaminação de

aquíferos pode ser visto como um instrumento técnico para o gerenciamento dos recursos hídricos subterrâneos e suporte aos planos de gestão ambiental de órgãos governamentais e não governamentais estão sendo cada vez mais empregados (Linhares et al., 2014). As metodologias de índices utilizadas nos mapeamentos de vulnerabilidade baseiam-se em determinados parâmetros do aquífero, na qual suas características são classificadas de acordo com faixa de valores e distribuídos espacialmente. Destaca-se destes métodos de índices os mais utilizados em pesquisas como: GOD (FOSTER e HIRATA, 1988); DRASTIC (ALLER et al., 1987) e SINTACS (CIVITA, 1994). Apesar das limitações encontradas nos estudos de vulnerabilidade de aquíferos, estas avaliações fornecem uma apreciação mais clara das ações indispensáveis para proteção das águas subterrâneas e um componente essencial das melhores práticas de gestão ambiental (FOSTER, 2007).

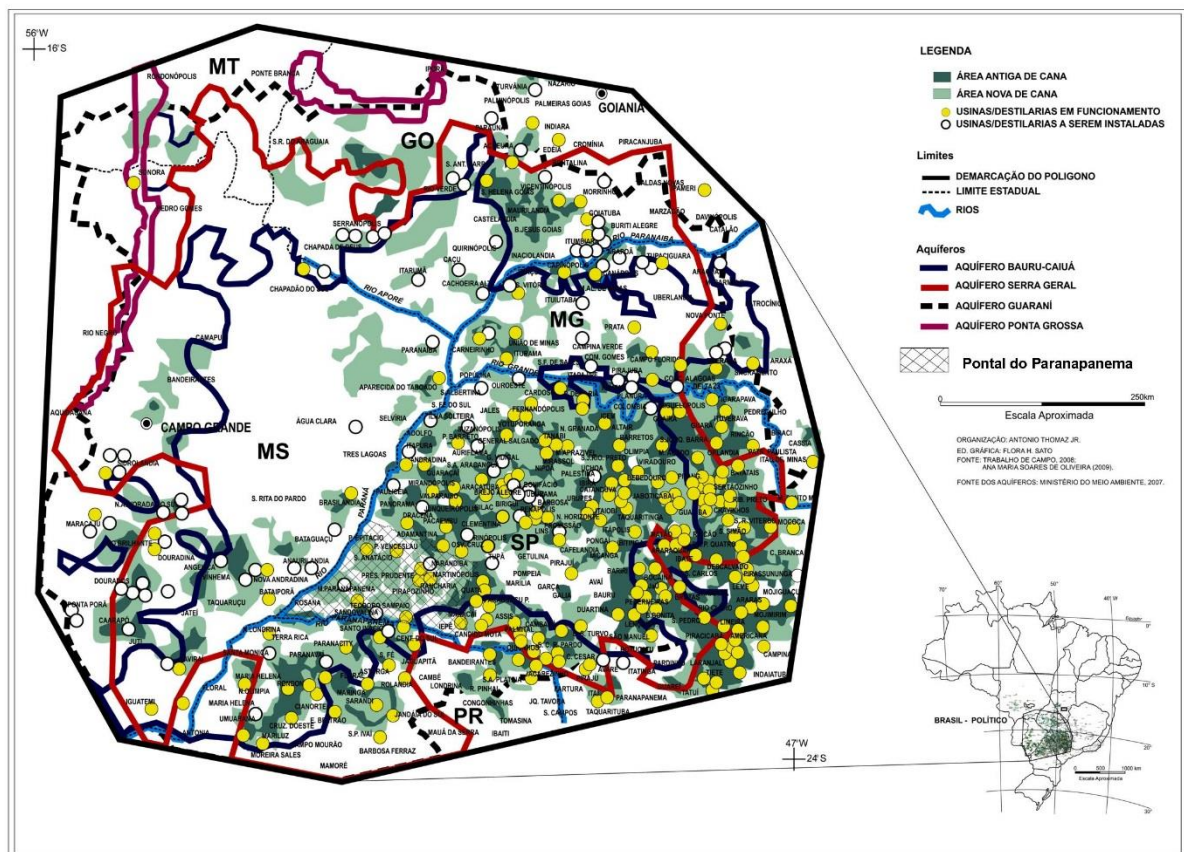
A região do Pontal do Paranapanema contida na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos 22 (UGRHI-22) está inserida ao que Thomaz Júnior (2010) designa como Polígono do Agrohidronegócio, na qual se limita a Oeste de São Paulo, Leste do Mato Grosso do Sul, Noroeste do Paraná, Triângulo Mineiro e Sul-Sudoeste do estado de Goiás.

De acordo com o autor, neste concentra-se 80% das plantações de cana-de-açúcar de todo o país como também na concentração das usinas agroprocessadoras, de produção de álcool e açúcar. Desde os anos 2000, a área de estudo destaca-se por apresentar uma recente expansão da produção da cana-de-açúcar, sob áreas devolutas e pastagens degradadas. De acordo com o monitoramento realizado pela CANASAT/INPE¹ (2017), em todo o Estado de São Paulo a área plantada com cana-de-açúcar duplicou entre 2000 e 2015 ao passo que no mesmo período, na região do Pontal do Paranapanema, o mesmo índice cresceu cerca de cinco vezes. De acordo com o Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CRH, 2004), a demanda na região é quase totalmente atendida por águas subterrâneas, flagrante a escassez de águas superficiais na região. Ressalta-se ainda, as extensas áreas voltadas a atividades agropecuárias, na qual o uso da terra tem sido realizado sobre os sedimentos do Aquífero Bauru, considerado como naturalmente vulnerável já que é um aquífero freático e de recarga direta. Neste contexto, identificar as áreas de maior vulnerabilidade de contaminação na região e

¹ <http://www.dsr.inpe.br/laf/canasat/>

nestas áreas realizar estimativas de concentração de defensivos agrícolas nas águas subterrâneas garante informações importantes para a tomada de decisão na gestão e monitoramento da utilização de agrotóxicos no Pontal do Paranapanema.

Figura 1 - Polígono do Agrohidronegócio



Fonte: Thomaz Júnior (2010).

O objetivo geral deste trabalho teve por identificar as áreas de maior vulnerabilidade do sistema aquífero Bauru na UGRHI-22, e realizar as estimativas de contaminação de águas subterrâneas por defensivos agrícolas utilizados na cultura da cana-de-açúcar em áreas de alta vulnerabilidade. Para isto, a metodologia utilizada para o mapeamento da vulnerabilidade de aquífero na região foi o método GOD (FOSTER e HIRATA, 1988) e para o monitoramento das águas subterrâneas optou-se realizar simulações de contaminação em áreas de maior vulnerabilidade utilizou-se o *software* ARAquá, desenvolvido pela EMBRAPA (SPADOTTO et al., 2010).

Diante do exposto, temos os seguintes objetivos específicos do trabalho:

- a) Verificar o avanço da produção de cana-de-açúcar nas áreas de vulnerabilidade do Pontal do Paranapanema;
- b) Determinar e mapear a vulnerabilidade quanto ao perigo de poluição do sistema aquífero Bauru na região do Pontal do Paranapanema; e
- c) Inferir sobre os riscos sob quais as águas subterrâneas se encontram no modelo de uso e ocupação da terra em andamento.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 O Agrohidronegócio Sucroalcoleiro

Denominado como agronegócio, este modelo de desenvolvimento rural é administrado basicamente pelas empresas oligopolistas transnacionais, na qual têm por característica o controle dos recursos naturais e a elevada degradação do meio ambiente (RABELLO, 2014). O Agronegócio preocupa-se em atender as demandas econômicas do mercado externo com a consolidação da prática da monocultura, ou seja, a produção de *commodities* para exportação, e não as demandas alimentares e sociais de quais carecemos, em prejuízo na disseminação das áreas de cultivos de alimentos que compõe a nossa cesta básica (THOMAZ JÚNIOR, 2010). Ademais, o autor define que são características do agrohidronegócio: a concentração fundiária; controle dos recursos naturais, hídricos e sementes; exploração da força de trabalho; monoculturas; biotecnologia e transgenia; e o uso irracional de agrotóxicos e agroquímicos.

De acordo com Thomaz Júnior (2010), a expansão do agrohidronegócio se consolida territorialmente com a definição do chamado Polígono do Agrohidronegócio, na qual se limita a Oeste de São Paulo, Leste do Mato Grosso do Sul, Noroeste do Paraná, Triangulo Mineiro e Sul-Sudoeste do estado de Goiás. De acordo com o autor, neste concentra-se 80% das plantações de cana-de-açúcar do país como também na concentração das plantas agroprocessadoras, de produção de álcool e açúcar.

A territorialidade do agrohidronegócio tem se desenvolvido de forma intensiva e rápida, uma vez que tem à disposição elementos indispensáveis para a marcha expansionista dos seus negócios. Contudo, o autor destaca que o sucesso da dinâmica do agronegócio vinculado à expansão e consolidação das *commodities* (principalmente a cana-de-açúcar), não pode estar apenas atrelado à monopolização das terras, mas também é imprescindível o acesso e controle da água.

Além de contar com os favorecimentos dos investimentos públicos e também privados, e por isso disputa apoios, cabe colocar em evidência que os bons resultados/retornos obtidos são complementados/potenciados pelo acesso às melhores terras (planas, férteis, localização favorável e logística de transportes adequada). Mas não somente, pois o sucesso do empreendimento como um todo

requer a garantia de acesso à água, seja superficial (grandes rios, reservatórios de hidrelétricas, lagos), por meio de intervenções, via de regra, represamentos de cursos d'água, seja subterrânea, sobretudo os aquíferos Caiuá-Bauru e Serra Geral, no Centro- Sul do País, índices pluviométricos satisfatórios e com regularidade adequada às demandas do ciclo vegetativo da planta (cana-de-açúcar, soja etc.) (THOMAZ JÚNIOR, 2010, p. 94).

No tocante ao que se refere à questão da água, o autor destaca que ainda não é totalmente claro sobre como se desenvolve a cobrança pela sua utilização. Limitada praticamente as Câmeras Técnicas dos Comitês de Bacias, às Comissões de trabalho dos sistemas de Gerenciamento de Recursos Hídricos, a arrecadação sobre a água divide seus lucros de diferentes setores do empresariado, todavia é na agricultura que estão sediadas as maiores polêmicas.

[...] Como se sabe, 65% a 70% do consumo da água alimentam os pivôs-centrais, de sorte que todo o acionamento do agronegócio, basicamente para a produção de *commodities* para exportação (soja, milho, em escala cada vez mais crescente, transgênicos), derivados da cana-de-açúcar, a isenção do pagamento por quatro anos – como estabelecido na Lei 12.183/05, do Estado de São Paulo – inclui no mesmo grupo de consumidores os responsáveis pelas monoculturas para exportação e pequenos produtores familiares (THOMAZ JÚNIOR, 2010, p.102).

É neste contexto de territorialização do agrohidronegócio no país, que Thomaz Júnior (2010), vem destacar o crescimento emergente da região do Pontal do Paranapanema, com o estoque potencial de terras em expansão da cana-de-açúcar. De acordo com o autor, a região hoje conta com algo em torno de 760.000 hectares de produção da planta agroindustrial, na qual obteve destaque pela parcela expressiva de área passível de utilização de bases mecanizadas, principalmente a colheita, como também devido às áreas tradicionais de produção de cana-de-açúcar (identificadas pelas regiões canavieiras de Ribeirão Preto, Campinas, Piracicaba, estendendo-se até São José do Rio Preto, Bauru e Ourinhos) em São Paulo, exista pouca disponibilidade de terra para ampliação do plantio, o que eleva ainda mais a demanda nas outras regiões.

Desta forma, o Pontal do Paranapanema como sendo o centro das atenções a respeito da expansão do agrohidronegócio canavieiro, será realizado uma trajetória histórica da expansão do agrohidronegócio na região até os dias atuais.

2.2 O processo de territorialização da cana-de-açúcar no Pontal do Paranapanema

O desenvolvimento da produção intensiva da cana-de-açúcar e consecutiva expansão na região do Pontal do Paranapanema podem ser divididos em dois momentos (BARRETOS; THOMAZ JÚNIOR, 2014). Primeiramente, em meados da década de 70 foi observada a formação dos primeiros cultivos da planta agroindustrial e implantação das primeiras unidades agroindustriais canavieiras, durante o segundo período do programa federal PROALCOOL. Seduzidos pelos incentivos fiscais e financeiros advindos do governo federal, grandes latifundiários da região viram através do PROALCOOL a oportunidade de valorização de suas terras, e assim desenvolverem os primeiros canaviais na região, se inserindo no ciclo do etanol. Sendo assim, durante o segundo período do PROALCOOL (1974-1982), seis agroindústrias canavieiras foram instaladas na região, na qual hoje, apenas duas se encontram em situação ativa. Contudo, em meados da década de 80, o setor canavieiro passa por então um processo desregulamentação diante das ações estatais de redução de recursos públicos, acarretando no endividamento e encerramento de suas produções, perante a crise econômica.

O segundo período de expansão da lavoura canvieira, se deu principalmente pela busca em expandir a produção energética no país como também atender as necessidades das empresas automobilísticas, dada a elevada produção e venda de carros *flexfuel* na época. De acordo com Barretos e Thomaz Júnior (2014), novamente há uma reestruturação do setor canvieiro, que acontece no país a partir de 2003. Thomaz Júnior (2009) salienta que a expansão do cultivo da cana e do etanol foram amplamente protegidos por falácias ambientais, na qual eram ideologias atestavam o etanol como fontes de energia limpa. A partir do ano de 2005, a região do Pontal do Paranapanema recebe maior expressão devido à efetiva expansão da cana nas terras agricultáveis e implantação de novas unidades agroprocessadoras. Desta forma, a região atraiu olhares dos grandes grupos empresariais canvieiros, sendo eles nacionais como também internacionais. Marcada como uma das regiões menos dinâmica economicamente do estado, o discurso de desenvolvimento via setor canvieiro passa a ser utilizado constantemente para a implantação de novas agroindústrias canvieiras. Sendo assim, no período de 2004 a 2009, instalam-se mais quatro usinas sucroalcooleiras na região. Conforme tratado por Thomaz Júnior (2009), nessa nova etapa de

territorialização do Pontal do Paranapanema, as linhas de financiamento do setor são provenientes do governo federal, na qual tem sido o principal responsável pelo projeto de expansão do agrohidronegócio canavieiro.

A partir da crise internacionalmente desencadeada em 2008, o setor canavieiro novamente começa a passar por reestruturações. As unidades consideradas pequenas foram desativadas devido à baixa capacidade de processamento, na qual foram gradativamente eliminadas. Conforme explicado por Barretos e Thomaz Júnior (2014), num período de cinco anos, cinco usinas processadoras de cana-de-açúcar foram construídas, e sucessivamente mais dez foram criadas, das quais quatro já se encontram desativadas. Desta forma, hoje as disputas territoriais na região do Pontal do Paranapanema concentram-se apenas nas grandes empresas (Odebrecht Agroindustrial, *Umoë Bio Energy* e Cocal). Como explica Thomaz Júnior (2009), é a apropriação do público pelo privado, com o capital agroindustrial canavieiro internacional, fazendo usos de recursos públicos, motivado pelo lucro fácil.

2.3 Hidrogeologia e Proteção das Águas Subterrâneas

A história da água tem sido acompanhada desde o começo da humanidade com interrogações como: “de onde vem a água?”, “para onde vai a água?”, e “qual a sua qualidade?”, questões estas que ainda hoje são repetidamente indagadas através do tempo por nossos cientistas a fim de encontrar melhor nível de conhecimento acerca do assunto (MANOEL FILHO, 2008). Sendo assim, a medida que evoluímos também se evolucionaram a ciência dos processos que regem as águas e suas técnicas de exploração (MANZIONE, 2015).

Sobre o histórico das águas subterrâneas:

Essa história percorre os tempos antigos, onde nas áridas terras do Oriente Médio foram desenvolvidas técnicas inovadoras de exploração de águas subterrâneas, dos romanos criando centros recreacionais com os famosos banhos de águas termais, da adoração da água pelos celtas de um lado de oceano e pelos índios nas Américas do outro, até modernas técnicas de investigação, perfuração e exploração de águas profundas utilizadas hoje, advento do desenvolvimento da indústria do petróleo. Mas, para que chegássemos a esse ponto, houve toda uma construção de pensamentos, fundamentada por descobertas e pela criatividade de inúmeras mentes que contribuíram para o domínio das águas subterrâneas (MANZIONE, 2015, p. 25).

O início dos estudos sobre os recursos hídricos subterrâneos se deu na França e datam da primeira metade do século XIX, devido a resultados positivos adquiridos a partir da perfuração de poços tubulares para o abastecimento público. Estes primeiros trabalhos focavam em compreender a origem das águas no subsolo e sua hidrodinâmica em meios porosos, caracterizando o termo hidrogeologia como a ciência que observa a ocorrência, movimentação e distribuição da água subterrânea (CLEARY, 2007).

Destaca-se, neste período, o engenheiro hidráulico Henry Darcy (1803-1858), responsável por realizar ensaios sobre o movimento da água através de colunas de areia, instituindo a conhecida Lei de Darcy que formulou os conceitos básicos de escoamento e movimentação da água subterrânea. Esta lei consiste na definição da descarga de água através da areia, por unidade de superfície, em função da condutividade hidráulica do material arenoso e do gradiente hidráulico. Mais tarde, esta fórmula seria constituída como base para diversos estudos e métodos referente a avaliação de qualidade das águas subterrâneas (MANOEL FILHO, 2008).

Contudo, recentemente, a ciência hidrogeológica deixa de ter caráter apenas de observação da ocorrência e informações quantitativas sobre os recursos subterrâneos para também estudar aspectos da qualidade dos mesmos. Isto porque uma vez que são descobertos inúmeros aquíferos contaminados em várias partes do mundo afetando a qualidade das águas e o risco de contaminação por parte da população. Sendo assim, a hidrogeologia passa a também compreender e mapear as suas propriedades químicas intrínsecas bem como a forma como diversos contaminantes poderiam provocar adulterações nessas características (MONTERO, 2012).

Desta forma, serão apresentados a seguir os principais conceitos e considerações relacionados a água subterrânea, como também, a importância da sua proteção.

2.3.1 Conceitos Gerais de Hidrogeologia

Segundo Domenico e Schwartz (1998), a ciência da hidrologia consiste no estudo das leis que governam o movimento das águas subterrâneas, as interações mecânicas, físicas e termais dessa água com o sólido poroso e o transporte de energia, como também os constituintes químicos e a matéria particulada pelo fluxo.

Manoel Filho (2008) define as águas subterrâneas como as que ocorrem inferiores ao nível freático e apresenta-se nas formações geológicas aflorantes e parcialmente saturadas assim como as formações geológicas profundas totalmente saturadas. Seu estudo não se restringe apenas ao fluxo em formações saturadas, mas também ao movimento da água em meios porosos não saturados na qual a distribuição de umidade desempenha papel importante no ciclo hidrológico e em muitos processos geológicos.

De maneira geral, os recursos hídricos subterrâneos têm sua origem na superfície e estão intimamente relacionados à água superficial. Contudo, Cleary (2007) afirma que devido às diferenças óbvias entre os ambientes superficiais e subterrâneos, existe uma tendência natural dos seres humanos em compartimentar os sistemas complexos. Em outras palavras estuda-se comumente ou a hidrologia das águas superficiais ou a de águas subterrâneas, com pouca consideração dada difícil interligação hidrológica entre ambas.

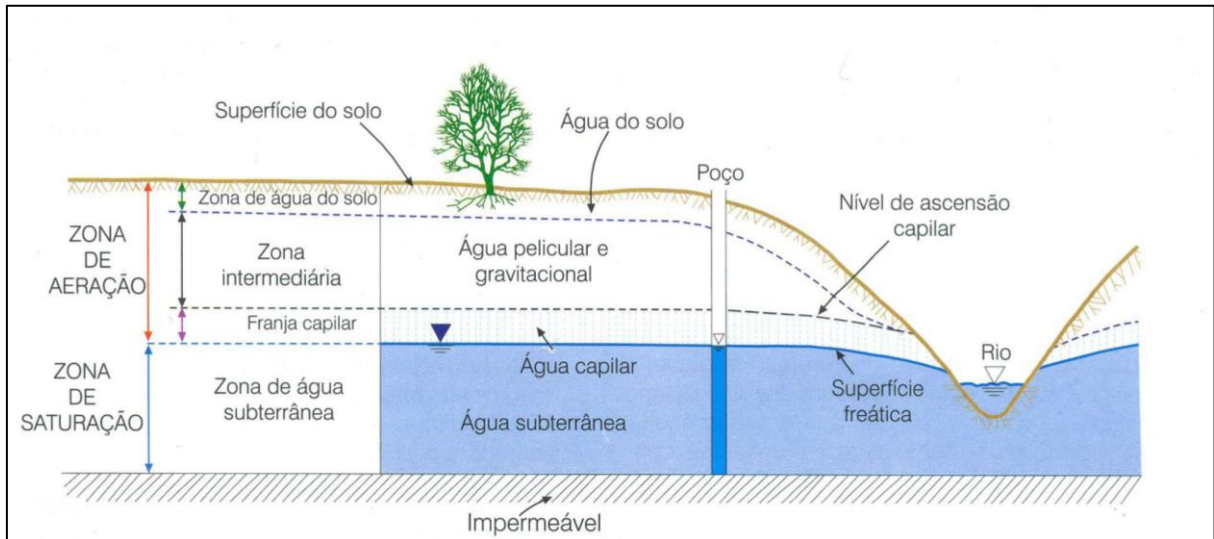
Referente à distribuição vertical da água no subsolo, a água que infiltra contida no solo e nas formações geológicas se apresenta dividida ao longo da vertical fundamentalmente em duas zonas, chamadas zona saturada e zona não-saturada, conforme a proporção relativa do espaço poroso que é ocupado pela água (MANOEL FILHO, 2008).

Sendo assim, ao se infiltrar no perfil do solo, a água incide sobre uma porção do terreno chamada de zona não saturada, também chamada de zona de aeração ou vadosa, na qual os poros se apresentam parcialmente preenchidos por água e por ar (IRITANI; EZAKI, 2012). Conforme pode ser observado na Figura 2, esta faixa do solo é subdividida em três partes:

- Zona capilar ou Franja capilar: onde por forças de tensão artificial entre as partículas do solo e da água ocorre uma ascensão capilar do líquido pelos vazios (MONTERO, 2012). Adota-se o conceito de que a zona capilar é um limite abaixo do qual o solo é estimado praticamente saturado (cerca de 75%)
- Zona Intermediária: compreendida entre os limites de ascensão capilar da água e o limite de alcance das raízes das plantas (MANOEL FILHO, 2008).

- Zona de água do solo: também denominada como zona de evapotranspiração, localizada entre os extremos radiculares da vegetação e superfície do terreno. Nesta região do perfil solo, as plantas aproveitam a água para suas funções de transpiração e nutrição (MANOEL FILHO, 2008).

Figura 2 - Representação esquemática da distribuição vertical de água no solo e subsolo, mostrando as diversas zonas de umidade.



Fonte: Feitosa et al. (2008).

O remanescente da água, continua seu percurso em movimento descendente devido à ação da gravidade, na qual seu excedente irá se armazenar em zonas mais profundas, e nela todos os vazios existentes no terreno são preenchidos de água, constituindo o que chamamos de zona saturada (IRITANI; EZAKI, 2012).

De acordo com Cleary (2007), o tempo de residência médio da água subterrânea no subsolo é estimado em 280 anos, com a presença de águas residindo em formações geológicas profundas por um período de aproximadamente 30.000 anos ou mais. Isto se dá pelo fato de que a água subterrânea se conduz de maneira muito lenta em comparação à água superficial, na qual uma alta velocidade de água subterrânea estaria na faixa de 1 metro/dia enquanto os rios podem mover-se a uma velocidade de 1 m/s.

Contudo estes valores apresentados não são uma regra, já que há diferentes formações geológicas que têm capacidades distintas de armazenamento e transmissão de água, afetando diretamente na disponibilidade hídrica de uma bacia (MONTERO, 2012). De acordo com estas características, um aquífero é definido

como uma formação geológica que apresente permeabilidade e porosidade interconectada de maneira satisfatória para que seja possível realizar o armazenamento e transmissão de água em quantidades significativas, ou seja, economicamente viáveis sob gradientes hidráulicos naturais (CLEARY, 2007).

Em função da existência de diferentes tipos de aquíferos em um perfil geológico de uma bacia ou região, estas formações geológicas podem ser classificadas em dois tipos: aquíferos confinados e aquíferos livres, e sua categorização depende diretamente da presença ou ausência de um lençol freático (ou nível freático). Segundo Cleary (2007), o nível freático é definido pela superfície superior da zona de saturação que se apresenta em contato direto com a pressão do ar atmosférico, a partir dos poros do material geológico acima. A profundidade desta região é considerada variável, uma vez que pode alcançar mais de 100 metros em regiões de clima seco e menos de 10 metros em áreas úmidas.

Entende-se como aquíferos confinados as formações geológicas permeáveis, porém contornadas com camadas compostas por materiais relativamente impermeáveis. Os estratos que apresentam baixa permeabilidade separam os materiais que formam o aquífero de permeabilidade mais alta do contato direto com a pressão atmosférica e impedem o movimento ascendente e descendente da água. Já os aquíferos livres recebem o termo “não confinado” pois apresentam sua superfície freática livre possibilitando que haja movimentos da água através de materiais menos permeáveis. Por se apresentarem mais acessíveis, são usualmente os primeiros materiais saturados encontrados em um programa de perfuração (CLEARY, 2007).

Os aquíferos são recarregados usualmente a partir da precipitação na qual em contato com a superfície, esta água infiltra em áreas chamadas de afloramentos rochosos, ou seja, áreas onde há exposição natural ou artificial das formações geológicas onde o aquífero se encontra livre e possibilita que se realize as recargas do aquífero. Esta também pode acontecer pelo aporte de água vindo de outra unidade hidrogeológica, podendo ser de um aquífero sedimentar ou fraturado, quando existe contato com o aquífero em questão ou também de forma “não natural”, como por exemplo, a partir de uma infiltração de água no solo sucedido de um vazamento das tubulações do sistema de abastecimento e saneamento, ou pelos excessos na irrigação de diferentes culturas (IRITANI; IZAKI, 2012).

As áreas de descargas são caracterizadas pelos locais de saída da água do aquífero, na qual correntemente, estas voltam em forma de nascentes ou escoamento básico, alimentando a hidrografia de uma região.

O tempo de residência para a água subterrânea a partir de taxas de recarga anual e um volume grande de poros dos aquíferos, fazem com que os aquíferos se tornem uma reserva confiável a longo prazo, uma vez que se apresenta protegido das flutuações anuais de precipitação. Contudo, quando poluído, pode levar séculos ou mais, até que seja possível realizar a autodescontaminação através de mecanismos de fluxo natural e economicamente inviável por técnicas humanas (CLEARY, 2007).

2.3.2 Proteção e Gestão das Águas Subterrâneas no Brasil

A partir da década de 70 as águas subterrâneas do Brasil vêm sendo progressivamente exploradas devido a diversos fatores como: a evolução da hidrogeologia e das técnicas de perfuração de poços; redução dos custos de extração; menor suscetibilidade climática; aumento da demanda; degradação das águas superficiais e qualidade das águas subterrâneas. Esta exploração da água possibilita o abastecimento de cidades e núcleos urbanos, como também indústrias, sistemas de irrigação e turismo (REBOUÇAS, 2006). De acordo com Hirata et al. (2010), estima-se que atualmente o país contemple pelo menos 416 mil poços no país, com um aumento anual de 10,8 mil novas captações, o que possibilita atender uma faixa de 30 a 40% da população. Destaca-se neste cenário, o Estado de São Paulo que apresenta 70% dos núcleos urbanos abastecidos parte ou totalmente pelas águas subterrâneas, ressaltando os municípios de médio porte como Ribeirão Preto, Marília, Bauru e São José do Rio Preto. Contudo, os autores ressaltam que este valor é pouco considerável quando comparado às potencialidades de nossas reservas renováveis ($42 \text{ mil m}^3\text{s}^{-1}$). Sua disponibilidade considerada é de $11.430 \text{ m}^3/\text{s}$ (reserva explorável), número admiravelmente inferior à disponibilidade superficial de $91.300 \text{ m}^3/\text{s}$ (ANA, 2015, p.29), contudo, este recurso é fundamental para o abastecimento público principalmente em áreas de escassez hídrica.

As águas subterrâneas ainda são um elemento pouco reconhecido na gestão dos recursos hídricos. Todavia, elas se apresentam como importante componente do ciclo hidrológico e possuem papel ecológico fundamental principalmente para a

manutenção da flora/fauna, alimentação dos corpos d'água a partir do fluxo de base além de auxiliar na diluição de esgotos e evitar o assoreamento de rios devido ao acúmulo de sedimentos e lixos nas cidades dada à sua perda de capacidade de arrasto (HIRATA et al., 2010).

Esta falta do reconhecimento das águas subterrâneas nas políticas públicas e o direito é chamado na literatura de *hidroesquizofrenia*, na qual um importante recurso disponível para a sociedade não é considerado adequadamente pelos órgãos gestores, atores sociais e governos (LLAMA; MARTINEZ-SANTOS, 2005). No caso da gestão brasileira, Manzione (2015) destaca que a visibilidade de obras hidráulicas que geram reconhecimento político e o fato das regiões mais desenvolvidas do país economicamente apresentarem água superficial em abundância, fez com que se evoluísse uma cultura tecnológica que dá preferência a obras de captações nos rios mesmo em áreas consideradas secas, descartando as águas subterrâneas como um recurso fundamental, ficando estas limitadas ao abastecimento dos rebanhos ou como solução emergencial para abastecimento econômico e social de populações em situação crítica.

De acordo com Hirata et al. (2010), a Lei nº 9.433 do ano de 1997, que dispõe sobre a Política Nacional de Recursos Hídricos é considerada como um marco jurídico na gestão sustentável dos recursos hídricos, apresentando um novo posicionamento em relação aos aproveitamentos efetivos da água superficial e subterrânea a partir de uma concepção sustentável e uma administração descentralizada com participação da sociedade civil. Contudo, os pesquisadores destacam que ainda é presente o pensamento envolvendo a competição entre os recursos em uma bacia hidrográfica por partes dos gestores e usuários da fonte, embora na legislação seja explícito a visão de uma gestão integradora de ambos. O aproveitamento dessa dinâmica própria das duas manifestações da água é muito pouco realizada em nosso país mesmo em cenários onde há a aplicação dos dois mananciais em um município, ressaltando a inexistência de um planejamento integrado que se favoreça dos benefícios de cada recurso (HIRATA et al., 2010). Conforme Zoby e Matos (2002) afirmam, considerar separadamente os mananciais superficiais e subterrâneos significa obter uma percepção simplificada e limitada da efetiva solução das dificuldades que a sociedade exige resposta.

Em relação ao conhecimento e pesquisa em relação as águas subterrâneas, hidrogeólogos afirmam que continuamos carentes de dados detalhados,

quantitativos e qualitativos sobre disponibilidade, uso e distribuição geográfica dos recursos subterrâneos no Brasil bem como no mundo inteiro (CLEARY, 2007).

De acordo com Zoby e Matos (2002), o conhecimento sobre a disponibilidade hídrica subterrânea é insuficiente em escala nacional e os poucos estudos regionais que são encontrados são defasados. Destaca-se que o nível de informação acerca do recurso subterrâneo está intimamente ligado a locais de carência de águas superficiais em quantidade e qualidade e, desta forma, possuem grande demanda do recurso pela sociedade e atividades econômicas desenvolvidas. Sendo assim, destaca-se que a disponibilidade de estudos hidrogeológicos fica concentrada em sua maioria nos domínios metropolitanos (REBOUÇAS, 2006).

Em referência à demanda da água subterrânea, sabe-se de acordo com os dados da ANA (2010), que, no Brasil, 39% (2153 municípios) possuem dependência exclusivamente das águas subterrâneas, 14% (757 municípios) possuem dependência parcial das águas subterrâneas e 47% (2614 municípios) fazem o uso exclusivo das águas superficiais. E, no caso do Estado de São Paulo, 51% dos municípios (331), exploram água subterrânea para o consumo urbano e 20% (126) exploram como elemento das disponibilidades superficiais. Apesar deste volumoso número de municípios que dependem do abastecimento do recurso subterrâneo, Hirata et al. (2010) ressaltam que ainda há incertezas em relação ao número total de poços existentes no Brasil. Consoante a uma pesquisa realizada por Cardoso et al. (2008), utilizando dados de diversos órgãos gestores estaduais de recursos hídricos e da Agência Nacional de Águas (ANA), estimou-se que há cerca de 416 mil poços perfurados no Brasil a datar de 1958, em que destes, 63 mil já estariam fora de operação e afirmam que a média atual de poços perfurados no Brasil por ano é de aproximadamente 10.800 poços.

Outro problema inerente a águas subterrâneas é a ausência de conhecimento acerca da hidrodinâmica e da hidroquímica dos sistemas aquíferos. Segundo Hirata et al. (2010), esta realidade interfere diretamente no monitoramento das águas subterrâneas e salienta as diferenças encontradas quando comparadas aos mananciais superficiais. Sabe-se que as águas superficiais apresentam uma extensa rede de monitoramento fluviométrico tendo algo próximo a 5.800 estações ativas. Já as águas subterrâneas apresentam um limitado monitoramento, na qual apenas alguns estados do país (SP, MG, RN e DF) apresentam uma supervisão da qualidade e quantidade das águas subterrâneas através dos seus órgãos gestores

de recursos hídricos ou de meio ambiente. Sendo assim, os autores destacam que estas redes de monitoramento não atendem a um mínimo necessário para se obter um real conhecimento dos aquíferos, seu comportamento através do tempo e principalmente prever e observar as ameaças de contaminação que estes sofrem. Há uma necessidade de desenvolver estratégias que enfoque nas redes de monitoramento, principalmente onde são mais indispensáveis ou viabilizar a ampliação na densidade de poços e frequência de amostragens.

Conforme Llama e Martinez-Santos (2005) salientam, o uso intensivo das águas subterrâneas não é uma panaceia, e não necessariamente resolverá os problemas da água no mundo. Porém, se a anarquia prevalecente continuar, os problemas sérios poderão aparecer a médio ou longo prazo de duas a três gerações. Os autores destacam que alguns problemas já vêm sendo bem documentados, e geralmente estão relacionados à intrusão da água marinha, à degradação da qualidade das águas subterrâneas, à subsidência da terra ou a impactos ecológicos nos ecossistemas aquáticos.

2.4 Vulnerabilidade e perigo de contaminação das águas subterrâneas

De acordo com Foster (2007), no que se refere ao perigo de poluição em áreas de vulneráveis em aquíferos, cada atividade potencialmente poluidora deveria ser investigada individualmente. Contudo, o autor argumenta que isso não é realista, rentável e nem divulgado na maioria dos casos.

2.4.1 Cartografia de vulnerabilidade

O mapeamento da vulnerabilidade de águas subterrâneas é uma tentativa de representar processos considerados complexos de uma maneira mais simples, porém com embasamento científico. Contudo, a principal dificuldade para aqueles que tentam esta simplificação é a validação do estudo utilizando um único índice de vulnerabilidade integrado, uma vez que cada classe de contaminante se comporta de maneira diferente no solo, sendo influenciado por variáveis e graus em vários processos de atenuação natural. No entanto, se o termo vulnerabilidade for restrito apenas ao uso de atividades potencialmente poluentes na zona superficial do solo e aproveitar definições inteligentes para cada classe de vulnerabilidade, este problema

pode ser amplamente resolvido e o uso de um índice integrado justificado (FOSTER, 2007).

Apesar da simplificação da representação de vulnerabilidade de águas subterrâneas, estes mapeamentos se tornaram importantes ferramentas nos seguintes contextos práticos:

- a) Comunicar e trazer maior visibilidade sobre informações acerca do tema águas subterrâneas com a sociedade civil, apresentando preocupações sobre o nível potencial de perigo de contaminação;
- b) Fornecer estudos científicos para o planejamento do uso da terra local e procedimentos de controle de descarga de efluentes;
- c) Formalizar procedimentos de triagem de risco de poluição como parte de águas subterrâneas, principalmente em áreas onde as redes de monitoramento da qualidade são escassas (FOSTER, 2007).

Foster (2007) alega que dada a dificuldade em reproduzir fielmente a complexidade das situações de campo, de acordo com Foster estudos sobre mapeamento e avaliação de vulnerabilidade de águas subterrâneas estão sujeitos a algumas limitações, tais como a presença de aquíferos semiconfinados. Isto porque uma vez que se apresentam geologicamente descontínuos, faz-se necessário identificar o horizonte do aquífero de interesse na prestação de abastecimento de água potável e avaliar a capacidade de atenuação dos contaminantes nas camadas superficiais semiconfinado. Outro entrave na avaliação de risco de aquíferos é a situação ao longo de cursos de águas superficiais, na qual muitas vezes terá complexas relações atuantes para aquíferos e propriedades de atenuação de leito desconhecido. Por fim, o autor destaca que estudos de vulnerabilidade normalmente não levam em consideração a perturbação física em grande escala realizada por atividades antrópicas nas zonas superficiais do solo, como áreas de mineração ou desenvolvimento de infraestrutura urbana intensiva, na qual necessitam ser identificadas e acompanhadas desde início e mapeá-los corretamente.

Apesar das limitações, avaliações de vulnerabilidade de aquíferos fornecem uma apreciação mais clara das ações indispensáveis para proteção das águas subterrâneas e um componente essencial das melhores práticas de gestão ambiental. A partir da demarcação de áreas de riscos é possível estabelecer diretrizes e prioridades de ação por parte do Estado e da sociedade civil em relação

à proteção dos recursos hídricos subterrâneos. Desta forma, o mapeamento de vulnerabilidade passa a ser um instrumento básico para o planejamento do uso do solo, na medida em que oferece informações de áreas de menor ou maior susceptibilidade à poluição humana.

2.4.1.1 Índices de vulnerabilidade e mapeamento de riscos

Diversos trabalhos têm demonstrado a importância da utilização do mapeamento da vulnerabilidade e risco de contaminação de aquíferos como um instrumento técnico para o gerenciamento dos recursos hídricos subterrâneos e planejamento do uso do solo. Segundo Nobre (2006), cada vez mais há necessidade de uso de ferramentas matemáticas no planejamento e gestão do uso do solo para a manutenção de aquíferos, dado aos efeitos adversos na saúde humana, no meio ambiente e impacto econômico associado à contaminação das águas subterrâneas. Nesse sentido, avaliação da vulnerabilidade das águas subterrâneas à poluição tem sido alvo de intensa investigação e uma variedade de métodos foram desenvolvidos.

O método padrão mais abordado em trabalhos de vulnerabilidade de água subterrânea é o método DRASTIC. Este método leva em conta sete parâmetros tanto da geologia como a ambientes hidrológicos. Saidi et al. (2011), testaram a metodologia DRASTIC analisando a vulnerabilidade das águas subterrâneas na região Mahdia e Ksour Essaf na Tunísia, regiões consideradas áridas e semiáridas, onde escassas fontes de água na superfície tornam as subterrâneas a única fonte de água. Abbasi et al. (2013) implementaram a metodologia DRASTIC utilizando o *Analytic Element Method* (AEM) e a abordagem Pesos de Evidência (Woe) visando aferir o método DRASTIC como confiável a avaliação de vulnerabilidade. Similar a metodologia DRASTIC, Kumar et al. (2013) realizaram estudos da vulnerabilidade intrínseca e vulnerabilidade específica na cidade de Kancheepuram na Índia utilizando o método denominado SINTACS, escolhido pelo seu baixo custo e sua adequação para aplicação nas regiões mediterrânicas.

No Brasil, o método mais popular para avaliação da vulnerabilidade é o método GOD (FOSTER e HIRATA, 1988). Sua denominação vem dos componentes considerados na estimativa da vulnerabilidade em inglês: G – *Groundwater hydraulic confinement* (confinamento do aquífero); O- *Overlying strata* (natureza do material de

origem, grau de faturamento); D- *Depth of groundwater table* (profundidade do nível de água).

Buscando compreender qual metodologia melhor se adequa a avaliação da vulnerabilidade de águas subterrâneas brasileiras, Pinheiro e Garcês (2015) realizaram um trabalho que teve por objetivo realizar o mapeamento do Parque Estadual do Bacanga (PEB), no Maranhão, a partir da comparação entre os métodos tradicionalmente usados DRASTIC, GOD e SINTACS. Sendo assim, para o modelo DRASTIC foram utilizados os parâmetros abordados por Aller et al. (1987), para o método GOD, os autores Foster e Hirata (1988) e, para o método, SINTACS os autores Civita (1994). Neste estudo as metodologias GOD e DRASTIC mostraram-se satisfatórias em avaliações de vulnerabilidade. No entanto, o SINTACS apesar de mais rigoroso, com alta vulnerabilidade para área como um todo, de forma setorizada, não se apresentou como melhor método a ser acatado.

Por fim, Maia e Cruz (2011), indicaram um novo método para realizar a avaliação de vulnerabilidade de aquíferos. De acordo com os autores, o principal objetivo era apresentar uma metodologia em que a vulnerabilidade fosse determinada dando prioridade aos aspectos quantitativos em detrimento dos qualitativos, buscando reduzir a subjetividade e comprometimento dos resultados. Desta forma, foi feita a decomposição e análise dos principais métodos utilizados, e foram selecionadas apenas as variáveis que eram possíveis de serem medidas para utilizar na dedução da equação do novo método, na qual os autores o denominaram como metodologia MAIA (Método de Avaliação Intrínseca de Aquíferos):

Utilizando as variáveis selecionadas foi deduzida uma equação, a partir do papel que cada uma exerce sobre os fatores naturais de proteção e das relações matemáticas entre as variáveis e a vulnerabilidade, capaz de expressar de forma quantitativa um índice vulnerabilidade dos aquíferos (MAIA e CRUZ, 2011, p. 30).

A área de estudo selecionada por Maia e Cruz (2011) para realização do experimento contemplaram os municípios de Lençóis e Lajedinho na Bahia, que foram escolhidos estrategicamente por comportar quatros tipos de classes de aquíferos. Para validação do experimento, também foram realizados os cálculos para os Índices dos métodos DRASTIC e GOD, cujos resultados foram correlacionados entre si, e com o índice MAIA com a finalidade de avaliar o comportamento de cada um deles. Finalizado o experimento, os autores chegaram

ao resultado de que a matriz de correlação entre os índices supracitados aponta para valores baixos, menores que 0,3196, que denotam uma total falta de relação entre seus valores, na qual se estima que decorre em função da utilização de variáveis diferentes.

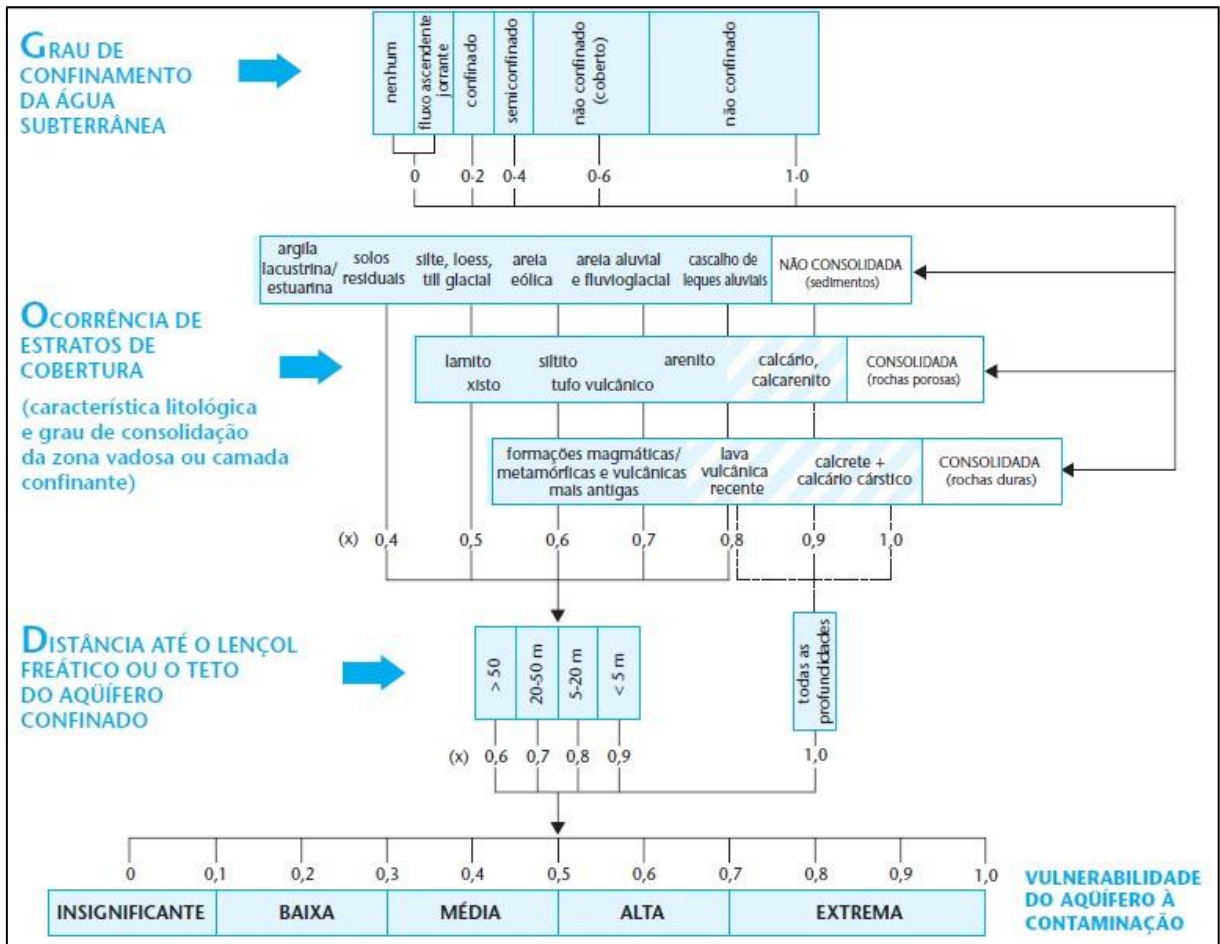
Conforme Hirata e Fernandes (2008) apud Manzione (2015) destacam que não há uma concordância geral sobre o conceito de vulnerabilidade. Algumas metodologias consideram a facilidade com que o contaminante atravessa o material entre a superfície do terreno e a zona saturada enquanto outros métodos analisam a mobilidade do contaminante na zona saturada. Dos métodos mais observados nas literaturas (GOD, DRASTIC E SINTACS), todos avaliam de forma geral a vulnerabilidade natural dos aquíferos, porém o que lhes difere são quantos e quais fatores são analisados. Drastic e Sintacs utilizam um maior número de fatores a serem ponderados para se chegar a vulnerabilidade final, contudo, nem sempre é disposto com facilidade os parâmetros exigidos nestes métodos. Por conta disso, muitas vezes o método GOD é o mais utilizado, uma vez que apresenta um número menor de fatores a serem analisados e de maior facilidade de ser alcançados.

2.4.1.2 Método GOD

Para o mapeamento e determinação das principais áreas de vulnerabilidade de aquífero do presente trabalho, foi desenvolvido o método GOD (Foster e Hirata, 1988). Este método considera, para fins da estimativa da vulnerabilidade o confinamento do aquífero (G), a natureza do material de origem (O) e a profundidade do nível de água (D).

Conforme se verifica na Figura 3, a metodologia proposta por Foster e Hirata (1988) apresenta três níveis de classificação.

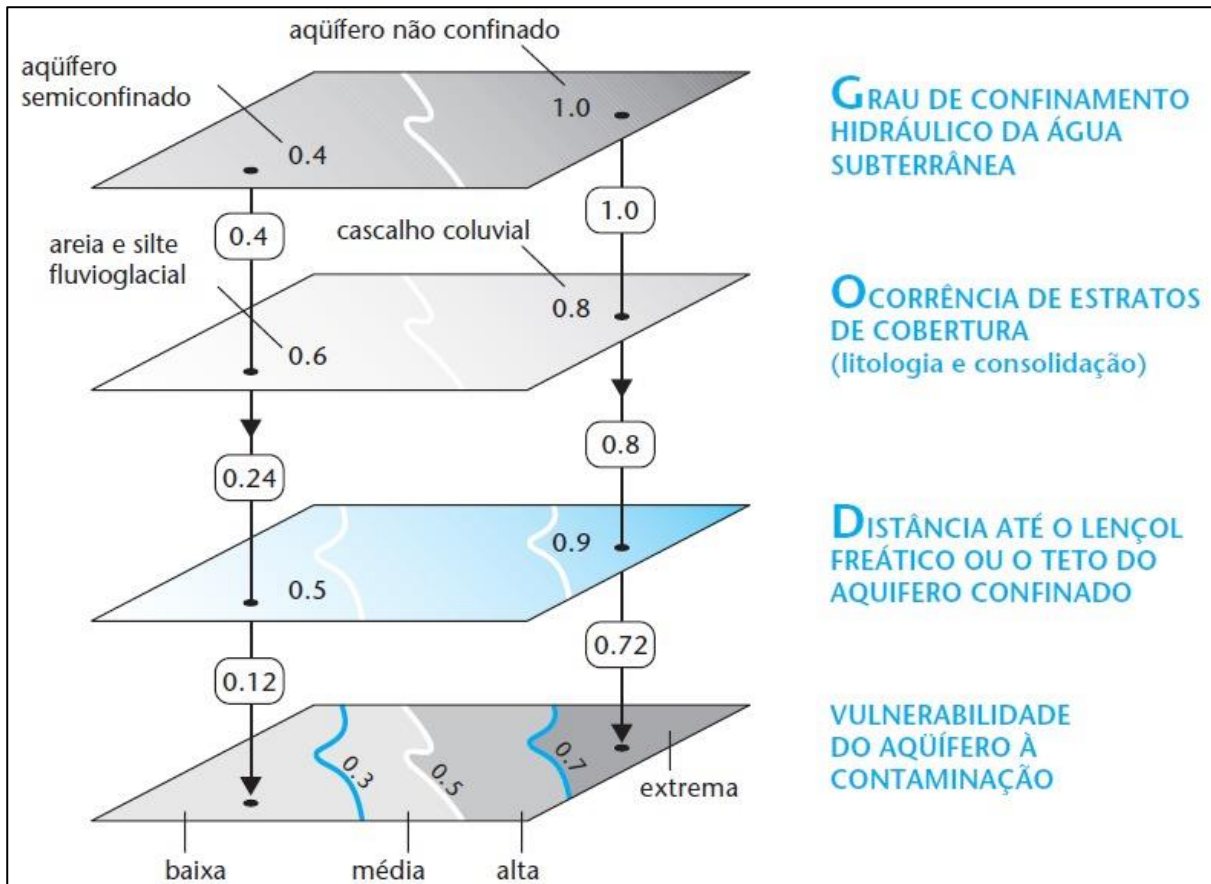
Figura 3 - Método GOD de avaliação da vulnerabilidade à contaminação dos aquíferos.



Fonte: Foster et al. (2006).

A primeira fase da avaliação compreende na identificação do tipo de ocorrência da água subterrânea, na qual o índice varia de 0-1. Em seguida, a segunda fase apresenta a especificação dos tipos litológicos acima da zona saturada do aquífero, discriminando informações sobre presença ou ausência de permeabilidade por fissuras e das características granulométricas e litológicas. Esta classe é apresentada num intervalo de 0,3 - 1,0. Por fim, a terceira fase da avaliação trata sobre a estimativa da profundidade do nível freático, apresentando índices expressos numa escala de 0,4 - 1,0. A partir da multiplicação destes três níveis de classes, obtém-se o índice de vulnerabilidade natural do aquífero, expresso numa escala de 0 – 1, conforme pode ser observado na Figura 4.

Figura 4 - Produção de mapa de vulnerabilidade usando o Sistema GOD



Fonte: Foster et al. (2006).

A partir do cruzamento destes três parâmetros, chega-se ao índice de vulnerabilidade natural de aquífero, na qual a gradação se agrupa em índices de Baixo, Médio e Alto, subdivididos em dois subníveis (alto e baixo), apresentando seis classes de vulnerabilidade de aquífero.

2.5 Análise de riscos de contaminação das águas subterrâneas

Conforme Manzione (2011) salienta, a terminologia sobre o risco pode ser trabalhada com diferentes conceitualizações. Contudo, frequentemente é observado nas literaturas o uso do conceito de risco ligado ao perigo de um determinado evento. Para o autor, o risco é considerado como “produto do perigo, da vulnerabilidade e dos elementos em risco” (Manzione, 2011). Define-se o perigo como a probabilidade de ocorrência de um acontecimento potencialmente prejudicial num certo período de tempo, dentro de uma determinada área. Para avaliar o potencial deste perigo, é necessário saber o número de eventos e seu tempo de

retorno. Com a finalidade de se estimar a vulnerabilidade, observa-se o grau de perdas de um determinado elemento ou conjunto de elementos em situação de risco. E os elementos em risco são definidos como pessoas, animais, atividades e processos de uma área, ou seja, elementos da população, meio ambiente (fauna, flora, solo, água e ar), atividades econômicas e serviços públicos que possam ser afetados direta ou indiretamente por um fenômeno adverso potencialmente perigoso em uma determinada área. Desta forma, o risco total é definido como uma área exposta que é expressa no número esperado de pessoas atingidas, bem como nos danos à propriedade ou interrupção de uma atividade econômica em função de um fenômeno natural.

Dentre os principais riscos ambientais que o agrohidronegócio traz para a região do Pontal do Paranapanema estão aqueles relacionados ao uso indiscriminado de agrotóxicos. O uso incorreto de agrotóxicos vem oferecendo cada vez mais ameaças de contaminação dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, afetando a qualidade da água consumida pela população, acarretando impactos diretamente na saúde humana, uma vez que ingerem volumes contaminados a partir de atividades como a irrigação de culturas.

Nas áreas de cultura, as fontes difusas foram representadas pelas cargas de agrotóxicos e fertilizantes, que receberam índices mais elevados quanto ao risco de poluição e periculosidade, tendo em vista que esses contaminantes são relativamente mais recalcitrantes no subsolo e apresentam maior toxicidade à saúde humana. (NOBRE; 2006, p.96)

Moraes e Spadotto (2011) afirmam que esse destino e o comportamento dos agrotóxicos em solo e águas subterrâneas têm provocado um considerável interesse sobre a qualidade das mesmas.

O consumo anual de agrotóxicos no Brasil tem sido superior a 600 mil toneladas de produtos comerciais. Em quantidade de ingrediente-ativo (i.a.), são consumidas anualmente no país cerca de 300 mil toneladas. Os agrotóxicos, que por um lado, cumprem o papel de proteger as culturas agrícolas das pragas, doenças e plantas daninhas, por outro, podem oferecer riscos à saúde humana e ao ambiente. Essa dicotomia está refletida na falta de consenso sobre a denominação desses produtos, sendo também chamados de fitossanitários, pesticidas, defensivos agrícolas, entre outros (SPADOTTO et al; 2010, p.6).

Moraes (2012) destaca que apesar desse contexto no cenário brasileiro, ainda há carência de modelos matemáticos voltados para as condições brasileiras,

que trabalhem na simulação do movimento de um defensivo agrícola desde a superfície do solo até o corpo d'água subterrâneo.

Desta forma, Spadotto (2002) desenvolveu uma metodologia baseada em um modelo matemático na qual estabelece a concentração do ingrediente ativo de um defensivo agrícola na água subterrânea nos parâmetros brasileiros. Assim, visando agilizar os processos relacionados à avaliação de risco ambiental de agrotóxicos em águas subterrâneas. Foi criado, posteriormente o *software* ARAquá. Este aplicativo computacional tem por objetivo obter dados e informações, os quais estimam sobre a contaminação de águas subterrâneas, por meio do processo de lixiviação, comparando as concentrações obtidas com padrões de qualidade de água. (MORAES, 2012). O ARAquá é o único aplicativo desenvolvido e amplamente usado especificamente para as condições brasileiras e vem sendo aprimorado pela EMBRAPA (MANZIONE, 2015).

O *software* ARAquá foi criado para dar apoio às estimativas de riscos ambientais de defensivos agrícolas, considerando as possíveis contaminações de recursos hídricos, quer sejam superficiais, quer subterrâneos, através da comparação de suas concentrações aferidas em cenários de usos agrícola com parâmetros de qualidade de água. Para isto, o aplicativo computacional utiliza informações referentes ao solo, clima e dados sobre os defensivos agrícolas para a realização de suas estimativas. O *software* é recomendado para etapas iniciais da avaliação de risco ambiental e considera a situação de pior cenário em seus cálculos (MORAES, 2012). Vale ressaltar também que, além de realizar o cálculo do quociente de risco de contaminação das águas subterrâneas, o *software* ARAquá também considera o risco relacionado a toxicidade aguda para plantas e animais aquáticos do cenário estudado.

2.6 Agrotóxicos

Pesticidas, agrotóxicos, defensivos agrícolas, praguicidas, remédios de planta, veneno. Estas são as inúmeras nomenclaturas encontradas a respeito do grupo de substâncias químicas utilizadas no controle de pragas e doenças de plantas (FUNDACENTRO, 1998). Segundo Peres et al. (2003), a discussão sobre a terminologia correta dos produtos deste grupo químico é tão extensa quanto a lista de efeitos prejudiciais que os mesmos podem ocasionar na saúde humana. De

acordo com os interesses de determinado grupo (ou grupos) abrangidos, o termo pode possuir conotações diversas e, muitas vezes, opostas ao sentido real. Desta forma, alguns conceitos correntes empregados são revestidos de uma certa impropriedade, uma vez que procuram disseminar a ideia de que seu uso é responsável pelo aumento da produtividade de culturas agrícolas. Em conformidade com Pessanha (1982), os agrotóxicos têm o papel de impedir a quebra de safras por ataque de pragas ou doenças, operando como um agente repressivo de elementos exógenos à planta, e não como um elemento responsável pelo desenvolvimento do metabolismo vegetal, sendo sua contribuição na produtividade apenas indireta. De acordo com Pimentel e Levitan (1986), estima-se que menos de 0,1% do agrotóxico aplicado nas culturas atinge realmente a praga alvo, e o resíduo remanescente entra no meio ambiente livremente, contaminando o solo, a água e o ar e afetando negativamente os organismos não alvo. A maior parte dos agrotóxicos aplicados em qualquer área por um motivo específico (cerca de 99%) permanecem inoperantes e misturam-se com ar, solo, água e plantas. Isto acaba acarretando por vários meios, efeitos nocivos sobre pessoas, animais e o meio ambiente. Não só os agricultores nas áreas rurais, mas também as pessoas nas áreas urbanas usam mais de metade do pesticida em suas casas e jardineiros, nas escolas, áreas de negócios e hospitais, etc. (AGRAWAL et al., 2010).

Os agrotóxicos remetem a uma categoria de produtos químicos usados no mundo todo como herbicidas, inseticidas, fungicidas, moluscicidas, nematicidas e reguladores de crescimento de plantas. Tais produtos visam controlar o desenvolvimento de plantas pragas como ervas daninhas e doenças nas culturas. Defende-se que estes produtos proporcionam uma melhor produção na cultura e a redução drástica de doenças transmitidas por vetores. Contudo, preocupa-se com as aplicações não regulamentadas e indiscriminadas que interferem na manutenção do meio ambiente em geral, como também, na saúde de seres humanos e animais em particular (AGRAWAL et al., 2010). Estes produtos são projetados com vistas a eliminar as pragas alvo em geral e, portanto, não são específicos de espécies, ou seja, a problemática existente é que muitos destas pragas, como os insetos, compartilham das mesmas características de outros animais, principalmente no que se refere à suscetibilidade a certas toxinas. Em outras palavras, um produto químico que é tóxico para um animal também pode ser tóxico para outras formas de vida animal.

Apesar de ser necessário um maior volume de agrotóxico para algum dano à saúde humana, já foi identificado um elevado número de casos de intoxicação exógena, e sua ingestão é responsável por graves riscos para saúde dos sistemas vivos, uma vez que possuem rápida solubilidade e bioacumulação em organismos não visados (AGRAWAL et al., 2010).

É certo que os agrotóxicos causam muitos problemas de saúde pública, mas a sua verdadeira extensão permanece desconhecida. Há várias razões para isso pois alguns resultados de saúde decorrentes de intoxicação por agrotóxicos não são facilmente reconhecidos, especialmente quando há um intervalo de tempo entre a exposição e os resultados (KISHI, 2005). A autora destaca que a grande maioria de mortes relacionadas à intoxicação aguda por agrotóxico ocorre nos países em desenvolvimento.

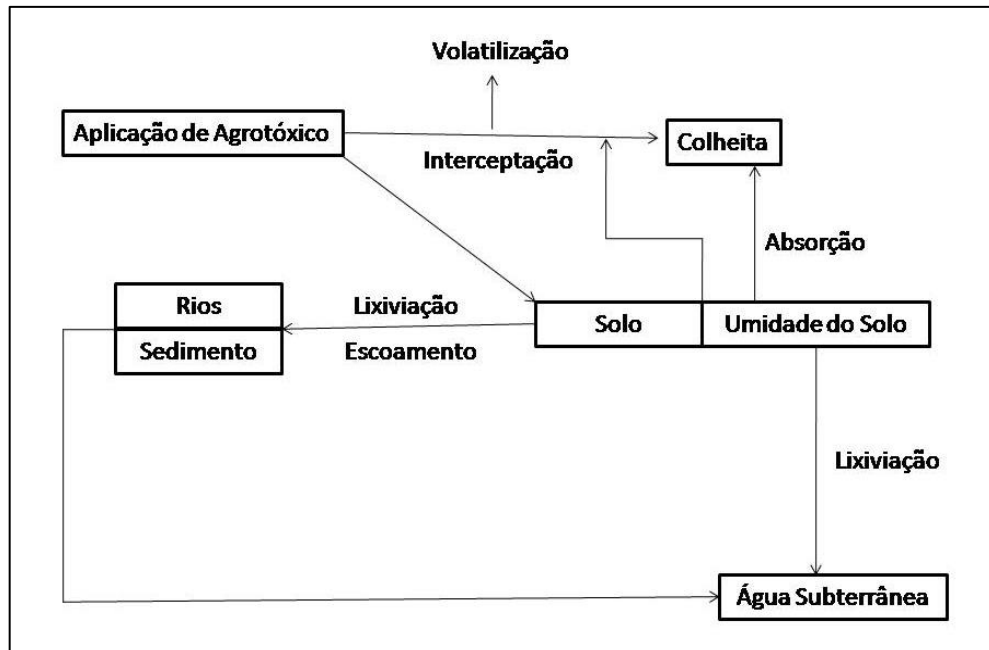
Dada a sua toxicidade inerente, os agrotóxicos apresentam efeitos deletérios à saúde humana que se modifica de acordo com o princípio ativo, a dose e a forma de exposição e características individuais da pessoa atingida. Na literatura específica são destacadas as seguintes implicações: alergias; distúrbios gastrointestinais, respiratórios, endócrinos, reprodutivos e neurológicos; neoplasias; mortes acidentais e suicídios. Destacam-se por fim, sobressaindo os trabalhadores rurais, crianças, gestantes, lactentes e idosos como os grupos mais suscetíveis ao perigo de contaminação (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2010).

Segundo dados da Organização Mundial da Saúde (OMS) estima-se que três milhões de casos de intoxicação por agrotóxico ocorrem a cada ano (incluindo dois milhões de suicídios, 700 mil envenenamentos ocupacional e 300 mil intoxicações acidentais), dos quais resultaram 220 mil mortes (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 1990). De acordo com Eddleston (2000), os suicídios destacam-se como a causa mais significativa de mortes.

Sabe-se que os recursos hídricos atuam como integradores dos processos bioquímicos de qualquer região. Desta forma, quando um agrotóxico é aplicado em determinada cultura agrícola, os recursos hídricos, sejam eles superficiais ou subterrâneos, são os principais destinos dos produtos contaminantes. Sendo assim, compreender a dinâmica sobre a entrada real de agrotóxicos no meio ambiente é decisivo para a avaliação adequada de riscos e o desenho racional de medidas de redução de risco. Segundo Younes e Galal-Gorchev (2000), a maior preocupação com a exposição humana aos agrotóxicos é sua presença na água.

Todo resíduo encontrado tanto na água superficial como na água subterrânea tem sua entrada através do solo. Segundo Rial-Otero et al. (2003), há duas rotas principais pelas quais os agrotóxicos penetram no solo: a partir de técnicas de irrigação no solo durante o tratamento da folhagem da cultura ou por liberação de granulados aplicados diretamente no solo (Lopez-Perez et al., 2006). (Figura 5)

Figura 5 - Caminhos de um agrotóxico aplicado a uma cultura.



Fonte: Arias-Estevez et al. (2008).

Após sua aplicação no solo, desenvolvem-se vários processos físicos, químicos, físico-químicos e biológicos que determinarão o comportamento do agrotóxico no perfil do solo. Sendo assim, seu destino é comandado por processos de retenção (adsorção, absorção), de transformação (decomposição, degradação) e de transporte (deriva, volatilização, lixiviação e escoamento superficial) (SPADOTTO, 2002).

Os agrotóxicos, após a aplicação, interagem com o solo formando um complexo dinâmico, e seu procedimento natural que conduz a velocidade e o transporte de agrotóxico para o meio ambiente pode ser agrupado em cinco categorias: lixiviação, volatilização, degradação, sorção e absorção pela cultura (Figura 5). A absorção apresenta-se como o elemento de menor interferência no processo. A perda de agrotóxico por volatilização pode advir por meio das partículas do solo, planta e umidade do solo. De acordo com Dores e De Lamonica-Freire

(1999) vários fatores podem afetar o destino de agrotóxicos quando relacionados aos constituintes do solo, tais como: estrutura molecular, textura do solo, acidez, temperatura, solubilidade e hidrofobicidade da matéria orgânica na qual influenciam diretamente na adsorção de uma substância. Segundo Spadotto et al. (2001), a combinação dos fatores mobilidade e persistência são determinantes para analisar se o composto será degradado durante seu tempo de permanência na zona não-saturada do solo.

Vale ressaltar que o estudo da contaminação das águas subterrâneas por produtos químicos demanda uma noção da relação entre as características do solo, clima, propriedades do aquífero e, também, as propriedades dos agrotóxicos.

2.6.1 Uso de agrotóxicos no Brasil

No Brasil, as políticas agrícolas de modernização nas áreas rurais datam da década de 1960 e foram incentivadas pelos governos brasileiros. Esta época = foi denominada como "revolução verde" a qual fundamentava-se na monocultura e na utilização de agrotóxicos, sendo ainda impulsionada pelas isenções fiscais cedidas as indústrias químicas formuladoras de agrotóxicos (ANVISA, 2016).

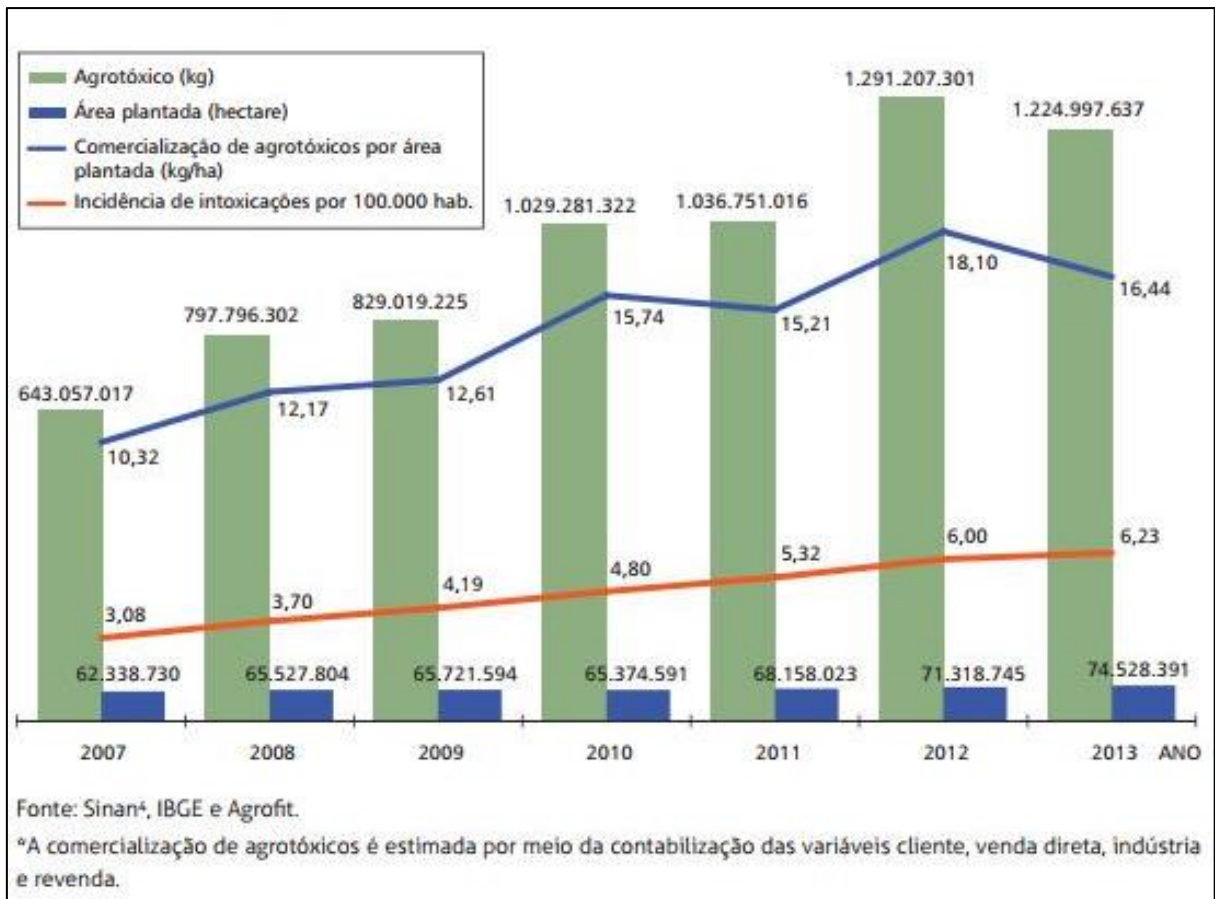
Em decorrência deste modelo de desenvolvimento agrícola, são presenciados atualmente impactos socioambientais de curto, médio e longo prazo, os quais são bancados pela população via gastos públicos como a recuperação de áreas contaminadas, o diagnóstico e tratamento de intoxicações agudas e crônicas, as aposentadorias por invalidez de trabalhadores rurais e, também, os casos de morte, não havendo socialização dessas despesas de culpabilidade direta das indústrias químicas (ANVISA, 2016). Por outro lado, estes prejuízos à saúde e perigos de acidentes dos abrangidos são creditados ao seu "uso incorreto" e não à toxicidade das formulações e imposição generalizada do modelo agroquímico de produção do país (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA QUÍMICA, 2014).

De acordo com o Relatório Nacional de Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Agrotóxicos (ANVISA, 2016), no que se refere à comercialização de agrotóxico por área plantada no país no período entre 2007 a 2013, um aumento de 1,59 vezes passando de 10,32 kg/ha para 16,44 kg/ha. Neste mesmo período houve um incremento de 643 milhões para 1,2 bilhão de quilos de agrotóxicos comercializados no país, e um aumento da área plantada de 62,33 milhões para

74,52 milhões de hectares, representando um acréscimo de 90,49% na comercialização de agrotóxicos e uma ampliação de 19,5% de área plantada.

Assim, apesar da área plantada no país ter aumentado ao longo dos anos, este aumento foi menos do que proporcional ao aumento da comercialização de agrotóxicos, como pode ser observado na Figura 4. Segundo os dados da ANVISA (2016), é possível observar que nem sempre o aumento na quantidade de agrotóxicos utilizados na produção reflete na ampliação da produtividade, corroborando um descompasso entre o uso de agrotóxicos e os benefícios em termos de produtividade.

Figura 6 - Comercialização de agrotóxicos por área plantada (kg/ha) e incidência de intoxicações por agrotóxicos no Brasil entre 2007 e 2013.



Fonte: ANVISA (2016).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da Área de Estudo

A área do Pontal do Paranapanema, objeto deste estudo deste trabalho localiza-se no extremo oeste do Estado de São Paulo, sendo parte integrante da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos 22 (UGRHI-22) e pertencente à área de atuação do Comitê das Bacias Hidrográficas do Pontal do Paranapanema (CBH-PP), o qual gerencia 26 municípios totalizando em uma área de abrangência de 11.838 km².

Figura 7 - Localização da área de estudo e os municípios pertencentes ao Pontal do Paranapanema (UGRHI-22).



Dos 26 municípios que contemplam a área de estudo apenas 13 se apresentam totalmente inseridos na região considerada como Pontal do Paranapanema. Os municípios que são representados na figura abaixo com feição

delimitada apresentam parte da área rural e urbana do seu município em outras UGRHI's.

Vale ressaltar que de acordo com CPTI (1999), cinco municípios representados na Figura 7 não pertencem à administração da CBH-PP, uma vez que estes municípios participam UGRHI-21, destacando os municípios de Álvares Machado, Indiana, Martinópolis, Piquerobi e Rancharia.

3.1.1 Clima

Referente às características climáticas da área de estudo, segundo a classificação de Köppen, existem dois tipos de clima na unidade: *Aw – Tropical Úmido*, caracterizado por estação chuvosa no verão e seca no inverno, com temperatura média anual entre 22 e 24°C, *Cwa – Mesotérmico de inverno seco*, caracterizado por temperaturas médias anuais inferiores a 22°C, com chuvas típicas de clima tropical de maior ocorrência no verão (CBH-PP, 2010).

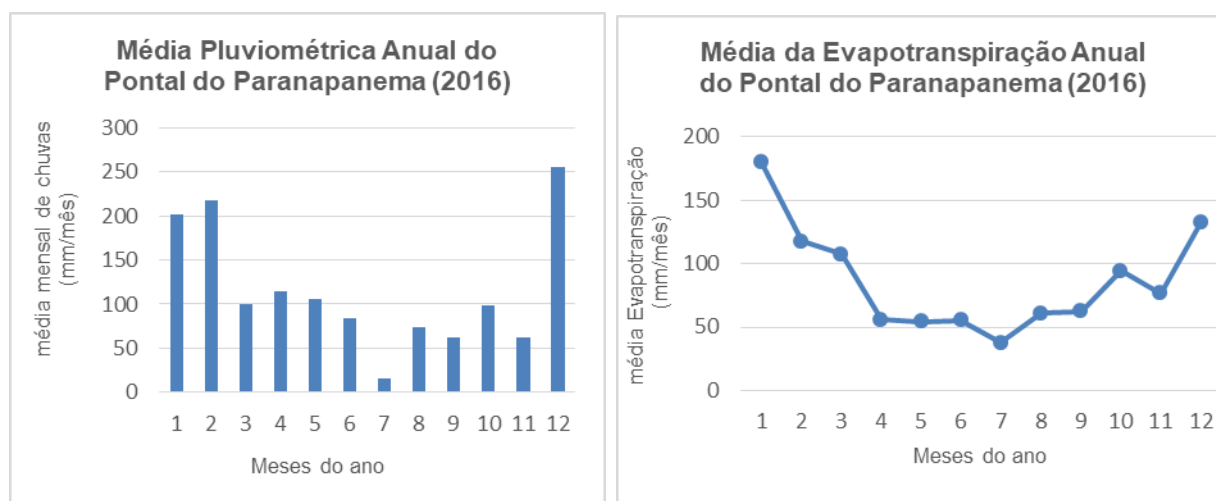
A precipitação do Pontal do Paranapanema foi considerada de acordo com as imagens do satélite *Tropical Rainfall Measuring Mission* (TRMM). Para isto, os dados foram retirados no portal *TRMM Online Visualization and Analysis System* (TOVAS), na plataforma *Geospatial Interactive Online and Analysis Infrastructure* (GIOVANNI), do site *Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center* (GES DISC) (ACKER; LEPTOUKH, 2007). Foram utilizados dados de precipitação do algoritmo TRMM_3B43 v7 (*Precipitation Rate, mm/monthly*), através de sítio eletrônico da NASA², com resolução espacial de 0,25°, acumulado mensal do período de janeiro de 2016 a dezembro de 2016. As informações foram ajustadas em ambiente SIG e processadas em formato TIFF.

Para a evapotranspiração foram utilizados os dados semanais das estações meteorológicas do Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas (CIIAGRO) dos municípios de Iepê, Teodoro Sampaio, Mirante do Paranapanema, Presidente Epitácio e Presidente Prudente. Obtendo os dados de evapotranspiração mensal, estas informações foram transferidas para o *software* ArcGIS 10.3 e a partir da interpolação dos dados através do método IDW (Ponderação do Inverso da Distância), foi possível estimar números de evapotranspiração para toda a região do Pontal do Paranapanema.

² <http://giovanni.sci.gsfc.nasa.gov/giovanni/>

Na Figura 8, são apresentadas as médias pluviométricas mensais e os dados distribuídos mensalmente da evapotranspiração do Pontal do Paranapanema. Os dados do satélite TRMM chegaram a uma média pluviométrica de 1.521,70 mm/ano e as informações acerca da evapotranspiração obtiveram uma média de 1.037,20 mm/ano (CIIAGRO, 2016).

Figura 8 - Dados médios Anuais da Precipitação e Evapotranspiração do Pontal do Paranapanema no ano de 2016.



Fonte: CIIAGRO (2016).

3.1.2 Hidrografia

A hidrografia na região limita-se ao norte, pelo Rio do Peixe. Ao sul, pelo Rio Paranapanema e, a oeste, pelo Rio Paraná (LEAL, 2000). Os principais rios do Pontal do Paranapanema são os rios Paranapanema, Paraná (rios federais), bem como, Santo Anastácio e Pirapozinho (rios estaduais).

As Unidades Hidrográficas Principais (UHPs) da UGRHI-22, definidas por CPTI (1999), foram reagrupadas em quatro Unidades de Planejamento de Recursos Hídricos (UPRHs) (Figura 9) e a Tabela 1 apresenta a área de cada unidade de planejamento da UGRHI 22.

Figura 9 - Definição das bacias de drenagem da região do Pontal do Paranapanema.

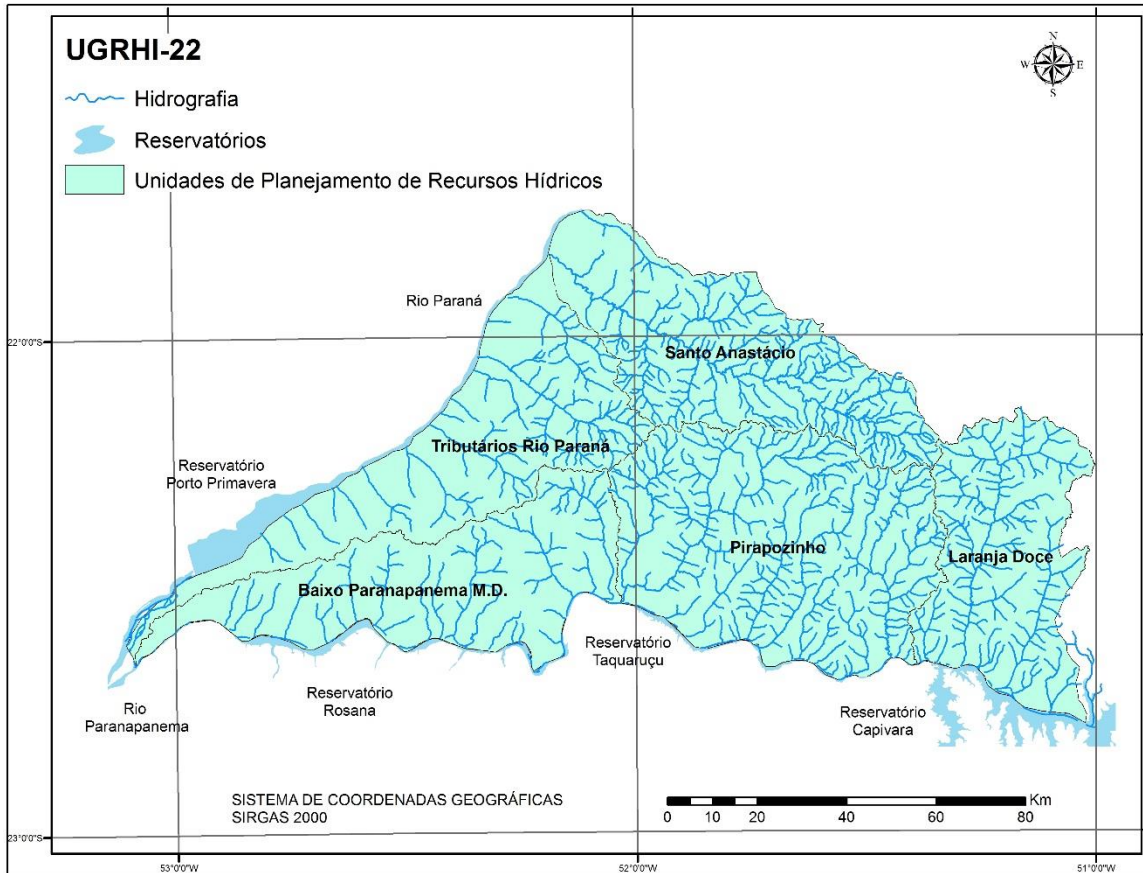


Tabela 1 - Áreas das Unidades de Planejamento do Pontal do Paranapanema

UPRH	Área (km ²)	Área (%)
Baixo Paranapanema MD	2231,39	18.38
Pirapozinho	3287,71	27.08
Laranja Doce	1870,61	15.41
Tributários do Rio Paraná	2400,98	19.77
Santo Anastácio	2351,03	19.36
Total UGRHI	12141,72	100

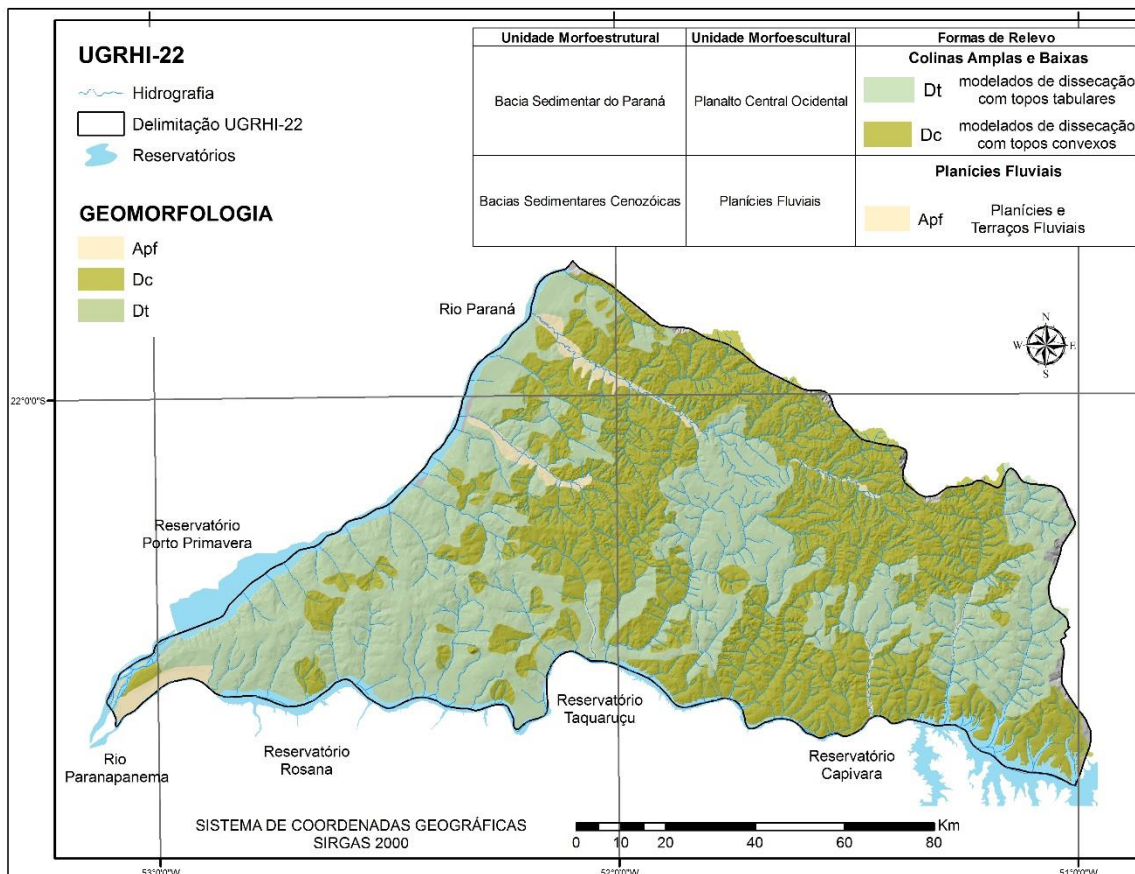
3.1.3 Geomorfologia

Quanto à geomorfologia da região, o relevo predominantemente é constituído de colinas amplas e médias, morrotes e espigões alongados, feições de morros amplos e planícies aluviais (CBH-PP, 2010).

O mapeamento geomorfológico realizado na região por Garcia et al. (2013) (Figura 10), apresenta a identificação de duas Morfoestruturas: a Bacia Sedimentar

do Paraná e as Bacias Sedimentares Cenozóicas. De acordo com Ross e Moroz (1997), a Bacia sedimentar concebe como uma complexa fossa tectônica e seu embasamento é composta especialmente por rochas cristalinas pré-cambrianas e subordinadamente por rochas eopaleozóicas afossilíferas. É constituída por sedimentos na maior parte continentais e alguns marinhos. Encravada na morfoestrutura Bacia Sedimentar do Paraná, insere-se a morfoestrutura das Bacias sedimentares Cenozóicas (GARCIA et al., 2013).

Figura 10 - Geomorfologia da região do Pontal do Paranapanema - Morfologias dominantes e Padrões de Dissecação do Relevo.



Fonte: IBGE (2010).

Dados: CGIAR-CSI. Shuttle Radar Topographic Mission NASA (SRTM)

ROSS (1994).

A região do Pontal do Paranapanema, relativamente às morfoesculturas é contemplada pelo Planalto Central Ocidental, que possui ocupação na maior parte da morfoestrutura da Bacia Sedimentar do Paraná, na qual prevalecem formas de relevo denudacionais, cujo modelado basicamente em colinas amplas e baixas com

topos convexos e topos aplanados (ROSS; MOROZ, 1997). De acordo com a classificação de Ross e Moroz (1997), também se encontram inseridas na região as Planícies Fluviais das quais competem as Bacias Sedimentares Cenozóicas, conforme é possível visualizar na Figura 8. Estas planícies apresentam características que são “áreas essencialmente planas, geradas pela agração de sedimentos recentes de origem fluvial e estão associadas geralmente aos depósitos do Quaternário, principalmente do Holoceno” (ROSS, 1996, p. 1512).

De acordo com o mapeamento de Garcia et al. (2013), inseridas no Planalto Central Ocidental são identificadas Unidades de Padrões de Formas Semelhantes apresentando diferentes modelados e índices de dissecação de relevo: *Dt* modelados de dissecação com topos tubulares e *Dc* modelados de dissecação com topos convexos. De acordo com os autores, o mapeamento geomorfológico realizado permitiu afirmar que no Pontal do Paranapanema, 47% da sua região (5.654,50 km²) correspondem à classificação *Dt* e 49,77% (5.908,09 km²) à classificação *Dc*. As Planícies Fluviais (*Apf*) por ocorrerem em regiões mais restritas participam de apenas 2,61% (309,72 km²) do total da região do Pontal do Paranapanema.

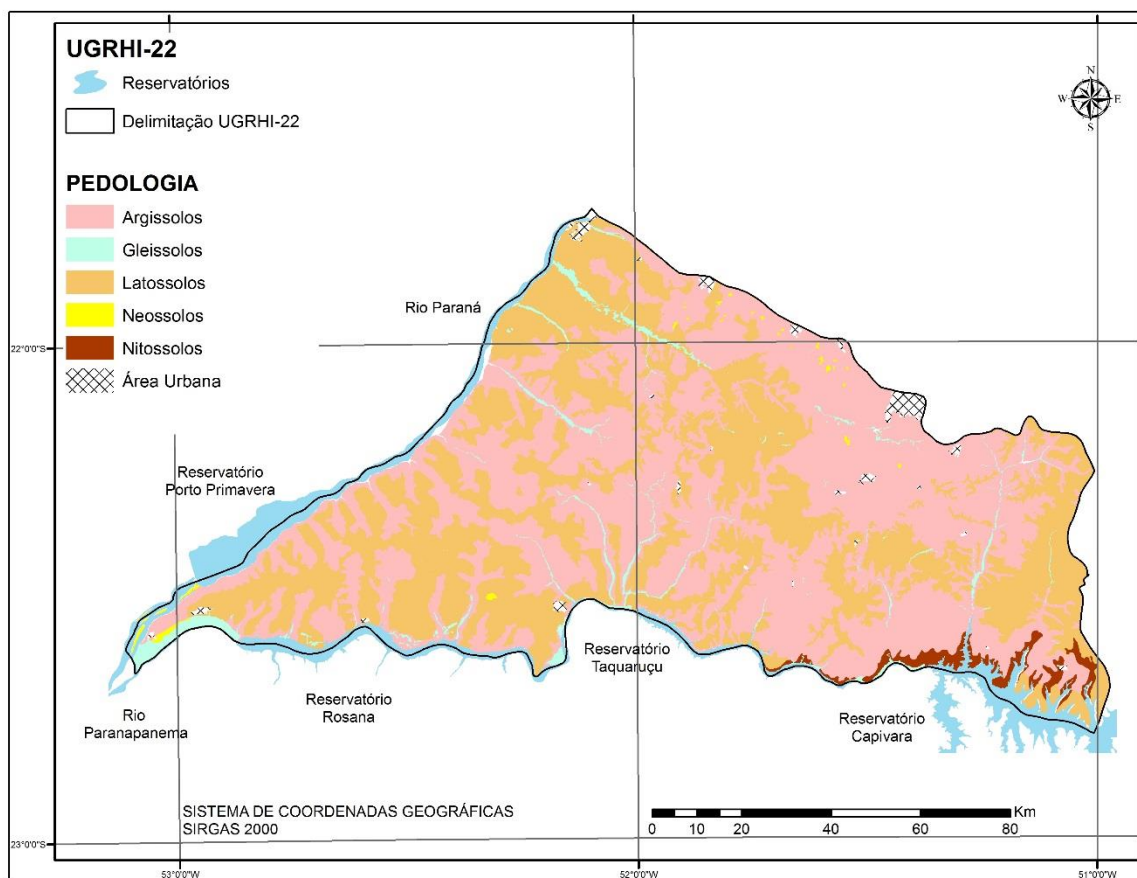
3.1.4 Pedologia

Para o plano de informação da pedologia do Pontal do Paranapanema foi utilizada a nova classificação do mapa de solos do estado de São Paulo elaborado por Rossi (2017)³.

Conforme classificado por Rossi (2017), são presentes as classes de solos do mais predominante ao menos expressivos, respectivamente: Argissolos, Latossolos, Gleissolos Háplicos, Nitossolos e Neossolos Quartzarênicos (Figura 11).

³ A obtenção deste material se deu a partir do arquivo *shapefile* PEDOLOGICO_SP_ROSSI_2017 disponível no sítio eletrônico (<http://iflorestal.sp.gov.br/2017/11/08/if-lanca-mapa-de-solos-do-estado-de-sp-em-simposio-de-restauracao-ecologica/>), lançado pelo Instituto Florestal no ano de 2017.

Figura 11 - Mapa Pedológico da região do Pontal do Paranapanema.



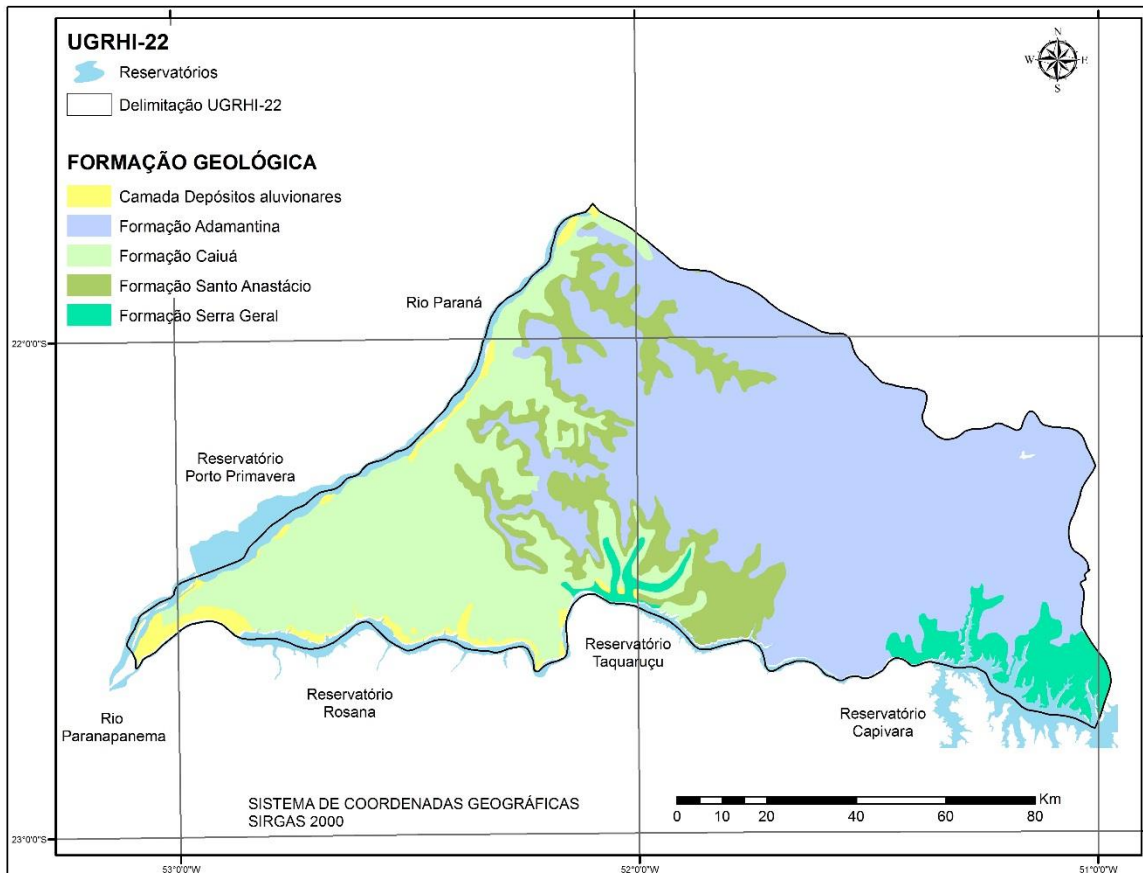
Fonte: ROSSI (2017).

3.1.5 Geologia e Hidrogeologia

Na escala de tempo geológico, o Grupo Bauru se localiza na Era Mesozoica do Período Cretáceo da Época Cretáceo Superior, compreendido entre 100 milhões e 550 mil e 66 milhões de anos atrás.

O contexto geológico regional do extremo Oeste do Estado de São Paulo, situa-se no Planalto Ocidental Paulista da Bacia Sedimentar do Paraná. Estabelece-se essencialmente pelas formações geológicas areníticas aflorantes do Grupo Bauru, na qual é composta por 62,2% da Formação Adamantina, 28,7% da Formação Caiuá, 2,7% da Formação Santo Anastácio (Figura 12). Em menor proporção, a área de estudo apresenta também rochas ígneas basálticas do Grupo São Bento correspondendo à 4,3% da Formação Serra Geral e 2,1% referentes às camadas de depósitos aluvionares inconsolidados que correspondem às coberturas cenozóicas (IPT, 1981).

Figura 12 - Unidades litoestratigráficas atribuídas ao Grupo Bauru.



Fonte: Serviço Geológico do Brasil – CPRM (2004).

A respeito das características hidrogeológicas, a Formação Adamantina é caracterizada como de extensão regional, granular, livre a semiconfinado, descontínuo, heterogêneo e anisotrópico. Dada a sua constituição litológica, em que os bancos de arenitos se intercalam com os de siltito ou arenitos lamíticos, esta formação proporciona baixos valores hidrodinâmicos, estando sua produtividade relacionada à espessura das camadas arenosas atravessadas (MENDONÇA; GUTIERRE, 2000). Sendo assim, a Formação Adamantina apresenta uma vazão média por poço de 8 a 30 m³/h; capacidade específica de 0,5 a 1 m³/h/m e sua transmissividade é de 30 a 50 m²/dia (IG; DAEE; CETESB, 1997).

A Formação Santo Anastácio apresenta caracterização hidrogeológica similar à Formação Adamantina, ou seja, é qualificada como de extensão regional, granular, livre a semiconfinado, descontínuo, heterogêneo e anisotrópico. Ainda que sua composição litológica beneficie o armazenamento e a transmissão dos recursos subterrâneos e ser, em sua maioria, constituída de característica arenosa, esta

formação apresenta dados precários em virtude de sua baixa espessura média (MENDONÇA; GUTIERRE, 2000). Suas principais características hidrodinâmicas são: vazão média por poço de 8 a 30 m³/h; capacidade específica de 1 a 2 m³/h/m e uma transmissividade de 50 a 100 m²/dia (IG; DAEE; CETESB, 1997).

Segundo os dados do IG, DAEE e CETESB (1997), a Formação Caiuá expõe uma caracterização hidrológica como de extensão limitada, granular, livre a semiconfinado, contínuo e isotrópico. De acordo com o trabalho de Mendonça e Gutierre (2000), o Caiuá se constitui como um dos melhores aquíferos do Estado de São Paulo posto que sua constituição litológica é predominantemente arenosa. Sobre suas características hidrodinâmicas, sua vazão média por poço é de 50 a 150 m³/h; capacidade específica de 2 a 5 m³/h/m e transmissividade de 100 a 200 m²/dia.

3.2 Elaboração do Mapa de Vulnerabilidade Natural de Aquífero do Pontal do Paranapanema

A metodologia desenvolvida permitiu a definição da cartografia da vulnerabilidade natural das águas subterrâneas, em escala 1:1.000.000 (escala de publicação) e determinar as áreas mais suscetíveis à poluição.

Para a criação deste mapeamento, foi utilizado como base de dados:

- a) *Parâmetro G*: estudos regionais desenvolvidos pelo DAEE e estudos locais de detalhe realizados pelo Instituto Geológico (IG, 1989, 1990, 1991, 1993 apud IG; DAEE; CETESB, 1997)
- b) *Parâmetro O*: Mapa Geológico do Estado de São Paulo (IPT, 1981) na escala 1:500.000
- c) *Parâmetro D*: Carta Hidrogeológica do Estado de São Paulo (DAEE; IG; IPT; CPRM; 2005)

Na Tabela 2, é apresentado os índices de vulnerabilidade das Formações Geológicas que compõem a área do Pontal do Paranapanema e os valores conferidos a cada um dos parâmetros do método.

Tabela 2 - Índices de vulnerabilidade de cada unidade geológica do aquífero Bauru na região do Pontal do Paranapanema e valoração dos fatores que os compõem.

Formação (Grupo Bauru)	Profundidade N.A. (m)	Aquífero e Litologia	Nível d'água	Índice de Vulnerabilidade	Classificação
Adamantina (A)	10	0,52	0,8	0,42	Médio-alto
	20		0,7	0,36	Médio-baixo
	50		0,6	0,31	Médio-baixo
	100		0,5	0,26	Baixo-alto
Santo Anastácio (SA)	10	0,63	0,8	0,50	Alto-baixo
	20		0,7	0,44	Médio-alto
	50		0,6	0,38	Médio-baixo
	100		0,5	0,32	Médio-baixo
Caiuá (Kc)	10	0,75	0,8	0,60	Alto-alto
	20		0,7	0,53	Alto-baixo
	50		0,6	0,45	Médio-alto
	100		0,5	0,38	Médio-baixo

Fonte: IG; CETESB; DAEE (1997).

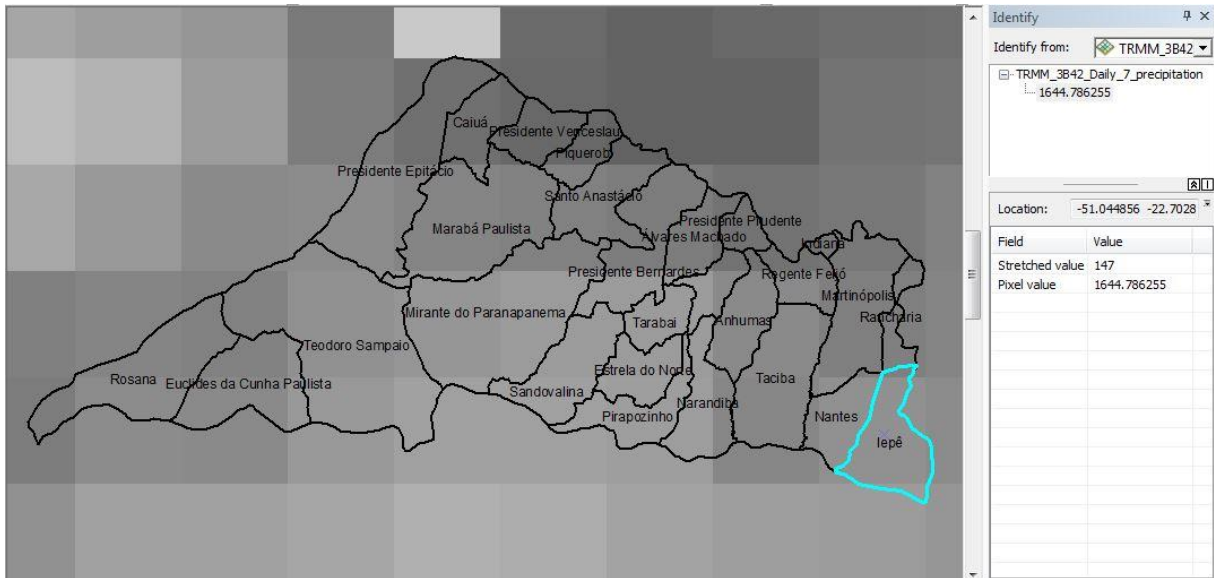
Qualificado como o aquífero de maior extensão de caráter livre no estado de São Paulo e composto por quatro formações litologicamente diferenciadas, o índice de vulnerabilidade do Sistema Aquífero Bauru apresenta variação do menor para o maior índice de classificação, destacando a Formação Caiuá na qual detém a vulnerabilidade mais alta no Pontal do Paranapanema. Em seguida, sobressai-se a Formação Santo Anastácio, na qual incide na porção oeste dos principais tributários do Rio Paraná, ou seja, se apresentam em regiões de baixa topografia, refletindo em níveis freáticos mais rasos, o que acarreta em áreas de maior vulnerabilidade. E por fim, a formação Adamantina apresenta os menores índices de vulnerabilidade por apresentar lentes de siltito e argilito, imprimindo um caráter menos permeável (IG; CETESB; DAEE, 1997).

3.3 Elaboração do Mapeamento das Áreas de Risco do Pontal do Paranapanema

Uma vez delimitadas as áreas de maior vulnerabilidade no Pontal do Paranapanema, foi possível cruzar estas informações com os dados da malha de área plantada com cana-de-açúcar e assim obter possíveis áreas de risco a população e ao meio ambiente pela atividade. Foram utilizados os arquivos *shapefile* (.shp) da malha de cana-de-açúcar nos anos de 2002, 2007 e 2013 e cruzados com as informações de vulnerabilidade de aquíferos. Essas informações foram obtidas a partir do banco de dados a partir do projeto CANASAT. Com a demarcação de áreas potencialmente contamináveis pelo uso de agrotóxicos na produção de cana-de-açúcar na região, o segundo passo do trabalho foi realizar uma avaliação de risco ambiental visando o monitoramento das águas subterrâneas do Pontal do Paranapanema seguindo a metodologia desenvolvida por Spadotto et al. (2010) a partir do *software* ARAquí para a avaliação de risco de contaminação dos recursos hídricos subterrâneos, incluindo também o emprego de técnicas de geoprocessamento em sistema de informações geográficas (SIG). Para a realização desta avaliação são solicitados, como parâmetros de entrada no *software*, informações sobre o local (características climáticas e corpo d'água subterrâneo), dados sobre os solos (propriedades físicas e químicas) e conhecimento sobre os defensivos agrícolas utilizados na região.

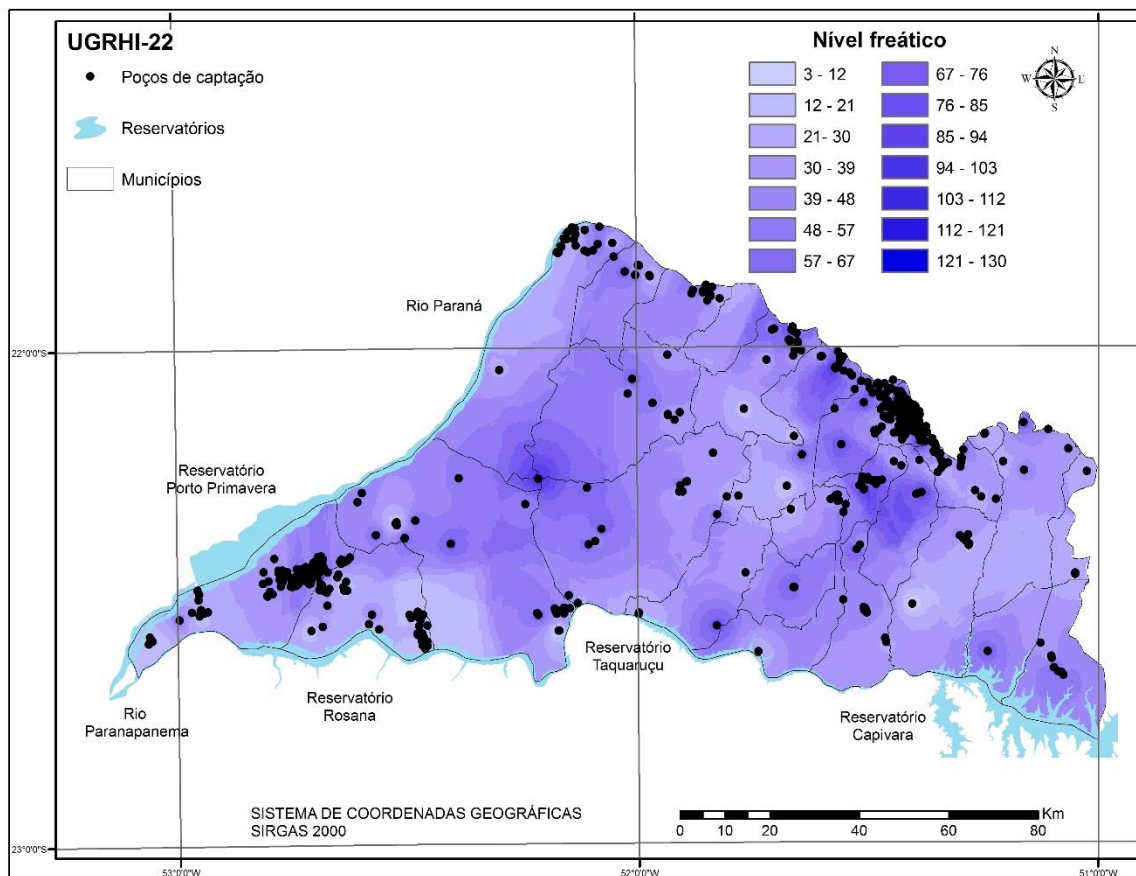
Referente às características climáticas, os dados de entrada solicitados são precipitação (mm/ano), evapotranspiração (mm/ano), irrigação (mm/ano) e a profundidade do lençol freático. Tanto para a evapotranspiração quanto para a precipitação, seus dados foram extraídos dos valores pontuais dos pixels das imagens *raster*, ou seja, para cada ponto inserido em uma área de risco foi atribuído um valor específico da variável estimada (Figura 13).

Figura 13 - Exemplo da extração de dados de precipitação em ambiente SIG.



As informações a respeito da irrigação não foram consideradas para este trabalho. Sobre a profundidade do lençol freático foram utilizados os valores do nível estático dos 702 poços de captação de água subterrânea fornecidos pelo DAEE para a região. Sendo assim, a interpolação destes dados foi realizada pelo método IDW (Ponderação pelo Inverso da Distância), possibilitando obter a profundidade do lençol freático em toda área (Figura 14).

Figura 14 - Valores dos níveis freáticos dos poços de captação do Pontal do Paranapanema



Para os parâmetros indicativos aos solos, as propriedades exigidas pelo *software* são: espessura da camada (cm), capacidade de campo (dm^3/dm^3), densidade do solo (g/cm^3), carbono orgânico (g/g) e porosidade na zona saturada (%). Os valores referentes a estas propriedades foram embasados segundo Gomes e Spadotto (2004), sendo que foram levados em conta os valores médios para cada parâmetro físico do solo.

Os parâmetros de entrada considerados para os defensivos agrícolas (Tabela 3) foram: dose da aplicação (g/ha), conforme os dados fornecidos pela AGROFIT (2014), coeficiente de sorção normalizado para carbono orgânico (K_{oc}), meia-vida no solo ($t^{1/2}$), e padrão de potabilidade ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), conforme os dados fornecidos por NPIC (1994), EPA (2004) e Queiroz et al. (2005). Referente aos dados de K_{oc} e meia-vida no solo do defensivo agrícola Glifosato, foram usados os valores encontrados na literatura (Moraes e Spadotto, 2011).

Tabela 3 - Propriedades dos defensivos agrícolas utilizados no estudo

Defensivo Agrícola	Dose (g.ha ⁻¹)	Koc (mL.g ⁻¹)	t ^{1/2} (dias)	Padrão de potabilidade (ug.L ⁻¹)
Atrazina	4000	100	60	2
Glifosato	2670	884	180	500
Hexazinona	600	29	90	200
Tebuthiuron	1200	80	360	500

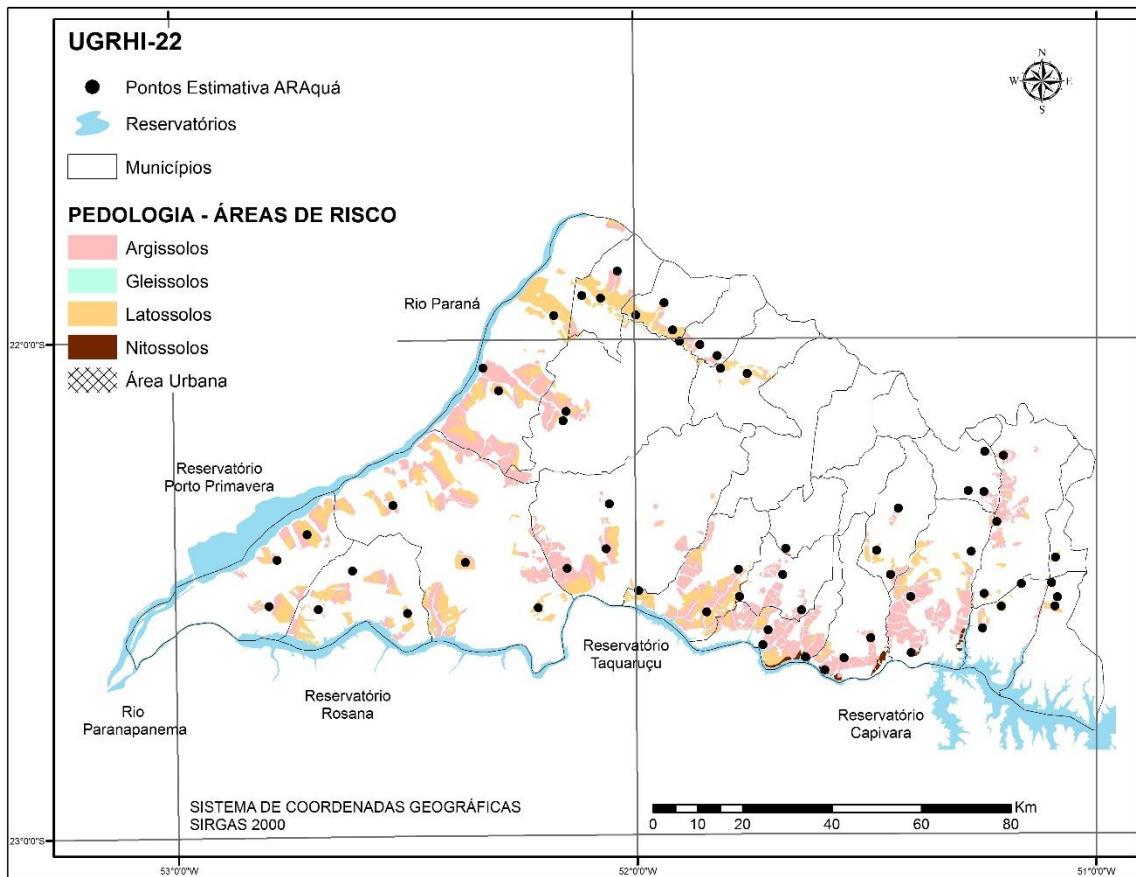
As avaliações das concentrações dos defensivos agrícolas em águas subterrâneas foram medidas através do módulo de lixiviação do programa computacional ARAquá (Spadotto et al., 2010), na qual também realiza comparações das concentrações estimadas com padrões de potabilidade. Na Tabela 4, são apresentados os parâmetros de toxicidade utilizados pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA (*Environmental Protection Agency- EPA*) e adotados pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis (IBAMA). Pela ausência de dados do defensivo agrícola Hexazinona, seus valores máximos de toxicidade C50 foram retirados do estudo de Piza (2008).

Tabela 4 - Valores máximos de potabilidade e Toxicidade C50 dos agrotóxicos utilizados em plantas e animais aquáticos

Defensivo Agrícola	Toxicidade C50 (ug.L ⁻¹)		Classificação quanto a periculosidade ambiental
	Plantas Aquáticas	Animais Aquáticos	
Atrazina	22	720	Classe III
Glifosato	850	650	Classe IV
Hexazinona	0,15	100	Classe III
Tebuthiuron	50	225	Classe II

Conforme pode ser visto na Figura 15, primeiramente os pontos de estimativas para o ARAquá foram escolhidos em áreas determinadas como de risco e em seguida para cada tipo de solo dos municípios. Tendo pontuado as áreas que serão realizadas as estimativas, também foram reunidas informações pontuais de evapotranspiração acumulada (mm/ano) e a profundidade do lençol freático.

Figura 15 - Mapa da área de risco e pontos de estimativas para a avaliação de risco no Pontal do Paranapanema (UGRHI-22)



Desta forma, possuindo a base de dados para cada ponto de estimativa, estas informações foram inseridas no *software* ARAquá para realizar as simulações. No total, foram selecionados 60 pontos em áreas de risco para realizar as simulações e obter estimativas de concentração de ingrediente ativo nas águas subterrâneas do Pontal do Paranapanema.

3.4 Estimativa das Concentrações dos Defensivos Agrícolas nas Águas Subterrâneas

Realizada a inserção dos dados referentes ao clima, solo e informações sobre os defensivos agrícolas nos formulários de cadastro do ARAquá, o próximo passo foi a realização das simulações de concentração de ingrediente ativo nas águas subterrâneas do Pontal do Paranapanema (Figura 16). Para tanto foram executadas

combinações entre os pontos das áreas de riscos cadastradas, o solo predominante em cada uma, o defensivo agrícola empregado.

Figura 16 - Módulo para cálculos de lixiviação e estimativas das concentrações de defensivos

O *software* ARAquá realiza cálculos sobre o fator de atenuação (AF), que simula a avaliação da fração do ingrediente ativo considerada lixiviada em determinada camada de solo. Neste software, o cálculo matemático da lixiviação do defensivo agrícola no perfil do solo tem como embasamento as equações demonstradas por Rao et al. (1985), sendo utilizada a forma generalizada para solos com vários horizontes (SPADOTTO, et al., 2010).

O conjunto de equações pode ser sintetizado a partir da equação 1:

$$AF = \exp \left[\frac{-0,693 \times L \times \left(\frac{1 + Ds \times CO \times Koc}{CC} \right) \times CC}{q \times DT50} \right] \quad (1)$$

Onde:

AF= Fator de atenuação (fração);

L= Profundidade considerada (cm);

Ds= Densidade do solo (g/cm^{-3});

CO= Teor de carbono orgânico do solo (v/v^{-1});

Koc= Coeficiente de adsorção ao carbono orgânico do solo do ingrediente ativo ($\text{cm}^{-3}/\text{g}^{-1}$);

CC= Capacidade de campo do solo (v/v^{-1});

Q= Taxa de recarga hídrica (mm);

DT₅₀= Tempo de meia-vida do ingrediente ativo (dias).

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Avaliação da Vulnerabilidade Natural de Aquíferos

A primeira etapa do trabalho consistiu no mapeamento e quantificação das classes de vulnerabilidade de aquíferos encontradas no Pontal do Paranapanema. Conforme já tratado, para elaboração deste mapeamento foi utilizada a base de dados do Instituto Geológico/CETESB/DAEE, a qual apresenta o mapeamento realizado por Foster e Hirata (1988), conforme a Figura 17.

Com uso do SIG realizou-se a contabilização de áreas referente à vulnerabilidade a poluição. Conforme mostrado na Figura 17 bem como a Tabela 5, as classes de vulnerabilidade de aquíferos com maior abrangência é a classe de média vulnerabilidade, apresentando mais de 57% da área total do Pontal do Paranapanema. (Classe de Médio-Alto vulnerabilidade apresentou 15,85% e a classe Médio-Baixo resultou em 41,25% da área total). Em seguida, a classe que apresenta maior expressão na região do Pontal do Paranapanema foi à de baixa vulnerabilidade participando de 20,17% da área de estudo. Por fim, a classe de vulnerabilidade de menor área no Pontal do Paranapanema foi a de alta vulnerabilidade apresentando 18,31% da área do Paranapanema. (Classe Alto/Alto vulnerabilidade apresentou 8,34% e Alto-Baixo vulnerabilidade mostrou 9,97% da área total). Vale lembrar que na região do Pontal do Paranapanema, não apresenta classe de Baixo-Baixo Vulnerabilidade e 4,41% da área não possui uma classificação definida de vulnerabilidade de aquífero.

Figura 17 - Mapa de Vulnerabilidade de Aquífero no Pontal do Paranapanema (UGRHI-22).

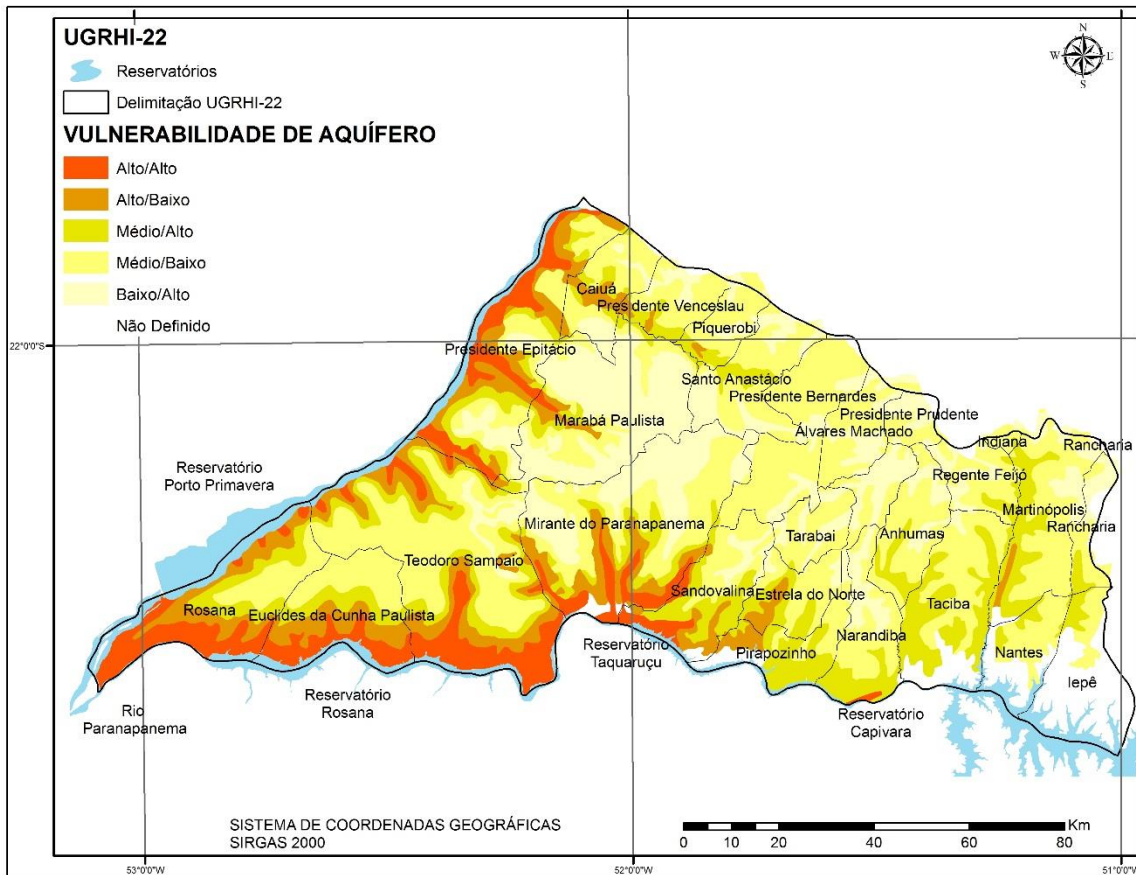


Tabela 5 - Área total por classes de vulnerabilidade do aquífero Bauru no Pontal do Paranapanema.

Classes de Vulnerabilidade	Área (Km ²)	%
Alto-alto	995,01	8,34
Alto-baixo	1189,22	9,97
Médio-alto	1890,49	15,85
Médio-baixo	4919,32	41,25
Baixo-alto	2404,65	20,17
Baixo-baixo	0,00	0,00
Não definido	526,08	4,41

A partir do cálculo das áreas onde estão sendo desenvolvidos plantios da cultura da cana-de-açúcar nos anos de 2002, 2007 e 2013, foi possível ter um parâmetro da evolução dessa atividade na região (Tabela 6).

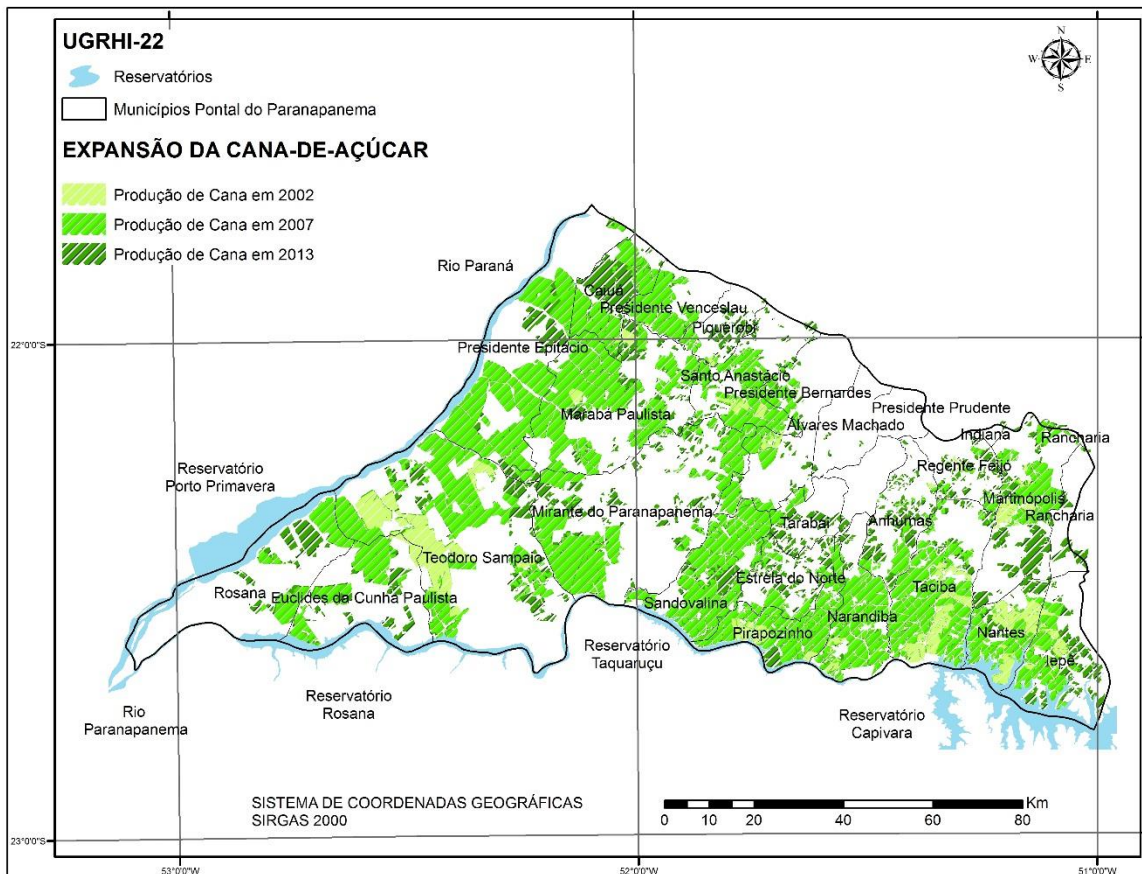
Conforme pode ser observado na Tabela 6 e visualmente na Figura 18, o plantio da cana-de-açúcar teve um acréscimo de mais de 3.000 km² em um período de apenas cinco anos entre 2002 e 2007, ou seja, houve uma ampliação de oito vezes da área de produção de cana-de-açúcar na região, impressionantes 851,53%.

Já de 2007 a 2013 teve um aumento superior a 1000 km² de cana-de-açúcar, com aumento de 126,26% no período. Entre 2002 e 2013 o aumento percentual foi de 1.075,20%.

Tabela 6 - Evolução da área com plantio de cana-de-açúcar na região do Pontal do Paranapanema (UGRHI-22) entre 2002 e 2013

Anos	Plantio de cana (Km ²)
2002	477,79
2007	4.069,72
2013	5.132,28

Figura 18 - Expansão da produção da cana-de-açúcar no Pontal do Paranapanema (UGRHI-22) no período entre 2002 e 2013.



Tendo contabilizado a área total de cana-de-açúcar produzida nestes anos, estas informações foram cruzadas com o mapeamento de vulnerabilidade de aquífero e determinadas as possíveis áreas de risco a poluição do Aquífero Bauru na região do Pontal do Paranapanema.

Como pode ser observado na Figura 19 e Tabela 7, há uma predominância da classe de vulnerabilidade moderada em todos os anos de análise do estudo, e

respectivamente um menor percentual de áreas de vulnerabilidade baixa e alta, mostrando que o Aquífero Bauru na região do Pontal do Paranapanema, é em boa parte, vulnerável a contaminantes ainda que situado entre as classes de vulnerabilidades média.

No ano de 2002, foi quantificado que dos 477,79 km² de produção da cultura na região totalizou-se que 353,71 km² de plantio de cana-de-açúcar se encontram em áreas de vulnerabilidade média, na qual, 19,19% situam-se em áreas de vulnerabilidade Médio/Alto e 54,85% em áreas de vulnerabilidade Médio/Baixo. Neste período, a reprodução destas áreas de expansão da produção se deu em poucos municípios, destacando o desenvolvimento da cultura no município de Teodoro Sampaio e as áreas de vulnerabilidades altas e potenciais de risco no município de Pirapozinho.

Para o ano de 2007, foram constatados os seguintes resultados: dos 4.069,72 km² da cultura de cana-de-açúcar, 2.409,54 km² de plantio de cana-de-açúcar encontram-se em áreas de vulnerabilidade média (59,2%), apresentando a classe de vulnerabilidade Médio/Alto 20,29% e a classe de vulnerabilidade Médio/Baixo 8,91% da área total. Referente as áreas de altas vulnerabilidades estas se apresentaram em maior expressividade nos municípios próximos as redes de drenagem como: Rosana, Teodoro Sampaio, Mirante do Paranapanema, Pirapozinho, Sandovalina e Presidente Epitácio, logo, em áreas mais suscetíveis a contaminação uma vez que o lençol freático se apresenta mais próximo da superfície do solo.

Por fim, foi realizada a análise quantitativa das classes de vulnerabilidade de aquíferos no ano de 2013. Houve um aumento da área total de produção na cana-de-açúcar na região, bem como um aumento em todas as classes de vulnerabilidade. Comparando com ademais períodos, a classe de vulnerabilidade média ainda se apresenta com áreas de maior produção, exibindo uma área de aproximadamente 3.076,86 km², ou seja, aproximadamente 60% da área total de produção de cana-de-açúcar, na qual se traduz em 1.000,02 km² em áreas de vulnerabilidade Médio/Alto vulnerabilidade (19,48%) e 2.076,84 km² de plantio de cana-de-açúcar em áreas classificadas como Médio/Baixo vulnerabilidade (40,46%). Comparado ao período anterior analisado, referente as áreas de alta vulnerabilidade não houve um aumento considerável das mesmas, destacando apenas o município de Teodoro Sampaio com ampliação em áreas de produção da cultura.

Figura 19 - Expansão da produção da cana-de-açúcar no Pontal do Paranapanema (UGRHI-22) no período entre 2002 e 2013.

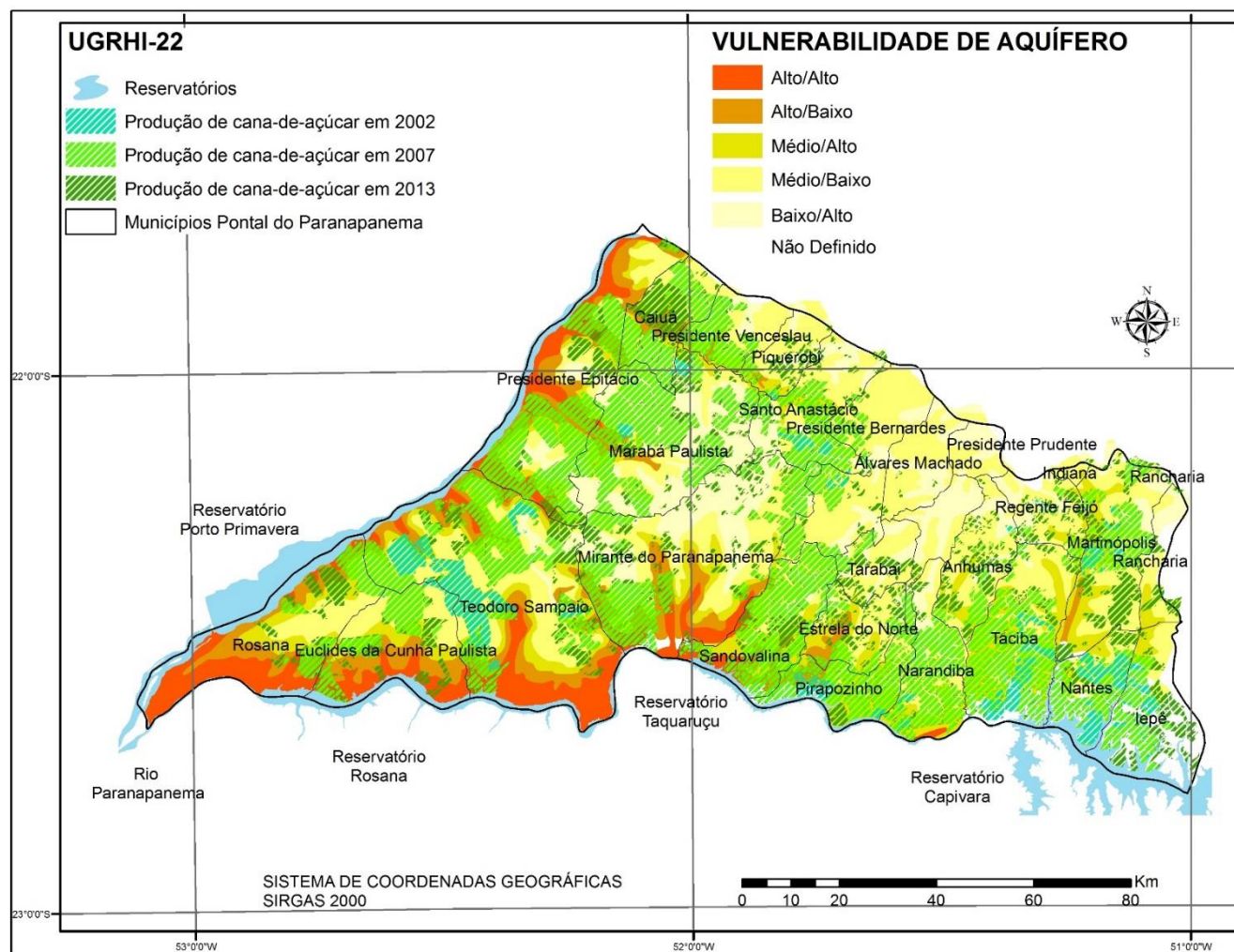


Tabela 7 - Área ocupada com cana-de-açúcar por classes de vulnerabilidade de aquífero Bauru entre os anos de 2002 e 2013 na região do Pontal do Paranapanema (UGRHI-22).

Classes de Vulnerabilidade	2002		2007		2013	
	Área (km ²)	%	Área (km ²)	%	Área (km ²)	%
Alto/Alto	0,68	0,14	228,92	5,62	257,17	5,01
Alto/Baixo	21,6	4,52	409,88	10,07	502,17	9,78
Médio/Alto	91,69	19,19	825,79	20,29	1.000,02	19,48
Médio/Baixo	262,02	54,85	1.583,74	38,91	2.076,84	40,46
Baixo/Alto	26,22	5,48	743,60	18,27	980,12	19,09
Baixo/Baixo	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Não definido	75,46	15,79	277,81	6,82	315,96	6,18
Total	477,79	100,00	4069,72	100,00	5.132,28	100,00

A partir dos resultados obtidos neste trabalho, nota-se que a área plantada com cana-de-açúcar tem se desenvolvido rapidamente na região do Pontal do Paranapanema. Apesar do aumento dos cultivos, as áreas de vulnerabilidade alta têm apresentado menores valores em relação à expansão do cultivo da cana-de-açúcar, mas já totalizam 759,34 km². Ou seja, a cana-de-açúcar já está presente como atividade econômica em 34,76% das áreas potenciais de contaminação do Sistema Aquífero Bauru na UGRHI-22. Assim como as áreas de vulnerabilidade média, uma vez que hoje representam 3.076,86 km² de plantio de cana-de-açúcar, representando 45,18% de áreas consideradas de média fragilidade das águas subterrâneas no Pontal do Paranapanema.

É importante o monitoramento dessas áreas para evitar conflitos pelo uso da terra e que este perigo de contaminação no futuro possa vir a prejudicar as atividades que ali estão sendo desenvolvidas, o meio ambiente e principalmente as pessoas que ali vivem e utilizam dos recursos hídricos.

4.2 Avaliação do Risco de Contaminação das Águas Subterrâneas por Agrotóxicos

Dos 22 municípios analisados do Pontal do Paranapanema que se encontram em áreas determinadas como de risco, não houve concentrações estimadas acima do valor para o padrão de potabilidade para Glifosato, Atrazina, Hexazinona e Tebuthiuron. Considerando os defensivos agrícolas analisados, observou-se que todos os valores obtidos das concentrações estimadas foram relativamente baixos, demonstrando conformidade com seus respectivos padrões de potabilidade.

Conforme pode ser analisado na Tabela 8, dentre todos os defensivos avaliados, notou-se que o Tebuthiuron e em menor proporção o Hexazinona apresentaram as maiores concentrações estimadas em águas subterrâneas, dando ênfase ao Tebuthiuron que apresentou as maiores concentrações estimadas no estudo.

Tabela 8 - Maiores concentrações estimadas em água subterrânea nas áreas de risco do Pontal do Paranapanema (UGRHI-22).

Município	Agrotóxico	Concentração de Ingredientes Ativo	Classe de Solo
Anhumas	Tebuthiuron	1,13E-33	Latossolo
Caiuá	Tebuthiuron	5,85E-51	Latossolo
Estrela do Norte	Tebuthiuron	1,59E-22	Latossolo
Euclides da Cunha	Tebuthiuron	3,10E-15	Latossolo
Iepê	Tebuthiuron	6,35E-25	Latossolo
Marabá Paulista	Tebuthiuron	1,95E-42	Latossolo
Martinópolis	Tebuthiuron	2,19E-22	Latossolo
Mirante do Paranapanema	Tebuthiuron	1,39E+01	Gleissolo
Nantes	Tebuthiuron	1,00E-24	Latossolo
Narandiba	Tebuthiuron	2,36E-17	Nitossolo
Piquerobi	Tebuthiuron	1,80E-37	Argissolo
Pirapozinho	Tebuthiuron	7,02E-13	Latossolo
Presidente Epitácio	Tebuthiuron	6,30E-05	Neossolo
Presidente Venceslau	Tebuthiuron	8,24E-70	Argissolo
Rancharia	Tebuthiuron	1,15E-21	Latossolo
Regente Feijó	Tebuthiuron	1,30E-36	Argissolo
Rosana	Tebuthiuron	1,75E-28	Latossolo
Sandovalina	Tebuthiuron	1,76E+01	Gleissolo
Santo Anastácio	Tebuthiuron	7,01E-40	Argissolo
Taciba	Tebuthiuron	1,05E-03	Nitossolo
Tarabai	Tebuthiuron	2,26E-41	Argissolo
Teodoro Sampaio	Tebuthiuron	4,11E-29	Latossolo

Referente as estimativas realizadas sobre o Tebuthiuron, segundo o trabalho de Moraes et al. (2012) utilizando o mesmo sistema computacional ARAquí e considerando lâminas de irrigação anuais (0 mm, 200,00 mm, 400,00 mm), obteve resultado semelhante de ausência de risco de contaminação da água subterrânea na Bacia do Rio Pardo (SP). Ruy e Reis (2012) também escolheram o *software* ARAquí para realizar simulações de processos de lixiviação de agrotóxicos utilizados na produção de cana-de-açúcar em três propriedades situadas no município de Bandeirantes (PR) no ano de 2010. De acordo com as autoras, de

todos os agrotóxicos utilizados no período analisado, somente quatro obtiveram potencial de contaminação de águas subterrâneas, destacando os herbicidas hexazinona e tebuthiuron. Contudo, concluíram que a quantidade dos produtos que atingem as águas subterrâneas é insuficiente para causar toxicidade. Em conformidade com a pesquisa de Gomes et al. (2001), estes realizaram a comparação dos cálculos realizados a partir do Índice GUS com coletas de amostras de água de dois poços semiartesianos de 53 metros de profundidade localizado na microbacia do Córrego Espreado (SP) e o resultado encontrado admite todos os dados gerados pelos estudos acima citados. De acordo com os autores, referente ao Índice GUS o herbicida Tebuthiuron pode ser considerado de elevado potencial de lixiviação, o que foi comprovado nas análises coletadas dos poços em que o Tebuthiuron está presente em todas as amostras analisadas, embora em concentrações abaixo do nível crítico para o padrão de potabilidade. Isto se deve pelo fato de que, o alto potencial de lixiviação deste defensivo como também as propriedades químicas do Tebuthiuron, que apresentam um baixo coeficiente de sorção normalizado para a fração de carbono orgânico (Koc), derivando em uma baixa adsorção das moléculas desse agrotóxico nas partículas de matéria orgânica do solo (MORAES et al., 2012). Consequentemente, há uma mobilidade mais rápida do Tebuthiuron através do perfil do solo, acarretando em um menor tempo de percurso do defensivo até o topo do lençol freático. Moraes et al. (2012) também destaca que, o fato do Tebuthiuron possuir uma taxa de degradação relativamente baixa, influenciará profundamente nos valores mais significativos de concentração estimada na água subterrânea. De acordo com o ranqueamento de potencial de lixiviação de herbicidas realizado por Guerra et al. (2016) demonstrou que os agrotóxicos Tebuthiuron e Hexazinona apresentam maior potencial de contaminação do lençol freático, o que, justifica-se pelos trabalhos de Cohen et al. (1984), de que, herbicidas que apresentam Koc menores que 300,00 mL/g e valores de meia-vida superiores a 21 dias são considerados mais lixiviáveis.

A respeito do herbicida Hexazinona, foram encontrando poucos valores consideráveis de concentração de ingrediente ativos na água subterrânea, estando todos dentro do estipulado pelos padrões de potabilidade. Moraes et al. (2013) também realizou avaliações com hexazinona e aplicações de diferentes valores de lâminas de irrigação na Bacia do Rio Pardo (SP). Os autores constataram que não houve concentrações estimadas acima do valor para o padrão de potabilidade e

apenas nas simulações realizadas com a lâmina de irrigação de 400,00 mm proporcionou valores de concentração mais expressivos.

As simulações realizadas com o herbicida atrazina apresentaram valores poucos consideráveis e próximos a zero. Contudo, conforme a pesquisa de Canuto et al. (2010), os resultados dos cálculos do Índice GUS referente ao potencial de lixiviação da atrazina, apresentar risco de provável lixiviação no município de Tianguá-CE. Porém, Lourencetti (2005) destaca que um único método que leva em consideração apenas as propriedades físico-químicas dos agrotóxicos, pode não apresentar dados suficientes para estimar o potencial de lixiviação de determinado defensivo agrícola em água subterrânea.

Referente aos herbicidas glifosato todas as simulações realizadas no ARAquá encontraram-se dentro dos padrões de potabilidade, apresentando concentrações de ingrediente ativo muito próximas ou iguais a zero. Moraes e Spadotto (2011) também apresentaram situação semelhante quando realizaram simulações do herbicida em condições ambientais mais críticas. Segundo os autores, o resultado apresentou que mesmo em situações mais severas de potencial de contaminação, o glifosato apresentou baixas concentrações estimadas na água subterrânea, apresentando níveis aceitáveis. Entende-se que isto ocorre, pelo fato do herbicida apresentar um elevado coeficiente de sorção para carbono orgânico (Koc) e uma taxa de degradação no solo elevada, restringindo sua mobilidade. Andrade et al. (2011) também realizaram um estudo de potencial de lixiviação em áreas de agricultura na região do Alto Paranaíba (MG). As avaliações foram realizadas para a classe de solo Latossolo Vermelho Distroférico em um perfil de 80 cm. Os estudiosos também chegaram ao resultado que o Glifosato apresenta mobilidade potencial muito baixa em latossolos, não evidenciando risco de contaminação de águas subterrâneas.

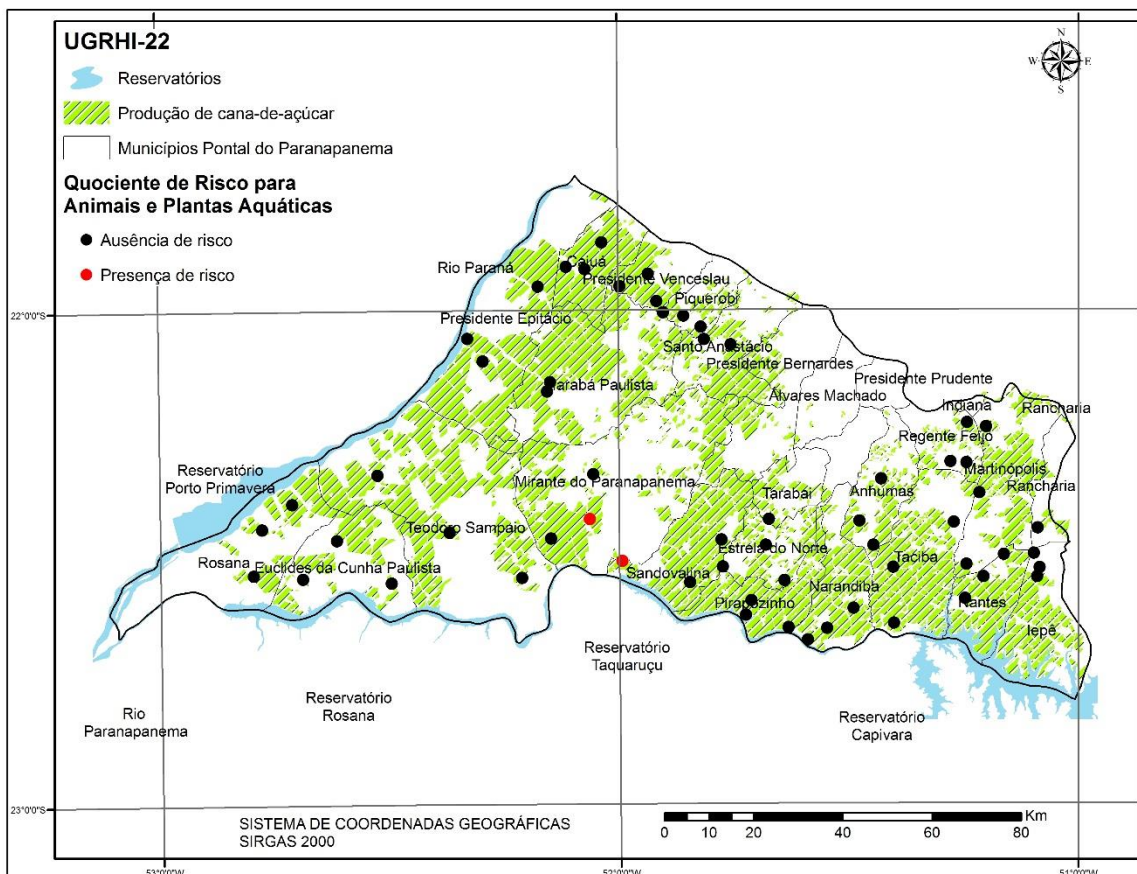
Outro fator a ser considerado em avaliações de risco ambiental em águas subterrâneas é referente ao tipo de solo utilizado nas simulações. Sabe-se que o Latossolo é um dos solos mais predominantes nas áreas de risco do Pontal do Paranapanema, porém ele também se destaca com as maiores concentrações estimadas devido ao baixo teor de matéria orgânica, com estrutura granular estável, bem drenados, o que favorece facilmente a movimentação vertical de solutos (GOMES; SPADOTTO, 2004). Nota-se também, que as maiores concentrações de defensivo agrícola encontradas na água subterrânea do Pontal são caracterizadas

como Gleissolo, na qual acredita-se que ocorre devido a presença do lençol freático próximo a superfície, durante um determinado período do ano.

Vale ressaltar que, nas simulações realizadas não foram consideradas a aplicação de técnicas de irrigação. Sendo assim, futuramente esta informação será inserida no banco de dados uma vez que a utilização desta promove uma alta taxa de recarga hídrica no solo, ocorrendo uma maior percolação da água e por fim uma maior lixiviação dos agrotóxicos no perfil do solo até o topo do lençol freático.

Apesar de todas as simulações resultarem dentro dos padrões de potabilidade, os municípios de Sandovalina e Mirante do Paranapanema apresentaram inconformidades referentes ao risco de contaminação de animais e plantas aquáticas. Conforme pode ser observado na Figura 20, os pontos em vermelhos apresentaram presença de risco referente a concentração de ingrediente ativo quando estimados para os animais e plantas aquáticas no Pontal do Paranapanema.

Figura 20 - Pontos com presença de risco para animais e plantas aquáticas no Pontal do Paranapanema



No município de Sandovalina, nas simulações realizadas com o defensivo Hexazinona apresentou o quociente de risco de $1,67E+01$, estabelecendo como risco agudo para plantas aquáticas, e quando simulado com o defensivo Tebuthiuron apresentou quociente de risco de $7,83E-02$, estabelecendo como risco agudo para espécies de animais em risco de extinção. Da mesma forma, no município de Mirante do Paranapanema, apresentou quociente de $1,14E+01$ quando simulado com o defensivo Hexazinona, revelando risco agudo elevado para plantas aquáticas e quociente de risco $6,19E-02$ quando estimado com o defensivo Tebuthiuron, apresentando também risco agudo para espécies de animais em risco de extinção. Destaca-se que todos os trabalhos consultados acerca das simulações realizadas no *software* ARAquá, nenhum apresentou informações sobre inconformidades indicativas ao risco de contaminação de plantas e animais aquáticos (ANDRADE et al., 2011; MORAES; SPADOTTO, 2011; MORAES et al., 2012; MORAES et al., 2013; RUY; REYS, 2012).

Ainda se evidencia neste trabalho que os municípios de Sandovalina e Mirante do Paranapanema destacam-se mais de uma vez nas pesquisas de outras áreas do projeto temático do Pontal do Paranapanema. Conforme pode ser visto pelo trabalho de Moroz-Caccia Gouveia et al. (2017), quando realizada a análise da fragilidade ambiental do Pontal do Paranapanema, o município de Mirante do Paranapanema apresenta-se predominantemente por área de forte fragilidade a processos erosivos e Sandovalina apresenta média fragilidade a processos erosivos relacionados ao uso e cobertura da terra.

No trabalho de Araújo et al. (2017), também é realizada a análise da apropriação da rede hidrográfica da região do Pontal do Paranapanema pelo agrohidronegócio canavieiro. Neste trabalho, os autores caracterizam o município de Sandovalina como prioritário, uma vez que dos 455 km^2 da área total do município, 329 km^2 apresentam-se como áreas destinadas à produção canavieira, ou seja, mais de 70% de sua bacia hidrográfica é apropriada pela produção e 88% da rede de drenagem está envolvida nas plantações de cana-de-açúcar. Rocha et al. (2016) salienta que este cenário empreende uma responsabilidade total as agroindústrias sobre a qualidade e quantidade de água existente nestas áreas uma vez que o sistema está inteiramente inserido neste processo produtivo e destaca a necessidade de um monitoramento mais eficiente da saúde ambiental destas bacias.

Sandovalina e Mirante do Paranapanema também foi foco de estudo no trabalho realizado por Rabello (2014), na qual os autores destacam que nesta porção do território paulista encontram-se 37 assentamentos resultando em 33% do total do Pontal do Paranapanema e 1.744 famílias assentadas. Segundo os assentados de Mirante do Paranapanema, é possível observar os canaviais pela janela de suas casas dada a proximidade da lavoura ao lote das famílias. Outra queixa realizada é recorrente a pulverização aérea de agrotóxicos próximas as suas propriedades, dificultando o desenvolvimento de suas produções agrícolas e também problemas para respirar destacando que o “*ar fica pesado e fedido*”. Outro caso alarmante é sobrelevado sobre a existência de um campo de pouso de aviões pulverizadores de agrotóxicos localizado a cerca de 245 metros de distância do assentamento Guarani no município de Sandovalina. Além das questões relacionadas a saúde destas famílias, os camponeses acusam que nos períodos de aplicação do veneno há grande prejuízo nas atividades agrícolas de suas propriedades como perda na produção de maracujá, mamão, feijão e hortaliças.

Como pode ser observado, os municípios acima destacados merecem uma atenção prioritária no monitoramento seja nas áreas correlatas ao meio ambiente como também principalmente as áreas relacionadas a saúde da população rural residente que estão expostos a riscos eminentes de vida, sendo necessário um acompanhamento responsável da saúde destas famílias.

5 CONCLUSÕES

Na UGRHI-22, as áreas do Sistema Aquífero Bauru encontram-se 18,31% sob alta vulnerabilidade, 57,1% sob média vulnerabilidade e 20,17% sob baixa vulnerabilidade, sendo a classe de média vulnerabilidade é predominante no Pontal do Paranapanema.

Entre 2002 e 2013 houve um aumento de 1.075,20% na área plantada com cana-de-açúcar. Em 2013 a cultura da cana-de-açúcar já estava presente como atividade econômica em 34,76% das áreas de alta vulnerabilidade do Sistema Aquífero Bauru na UGRHI-22.

A avaliação de risco ambiental de agrotóxico mostrou que para todos os defensivos agrícolas considerados neste trabalho não houveram concentrações de ingrediente ativo estimadas acima do valor para o padrão de potabilidade na região do Pontal do Paranapanema.

As áreas com maior potencialidade de contaminação das águas subterrâneas da área de estudo foram regiões com solos de boa drenagem e pobres em matéria orgânica na qual facilita a percolação vertical dos defensivos agrícolas e áreas com distâncias menores entre o lençol freático e a superfície.

O agrotóxico que mais se destacou nas estimativas realizadas nas áreas de risco do Pontal do Paranapanema foi o Tebuthiuron.

O *software* ARAquí mostrou-se como uma ferramenta de avaliação de risco ambiental eficaz, contribuindo na obtenção de estimativas dos defensivos agrícolas nas águas subterrâneas do Pontal do Paranapanema e fornecendo subsídios na tomada de decisão quanto a ocupação do território quanto a atividades potencialmente poluidoras.

Ao longo deste trabalho foram motivadas discussões acerca da qualidade e quantidade das águas subterrâneas do Pontal do Paranapanema (UGRHI-22), temática de suma importância uma vez que a região apresenta baixa produção relacionada ao conhecimento da água em subsuperfície. Esta análise nos permite alertar sobre a necessidade de programas de proteção de qualidade das águas subterrâneas da região, principalmente nas áreas destacadas como de alta vulnerabilidade e potencial de risco de poluição por agrotóxicos e que fazem o constante uso dos recursos subterrâneos.

Os resultados elucidam que, apesar do Pontal do Paranapanema apresentar uma intensa produção de cana-de-açúcar destacando possível perigo para a população, meio ambiente e as atividades econômicas ali desenvolvidas, nenhum valor de alta concentração de ingrediente ativo foi encontrado nas estimativas do programa computacional. Embora este trabalho consista na primeira etapa da Avaliação de Riscos Ambientais de Agrotóxico e os valores encontrados sejam considerados conservadores guardando uma grande margem de segurança, recomenda-se nas áreas que foram destacadas como de risco, principalmente os municípios de Sandovalina e Mirante do Paranapanema que apresentaram valores preocupantes de concentração de ingrediente ativo, realizar uma investigação detalhada do meio físico e da qualidade das águas subterrâneas nos poços destas regiões, realizando o monitoramento destas áreas para que sirvam como apoio no planejamento dos recursos naturais da região.

Por fim, este trabalho possibilita introduzir o pensamento mais responsável e de prevenção das águas subterrâneas no Pontal do Paranapanema (UGRHI-22). Os mapas gerados apresentaram resultados que poderão auxiliar na gestão e tomada de decisão sobre a melhoria da qualidade das águas subterrâneas do Pontal do Paranapanema.

REFERÊNCIAS

- ABASSI, S.; MOHAMMADI, K.; KHOLGI, M.; HOWARD, K. Aquifer vulnerability assessments using DRASTIC, Weights of Evidence and the Analytic Element Method. **Hydrological Sciences Journal**, v. 58, n 1, p. 186-197, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1080/02626667.2012.743027>>. Acesso em: 29 de fevereiro de 2016.
- ACKER, J. G.; LEPTOUKH, G. **Online Analysis Enhances Use of NASA Earth Science Data**. *Eos, Trans. AGU*, V.88, n.2, P. 14-17, 2007.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Atlas Brasil: Abastecimento de Água: panorama nacional**. Brasília: ANA; Engecorps / Cobrape, 2010. Disponível em: <www.ana.gov.br >. Acesso em: 10/07/2017.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Conjuntura dos Recursos Hídricos: Informe 2014**. Brasília: ANA, 2015. Disponível em: <http://conjuntura.ana.gov.br/docs/conj2014_inf.pdf>. Acesso: 29/12/2017.
- AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (ANVISA). **Relatório Nacional de Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Agrotóxicos**. 2016. Disponível em: <<http://portalarquivos2.saude.gov.br/images/pdf/2016/dezembro/05/Relatorio-Nacional-de-VSPEA-vol-1.pdf>>. Acesso em: março de 2017.
- AGRAWAL, A.; PANDEY, R. S.; SHARMA, B. Water Pollution with special reference to pesticide contamination in India. **Scientific Reseach**, v.2, p.432-448, 2010.
- AGROFIT. **Sistema de Agrotóxicos Fitossanitários: Relatório de produtos formulados**. Disponível em:<http://extranet.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons>. Acesso em: 10 jul. 2017.
- ALLER, L., et al. **DRASTIC: a standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings**. U.S Environmental Protection Agency, Oklahoma, 622 p., 1987.
- ANDRADE, S. A.; REIS, M.R.; DRUMOND, L. C. D.; CAIXETA, S. P.; RONCHI, C. P. Potencial de Lixiviação de Herbicidas em Solos Agrícolas na Região do Alto Paranaíba (MG). **Pesticidas: Revista Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v.21, p.95-102, 2011.
- ARAÚJO, R. R; ROCHA, P. C; SANTOS, A. A; RIZK, M. C; SANTOS, C. R. O agrohidronegócio canavieiro e a apropriação da rede hidrográfica na região do Pontal do Paranapanema, São Paulo, Brasil. In: 3º Congresso Internacional RESAG 2017, 2017, Belo Horizonte. **Anais** Belo Horizonte: RESAG, 2017.

ARIAS-ESTEVEZ, M.; LOPEZ-PERIAGO, E.; MARTINEZ-CARBALLO, E.; SIMAL-GANDARA, J.; MEJUTO, J.C.; GARCIA-RIO, L. The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. ***Agriculture, Ecosystems and Environment***, v.123, p. 247-260, 2008.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA QUÍMICA. **O desempenho da indústria química brasileira em 2014**. [S.l.], 2014. Disponível em: <https://www.abiquim.org.br>. Acesso em: 22/05/2017.

BARRETOS, J.M; THOMAZ JUNIOR, A. **A territorialização do agrohidronegócio canavieiro na região do Pontal do Paranapanema-SP**. CAMPO-TERRITÓRIO: Revista Agrária, v9, n19, p 287-307. – out. 2014.

CANASAT/INPE. **Monitoramento da cana-de-açúcar**. Disponível em: < <http://www.dsr.inpe.br/laf/canasat/index.html>>. Acesso em 29/07/2017.

CANUTO, T. G.; GAMA, A. F.; BARRETO, F. M. S.; NETO, M. F. A. Estimativa do Risco Potencial de Contaminação por Pesticidas de Águas Superficiais e Subterrâneas do Município de Tianguá-CE, com Aplicação do Método de GOSS e Índice de Gus. In: XVI Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas e XVII Encontro Nacional de Perfuradores de Poços, 2010, São Luís-MA. **Anais do XVI Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas e XVII Encontro Nacional de Perfuradores de Poços**. São Luís: ABAS, 2010, p. 01-20.

CARDOSO, F.; OLIVEIRA, F.; NASCIMENTO, F.; VARELLA NETO, P.; FLORES, P. 2008. Poços tubulares construídos no Brasil. In: Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 15, Natal. Natal: ABAS. CD-ROM.

CBH-PP. Comitê das Bacias Hidrográficas do Pontal do Paranapanema. **Relatório de Situação de Recursos Hídricos do Pontal do Paranapanema**. Presidente Prudente: CBH-PP, 2010.

CENTRO INTEGRADO DE INFORMAÇÕES AGROMETEOROLÓGICAS. **Balanço Hídrico Semanal**. Disponível em: < <http://www.ciiagro.sp.gov.br/>>. Acesso em: 10/07/2017.

CIVITA, M. **Le Carte dela Vulnerabilità degli acquiferia Ilinquinamento: Teoria and pratica**. Pitagora Editrice, Bologna, 325 p., 1994.

CLEARY, R. W. **Águas Subterrâneas**. Princeton Groundwater; Clean Environment Brasil.2007. Disponível em: <https://www.clean.com.br/Menu_Artigos/cleary.pdf>

COHEN, S. et al. Potential for pesticide contamination of ground water resulting from agricultural uses. In: KRUEGER, R.F.; SEIBER, J.N., eds. **Treatment and disposal of wastes**. Washington, p. 297-325, 1984.

COOPERATIVA DE SERVIÇOS, PESQUISAS TECNOLÓGICAS E INDUSTRIAIS. **Diagnóstico da situação dos recursos hídricos da UGRHI-22**. Pontal do Paranapanema: Relatório Zero. São Paulo: CPTI,1999. CD-ROM.

CRH. Conselho Estadual de Recursos Hídricos. **Subsídios para o Encontro Técnico de Águas Subterrâneas:** Levantamento das ações e projetos prioritários nos comitês de bacia, com vistas ao Plano Estadual de Recursos Hídricos. Araraquara, 2004. 32p.

DAEE – Departamento de águas e Energia Elétrica; IG – Instituto Geológico; IPT – Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo; CPRM – Serviço Geológico do Brasil. Mapa de águas subterrâneas do Estado de São Paulo, escala 1: 1.000.000. Nota explicativa. 2005. CD-ROOM.

DOMENICO, P. A.; SCHWARTZ, F. W.; **Physical and Chemical Hydrogeology.** 2nd ed., John Wiley: New York, 1998.

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

EDDLESTON, M. Patterns and problems of deliberate self-poisoning in the developing world. **Quarterly Journal Of Medicine**, v. 93, n.11, p. 715-731, 2000.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **2004 edition of the drinking water standards and health advisories.** Washington, DC: Office of water, 2004.

Disponível em:

<<http://www.epa.gov/waterscience/criteria/drinking/dwstandards2004.pdf>>. Acesso em: 23 jul. 2017.

FOSTER, S. S. D.; HIRATA, R. C. A. **Groundwater pollution risk assessment: a methodology using available data.** WHO-PAHO/HPE-CEPIS Technical Manual, Lima, Peru, 81 p, 1988.

FOSTER, S. S. D., HIRATA, R., GOMES, D., D'ELIA, M., PARIS, M. **Proteção da Qualidade da Água Subterrânea:** um guia para empresas de abastecimento de água, órgãos municipais e agências ambientais. Tradução: Sônia Vieira. São Paulo: Banco Mundial, Servmar, 104p., 2006.

FOSTER, S. Aquifer pollution vulnerability concept and tools – use, benefits and constraints. In: WITKOWSKI, A. J.; KOWALCZYK, A.; VRBA, J. **Groundwater Vulnerability Assessment and Mapping.** [s.n].Ed. Londres, Ed. Taylor & Francis Group, p. 3-9, 2007.

FILHO, J.M. Distribuição Vertical da Água no solo. In: FEITOSA, F. A. C, MANOEL, J. F., FEITOSA, E. C., DEMETRIO, J. G. A. **Hidrogeologia:** Conceitos e aplicações. 3ª Edição Revisada e Ampliada. Rio de Janeiro: CPRM – LABHID, 2008. 812p.

FUNDACENTRO. **Prevenção de acidentes no trabalho com agrotóxicos:** segurança e saúde no trabalho, n. 3. São Paulo: Fundação Jorge Duprat Figueiredo de Segurança e Medicina do Trabalho, Ministério do Trabalho, 1998.

GARCIA, R. M.; TROMBETA, L. R.; NUNES, R.S.; GOUVEIA, I. C. M. C; LEAL, A. C. Mapeamento Geomorfológico da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos Pontal do Paranapanema, São Paulo, Brasil. In: IV Workshop Internacional sobre Planejamento e Desenvolvimento Sustentável em Bacias Hidrográficas, 2013, Presidente Prudente-SP. **Anais do IV Workshop Internacional sobre Planejamento e Desenvolvimento Sustentável em Bacias Hidrográficas**. Presidente Prudente: 4: 2013. v.4. p.1501-1514.

GOMES, M. A. F.; SPADOTTO, C. A.; LANCHOTTE, V. L. Ocorrência do Herbicida Tebuthiuron na Água Subterrânea da Microbacia do Córrego Espreado, Ribeirão Preto-SP. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v.11, p.65-76, 2001.

GOMES, M. A. F.; SPADOTTO, C. A. **Subsídio à Avaliação de Risco Ambiental de Agrotóxicos em Solos Agrícolas Brasileiros**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 5p. (Comunicado Técnico, 11). Disponível em: <http://www.cnpma.embrapa.br/download/comunicado_11.pdf>. Acesso em: 15 jan. 2017.

GUERRA, N.; OLIVEIRA JÚNIOR, R.S.; CONSTANTIN, J.; NETO, A.M.O.; GEMELLI, T.M.C.J.; GUERRA, A. Potencial de Lixiviação de Herbicidas utilizados na Cultura da Cana-de-Açúcar. **Campo Digital: Revista Ciências Exatas e da Terra e Ciências Agrárias**, v.1, n.1, p.42-53, 2016.

HIRATA, R. et al. Águas subterrâneas: reserva estratégica ou emergencial. In: Bicudo, C. E.; Tundisi, J. G.; Scheuenstuhl, M. **Águas do Brasil: análises estratégicas**. 1ed. São Paulo: Instituto de Botânica, v. 1, 2010. p. 149-164.

INSTITUTO GEOLÓGICO (IG); COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB); DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA (DAEE). **Mapeamento da vulnerabilidade e risco de poluição das águas subterrâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo: IG, CETESB, DAEE, 1997.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO - IPT. **Mapa Geológico do Estado de São Paulo, 1:500.000**. São Paulo, IPT. 2v. (IPT, Monografia 6, Publicação 1184). 1981

IRITANI, M. A.; EZAKI, S. **As águas subterrâneas do Estado de São Paulo**. 3 ed. São Paulo: Secretaria do Estado do Meio Ambiente- SMA, 2012.

KISHI, M. The Health Impacts of Pesticides: What do we now Know? In: PRETTY, J.N. **The Pesticide Detox: Towards a more sustainable agriculture**. London: Earthscan, 2005. 314 p.

KUMAR, S.; THIRUMALAIVASAN, D.; RADHAKRISHNAN N.; MATHEW, S. Groundwater vulnerability assessment using SINTACS model. **Geomatics, Natural Hazards and Risk**, v.4, n 4, p. 339-354, 2013. Disponível em:<http://dx.doi.org/10.1080/19475705.2012.732119>>. Acesso em: 29 de fevereiro de 2016.

LEAL, A. C. **Gestão das Águas no Pontal do Paranapanema - São Paulo**. 2000. 299f. Tese (Doutorado em Geociências – Área de concentração em Administração e Política de Recursos Minerais) – Inst. de Geociências – UNICAMP, Campinas.

LINHARES, F. M. et al. Avaliação da vulnerabilidade e do risco à contaminação das águas subterrâneas da bacia hidrográfica do Rio Gramame (PB). **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 26, n.1, p.139-157, 2014.

LLAMAS, R.; MARTINEZ-SANTOS, P. “Intensive Groundwater Use: Silent Revolution and Potential Source of Social Conflict”, in ASCE **Journal of Water Resources Planning and Management**, v.131, n.5,p. 337-341, 2005.

LOPEZ-PEREZ, G.C.; ARIAS-ESTEVEZ, M.; LOPEZ-PERIAGO, E. SOTO-GONZALEZ, B.; CANCHO-GRANDE, B. SIMAL-GANDARA, J. Dynamics of pesticides in potato crops. **J. Agric. Food Chem**, v. 54, n.5, p.1797-1803, 2006.

LOURENCETTI, C.; SPADOTTO, C.A.; SILVA, M.S.; RIBEIRO, M.L. Avaliação do potencial de contaminação de águas subterrâneas por pesticidas: comparação entre métodos de previsão de lixiviação. **Pesticidas: Revista Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 15, p. 1-14, 2005.

MAIA, P. H. P; CRUZ, M. J. M. Um novo método para avaliar a vulnerabilidade de Aquíferos. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v 15, n 2, p. 29-40. 2011.

MANZIONE, R. L. Análise de riscos de desastres naturais em ambientes urbanos. In: JÚNIOR MAGNONI, L.; LOPES, S.S.E.; DO VALE, J.M.F.; CAVARSAN, E.A.; MAGNONI, M.G.M.; FIGUEIREDO, W.S.; CAMPOS, P.F.C. (Org.) **JC na escola - Ciência: Mudanças climáticas, desastres naturais e prevenção de riscos**. Bauru: Jornal da Cidade, 2011, p. 26-27.

MANZIONE, R.L. **Águas Subterrâneas: Conceitos e Aplicações sob uma Visão Multidisciplinar**. 1ª Ed. Jundiaí: Paco Editorial; 2015. 388 p.

MENDONÇA, J. L. G, GUTIERRE, T. M. C., O potencial hidrogeológico do Grupo Bauru no Estado de São Paulo, 1st Joint World Congress on Groundwater, Fortaleza, CE 2000.

MESTRINHO, S. S. P. Qualidade de Águas Subterrâneas e Hidrogeoquímica para o Agronegócio. In: XIV Encontro Nacional de Perfuradores de Poços e Simpósio de Hidrogeologia do Sudeste, 2005, Ribeirão Preto. **Anais do XIV Encontro Nacional de Perfuradores de Poços e Simpósio de Hidrogeologia do Sudeste**. Ribeirão Preto: Associação Brasileira de Águas Subterrâneas, 2005, v. 14. P. 2-10.

MONTERO, R. C. **Vulnerabilidade e Perigo de Contaminação dos Aquíferos nas Subbacias do Alto Aguapeí e Alto Peixe-SP**. 2012. 133 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental – Área de concentração Geotecnia) – Faculdade de Engenharia – UNESP, Bauru.

MORAES, D. A. C.; SPADOTTO, C. A. Estimativas de concentrações de glyphosate e AMPA em água subterrânea em cenário crítico e comparação com padrões de potabilidade. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GLYPHOSATE, 3, 2011, Botucatu. **Trabalhos científicos...** Botucatu: Fepaf, 2011. p. 393-395.

MORAES, D. A. C. **Espacialização das Estimativas de Contaminação de Água Subterrânea por Defensivos Agrícolas**. 2012. 101 f. Tese (Doutorado em Agronomia – Programa Irrigação e Drenagem) – Faculdade de Ciências Agrárias – UNESP, Botucatu.

MORAES, D.A.C; ZIMBACK, C.R.L.; SPADOTTO, C.A. Espacialização das Estimativas de Contaminação de Águas Subterrâneas por Tebuthiuron. **Irriga**, Botucatu, v.17, n.3, p. 299-312, 2012.

MORAES, D. A. C.; ZIMBACK, C.R.L. ; SPADOTTO, A, C . Espacialização das concentrações estimadas de Hexazinona na água subterrânea considerando diferentes lâminas de irrigação. In: III Simpósio de Geoestatística Aplicada em Ciências Agrárias, 2013, Botucatu. **Resumos Expandidos do III Simpósio de Geoestatística Aplicada em Ciências Agrárias**, 2013. p. 1-6.

MOROZ-CACCIA GOUVEIA, I. C; GOUVEIA, J. M. C.; Pimenta, J. P. de O. Fragilidade Ambiental aos Processos Erosivos Lineares no Pontal do Paranapanema. In: XVI Encontro de Geógrafos da América Latina, 2017, La Paz. **Memorias de las ponencias del EGAL 2017**. La Paz: XVI EGAL, 2017.

NATIONAL PESTICIDE INFORMATION CENTER. **OSU extension pesticide properties data base**. 1994. Disponível em: <<http://npic.orst.edu/ingred/ppdmmove.htm>>. Acesso em: 10 nov. 2017.

NOBRE, R. C. M. **Avaliação de Risco para o uso e proteção de aquíferos. Estudo de caso: região metropolitana de Maceió-AL**. 2006. 296 f. Tese (Doutorado em Engenharia – Ciências em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Rio de Janeiro.

PERES, F.; MOREIRA, J.C.; DUBOIS, G.S. Agrotóxicos, saúde e ambiente: uma introdução ao tema. In: PERES, F.; MOREIRA, J.C. (org.). **É Veneno ou Remédio? Agrotóxicos, saúde e ambiente**. Rio de Janeiro: Editora Fiocruz, 2003. 384 p.

PESSANHA, R. M. B. **Uso de agrotóxicos e receituário agrônomo: o defensivo agrícola**. São Paulo: Agroedições, 1982. 185 p.

PIMENTEL, D.; LEVITAN, L. Pesticides: amounts applied and amounts reaching pests. **Bioscience**, v.36, n.2, p. 86-91, 1986.

PINHEIRO, K. S. F.; GARCÊS, M.M. Mapeamento da Vulnerabilidade do Aquífero do Parque Estadual do Bacanga: Comparação entre os métodos DRASTIC, GOD E SINTACS. In: XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2015, São Paulo.

Anais. Disponível em: < http://www.evolvedoc.com.br/sbrh/detalhes-851_mapeamento-da-vunerabilidade-do-aquifero-do-parque-estadual-do-bacanga-comparacao-entre-os-metodos-drastic-god-e-sintacs. Acesso em: 28 de fevereiro de 2016.

PIZA, A. V. T. **Avaliação da capacidade adsortiva de carvões ativados para a remoção de Diuron e Hexazinona.** 2008. Dissertação (Mestrado) - Centro de Ciências Exatas Naturais e Tecnológicas da Universidade de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto, 2008.

QUEIROZ, B. P. V. **Biodegradação de 1 4c-atrazina em condições semi controladas.** 1997. 95 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1997.

Disponível em:

<http://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/_Public/34/073/34073707.pdf>. Acesso em: 11 nov. 2017.

RAO, P. S. C. et al. Indices for ranking the potential for pesticide contamination of groundwater. **Soil and Crop Science Society Florida Proceedings**, Gainesville, v. 44, p. 1-8, 1985.

RABELLO, D. **Campesinato e Agrohidronegócio Canavieiro no Pontal do Paranapanema:** Os desafios para a transição Agroecológica. 2014. 105 f. Trabalho de Conclusão de Curso – Faculdade de Geografia, Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, 2014.

REBOUÇAS, A. C. Águas Subterrâneas. In: REBOUÇAS, A. C; BRAGA, B; TUNDISI, J.G. (Orgs). **Águas doces no Brasil:** Capital ecológico, uso e conservação. 3. ed. São Paulo: Escrituras editora, 2006, p. 117-150.

RIAL-OTERO, R.; CANCHO-GRANDE, B.; ARIAS-ESTEVEZ, M.; LOPEZ-PERIAGO, E.; SIMAL-GANDARA, J. Procedure for the measurement of soil inputs of plant protection agents whashed off through vineyard canopy by rainfall. **J. Agric. FoodChem**, v.51, n.17, p. 5041-5046, 2003.

ROCHA, P. C; SANTOS, C. R; SANTOS, A. A. A expansão da Atividade Canavieira e Interações com a rede hidrográfica na região do Pontal do Paranapanema, São Paulo, Brasil. In: IX SEMINÁRIO LATINO-AMERICANO E V SEMINÁRIO IBERO-AMERICANO DE GEOGRAFIA FÍSICA, 2016, Guimarães-Portugal. **Livro de Atas.** Guimarães - Portugal: Universidade do Minho. UMDGEO - Departamento de Geografia, 2016. p. 611-622.

ROSS, J. L. S. Os fundamentos da geografia da natureza. In: ROSS, Jurandyr Luciano Sanches (Org.). **Geografia do Brasil.** São Paulo: Universidade de São Paulo, 1996.

ROSS, J. L. S.; MOROZ, I. C. **Mapa Geomorfológico do estado de São Paulo escala 1:500.000**. São Paulo: Laboratório de Geomorfologia, Departamento de Geografia FFLCH – USP/IPT/FAPESP, 1997.

ROSSI, M. 2017. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo**: revisado e ampliado. São Paulo: Instituto Florestal, 2017. V.1. 118p.

RUY, R.; REIS, T.E.S. Risco de Contaminação por Agrotóxicos das Águas Subterrâneas em Áreas Cultivadas com Cana-de-Açúcar. **Pesticidas**: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente, Curitiba, v.22, p.77-84, 2012.

SAIDI, S.; BOURI, S.; DHIA, B. H.; Sensitivity analysis in groundwater vulnerability assessment based on GIS in the Mahdia-KsourEssaf aquifer, Tunísia: a validation study. **Hydrological Science Journal**, v. 56, n 2, p. 288-304, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1080/02626667.2011.552886>>. Acesso em: 28 de fevereiro de 2016

SHIKLOMANOV, I. A.; RODDA, J. C. **World Water Resources at the Beginning of the Twenty-First Century**. Cambridge: Cambridge University Press, 452 p, 2003.

SILVA, E.; MENDES, M.P.; RIBEIRO, L. e CEREIJEIRA, M.J. Exposure assessment of pesticides in a shallow groundwater of the Tagus vulnerable zone (Portugal): a multivariate statistical approach (JCA). **Environmental Science Pollution Research**, v. 19, n. 7, p. 2667-2680, 2012.

SPADOTTO, C. A.; FILIZOLA, H.; GOMES, M. A. F. Avaliação do Potencial de Lixiviação de Pesticidas em Latossolo da Região de Guaíra, SP. **Pesticidas**: R. Ecotoxicol. e Meio Ambiente, v.11, p.127-136, 2001.

SPADOTTO, C. A. Screening method for assessing pesticide leaching potential. **Pesticidas**: revista de ecotoxicologia e meio ambiente, Curitiba, v. 12, p. 69-78, 2002.

SPADOTTO, C. A.; MORAES, D. A. C.; BALLARIN, A. W.; FILHO, J. L.; COLENCI, R. A. **ARAQUÁ: Software para Avaliação de Risco Ambiental de Agrotóxico**. 1ª Ed. Campinas: Embrapa; 2010. 15 p.

THOMAZ JUNIOR, A. **Dinâmica Geográfica do Trabalho no Século XXI**: (Limites explicativos, Autocrítica e Desafios Teóricos). 2009. 503p. Tese (livre-docência). Faculdade de Ciências e Tecnologia/Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, 2009.

THOMAZ JUNIOR, A. O agrohidronegócio no centro das disputas territoriais e de classes no Brasil no século XXI. **CAMPO-TERRITÓRIO**: Revista Agrária, v5, n10, p 92 – 122, 2010. Acesso em: 10 ago. 2017.

YOUNES, M.; GALAL-GORCHEV, H. Pesticides in drinking water e a case study. ***Food and Chemical Toxicology***, v. 38, n.1, p. 87-90, 2000.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **The Public Health Impact of Pesticides Use in Agriculture**. World Health Organization, Geneva, 1990.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Exposure to Highly Hazardous Pesticides: a Major Public Health Concern**. Geneva, 2010.

ZOBY, J.; MATOS, B. 2002. Águas subterrâneas no Brasil e sua inserção na Política Nacional de Recursos Hídricos. In: Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 12, Florianópolis: ABAS. CD-ROM.